



UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA

FACULTAD DE CIENCIAS

ESCUELA DE BIOLOGÍA

**ZOOPLANCTON DEL EMBALSE PETAQUIRE (EDO. VARGAS):
ABUNDANCIA, BIOMASA Y RELACIONES TALLA-PESO**

TRABAJO ESPECIAL DE GRADO

Presentado ante la Ilustre Universidad Central de Venezuela, por el **Br. Oscar Zapata**, como requisito para optar al título de Licenciado en Biología.

Tutor: Prof. Ernesto González

CARACAS, Septiembre de 2018

Dedicatoria

Cada día me levanto porque tengo dos razones, dos razones que me motivan e impulsan, me impulsan a intentar ser mejor y dar lo mejor de mí. A ustedes
DUBELYS Y MATÍAS.

AGRADECIMIENTOS

A Dios ante todo por permitirme llegar a este punto en la vida, dándome la fuerza para superar los obstáculos.

A mis padres, Ana y Oscar, quienes con su esfuerzo, amor, confianza y comprensión, me han permitido siempre realizar mis sueños; sin su apoyo no podría haber llegado hasta donde estoy. A ustedes, quienes me lo han dado todo, mil gracias.

A mi esposa Dubelys, que siempre ha estado para darme una palabra de aliento, impulsarme y transitar este difícil camino junto a mí, le agradezco sobre todo los últimos días que ha implicado escribir este trabajo. ¡¡¡GRACIAS!!!! ¡LO ALCANZAMOS!

A mi hijo Matías, por ser ese motor que me moviliza para alcanzar metas y mejorar cada día.

A mi familia, por enorgullecerse de mis éxitos como si fuesen propios, en especial a mi abuelo Arnoldo, a mis abuelas Aura y Natividad, por abrirme los caminos, porque a pesar de que todos no estén entre nosotros, nunca he dejado de sentir su apoyo y aliento. Sé que están orgullosos de mí.

A la Sra. Elayne y al Sr. Santiago por brindarme siempre su apoyo incondicional.

A mi tutor, el Prof. Ernesto González, quien más que un guía académico, fue un mentor en múltiples vivencias. Por su dedicación, apoyo y comprensión. Por brindarme la oportunidad que me permite hoy optar al título de Licenciado al abrirme las puertas del laboratorio y las del mundo de la investigación. Gracias por tenerme paciencia y creer en mí.

Al Lic. Joxmer Scott, por su ayuda y apoyo que, aunque breve, fue de suma importancia para el desarrollo de esta investigación

Al Prof. Rubén Torres y al Prof. Simón Astiz, por su tiempo y dedicación en la revisión del trabajo, quienes en su papel de evaluadores contribuyeron a enriquecerlo de manera significativa.

Al Laboratorio de Ecología Acuática del IVIC que, sin conocerme, depositaron su confianza en mi persona para llevar a cabo este importante proyecto, en especial a Mary Carmen Pérez, María Daniela Mendoza, Anais Osío y José Vicente Montoya.

Al Sr. Vivian Capote de Hidrocapital, por su apoyo y colaboración en los trabajos de campo.

A mis amigos, quienes me han acompañado en los momentos más importantes de mi carrera y brindado su apoyo incondicional, en especial a Gera, Diego, Iván, Douglas y Deiby con los que he compartido innumerables experiencias a lo largo de esta carrera

Al Dr. William Silva y al Instituto Internacional de Ecología de São Carlos, São Paulo, Brasil, por la ayuda en la identificación del copépodo.

A la Universidad Central de Venezuela, por permitirme ser uno de esos bachilleres venezolanos que logró vencer las sombras.

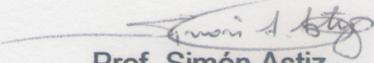
UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA DE BIOLOGÍA

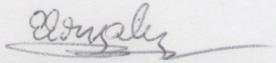


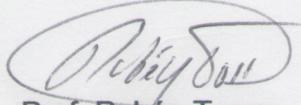
DEL EXAMEN PÚBLICO Y SOLEMNE DEL TRABAJO ESPECIAL DE
GRADO DEL Br. Oscar Luis Zapata Chacón

Quienes suscriben, miembros del jurado designado por el Consejo de Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias de la Universidad Central de Venezuela para examinar el Trabajo Especial de Grado del Br. Oscar Luis Zapata Chacón, C.I. 19.452.471, intitulado **“Zooplankton del embalse Petaquire (Estado Vargas): Abundancia, biomasa y relaciones talla-peso”**, para optar al título de Licenciado en Biología, consideran que dicho trabajo cumple con los reglamentos respectivos y cubre todas las exigencias requeridas por la Universidad Central de Venezuela, declarado por lo tanto, **APROBADO**.

Para dar fe de ello, se levanta la presente Acta en Caracas, a los veinte días del mes de septiembre de 2018, dejando constar que el Prof. Ernesto González actuó como Coordinador del jurado examinador.


Prof. Simón Astiz
(Jurado)


Prof. Ernesto González
(Tutor, Coordinador)


Prof. Rubén Torres
(Jurado)

Resumen

El embalse Petaquire, construido en el año 1929, actualmente abastece de agua al sector oeste del Estado Vargas. Hasta la fecha, no ha habido un estudio referente a la comunidad planctónica ni sobre otros aspectos sobre sus características limnológicas. Por tal motivo, se propuso determinar las variaciones mensuales (julio 2015 – marzo 2016) de la abundancia y biomasa del zooplancton a diferentes profundidades (superficie, intermedio y fondo) y las relaciones de talla y peso seco del zooplancton. Las muestras fueron tomadas cerca del dique con una trampa de Schindler- Patalas (12 litros), y preservadas con solución de formaldehído (concentración final 4%). La abundancia se determinó por conteo en cámaras de Sedgwick-Rafter (1 mL), mientras que la biomasa se estimó como peso seco tras desecar los organismos a 60°C por 20-24 horas y ser pesados en una ultramicrobalanza. La comunidad zooplanctónica estuvo dominada por los rotíferos, siendo *Keratella americana* y *Polyarthra remata* las especies dominantes. La abundancia promedio del zooplancton fue de 51 Ind./L \pm 39, mientras que el promedio de biomasa fue de 38,8 μ g p.s./L \pm 11,4. Se demostró la existencia de una relación directa entre el peso seco de cada uno de los estadios del copépodo *Thermocyclops decipiens* y sus respectivas tallas, la cual se acercó a una distribución del tipo exponencial que presentó un valor de $R^2= 0,9981$. En conclusión, la abundancia y la estructura comunitaria del zooplancton parecieron responder en mayor grado a los cambios ambientales ocurridos en el embalse que a las variaciones relacionadas con la clorofila-*a*.

Palabras claves: Embalse Petaquire, zooplancton, abundancia, biomasa, eutrofización

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	Pág.
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	7
III. OBJETIVOS.....	11
1. Objetivo General... ..	11
2. Objetivos Específicos... ..	11
IV. AREA DE ESTUDIO.....	12
V. MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
Métodos de campo... ..	14
Zooplankton... ..	14
Abundancia... ..	14
Biomasa,peso seco y talla	14
Métodos de laboratorio	15
Zooplankton... ..	15
Abundancia... ..	15
Biomasa	15
Talla y peso seco... ..	16
VI. TRATAMIENTO DE DATOS.....	17
VII. RESULTADOS	20

Caracterización fisicoquímica y concentración de clorofila- <i>a</i> en el embalse Petaquire	20
Zooplancton.....	26
Abundancia del zooplancton	26
Biomasa.....	36
Análisis de agrupamiento y análisis de componentes principales... ..	38
Talla y peso seco.....	42
VIII. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	44
IX. CONCLUSIONES	54
X. RECOMENDACIONES.....	55
XI. BIBLIOGRAFÍA	56

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Ubicación relativa del embalse Petaquire, mostrando la localidad de estudio (X). Imagen tomada de Google Maps. Coordenadas (10°28'06.5''N67°09'13.2''W)..13	
Figura 2. Datos de precipitación mensual en el área del embalse Petaquire, a partir de las estaciones climatológicas de Petaquire y Bajo Seco. El dato de diciembre fue extrapolado, ya que no estaba disponible. Fuente: INAMEH (2018)..... 20	20
Figura 3. Variaciones en la transparencia del agua en los meses de estudio del embalse Petaquire21	21
Figura 4. Variaciones de la temperatura del agua en el embalse Petaquire durante el período de estudio. 22	22
Figura 5. Variaciones en la concentración de oxígeno disuelto en el embalse Petaquire durante el período de estudio 22	22
Figura 6. Variaciones del pH en la columna de agua en el embalse Petaquire durante el período de estudio 23	23
Figura 7. Variaciones de la conductividad en el embalse Petaquire durante el período de estudio 24	24
Figura 8. Variaciones en la concentración de fósforo total en la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio 25	25
Figura 9. Variaciones en la concentración de clorofila- <i>a</i> en el embalse Petaquire durante el período de estudio 25	25

Figura 10. Vista microscópica de algunos caracteres diagnósticos para la identificación de <i>Thermocyclops decipiens</i> : A y B: 5° par de patas de hembra adulta. C: Receptáculo seminal de hembra adulta. D: Espinas en espacio intercoxal del 4° par de patas de hembra adulta.....	27
Figura 11. Abundancias media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de julio 2015	28
Figura 12. Abundancias media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de agosto 2015	28
Figura 13. Abundancia media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de septiembre 2015....	28
Figura 14. Abundancia media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de octubre 2015.....	29
Figura 15. Abundancia media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de noviembre 2015.....	29
Figura 16. Abundancia media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de diciembre 2015.....	29
Figura 17. Abundancia media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de enero 2016.....	30
Figura 18. Abundancia media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de febrero 2016	30
Figura 19. Abundancia media (a) y proporciones de grupos del zooplancton (b) del embalse de Petaquire para el mes de marzo 2016.....	30

Figura 20. Variaciones de abundancia del zooplancton en cada uno de los tres estratos de la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio	31
Figura 21. Variaciones de la abundancia de los grupos del zooplancton en los estratos superficial, intermedio y de fondo durante el período de estudio. a) Copepoda, b) Cladocera y c) Rotifera	32
Figura 22. Proporciones de los diferentes estadios de copépodos durante el periodo de estudio	33
Figura 23. Abundancia promedio del zooplancton en la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio	33
Figura 24. Proporciones de los diferentes grupos del zooplancton durante el período de estudio	34
Figura 25. Índices de Simpson (D), Shannon-Wiener (H') y Pielou (J) y riqueza de especies (S) en el embalse Petaquire durante el período de estudio	35
Figura 26. Variaciones de biomasa del zooplancton en cada uno de los tres estratos de la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio	36
Figura 27. Biomasa promedio del zooplancton en la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio	37
Figura 28. Resultados del análisis de agrupamiento para los meses estudiados en el embalse de Petaquire.....	39
Figura 29. Ordenamiento de las variables ambientales y biológicas en los biplots sobre: A) primero y segundo componentes, B) primero y tercer componentes, y C) segundo y tercer componentes.	41
Figura 30. Relación entre el peso seco y la talla de los diferentes estadios del copépodo <i>Cyclopoida Thermocyclops decipiens</i>	43

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Lista de especies de zooplancton encontradas en el embalse Petaquire.....	26
Tabla 2. Correlaciones paramétricas estadísticamente significativas... ..	38
Tabla 3. Autovalores y % de varianza explicada para los distintos componentes	40
Tabla 4. Peso seco y talla promedio de las especies de zooplancton más representativas del embalse Petaquire	42

I INTRODUCCIÓN

Los embalses y lagos son sistemas dinámicos complejos que albergan una variedad amplia de formas de vida y los aportes excesivos de nutrientes por parte de las actividades antrópicas producto del establecimiento y expansión de las poblaciones humanas, con frecuencia modifican los gradientes verticales y horizontales de las variables limnológicas tales como la penetración de la luz, temperatura del agua, oxígeno disuelto y concentración de nutrientes, lo que afecta también a las comunidades que en ellos viven (Infante 1988). De esta forma, estos cuerpos de agua representan modelos óptimos para el estudio de la riqueza específica en relación a los gradientes ambientales, ya que forman entidades ecológicas que están bien delimitadas en el paisaje (Dodson y col., 2000).

Dentro de estas formas de vida se destaca el plancton, que es una comunidad pelágica que vive suspendida en el seno del agua (Infante, 1988). Los organismos planctónicos se caracterizan por presentar un gran dinamismo en su composición y abundancia, y por ser fuente directa de alimentación para muchas formas de vida de los cuerpos de agua debido a su tamaño pequeño, que varía desde unos pocos micrómetros hasta unos pocos milímetros, así como por su limitado o inexistente poder de locomoción. Esta condición lo incapacita para contrarrestar la fuerza de las corrientes, por lo cual se desplazan con ellas. Los componentes más representativos del plancton dulceacuícola comprenden: bacterias, algas, protozoarios, rotíferos, cladóceros, copépodos y larvas de insectos, los cuales pueden ser divididos en un componente vegetal y otro animal denominados fitoplancton y zooplancton, respectivamente (Infante, 1988; Zoppi 2012).

Un elemento importante en la transmisión de la energía dentro de los sistemas de aguas continentales es el zooplancton, ya que su abundancia y distribución varían temporalmente en respuesta a cambios en factores bióticos y abióticos, como depredación y competencia (Vanni, 1987; Folt y Burns, 1999) y en respuesta a cambios en la diversidad y abundancia del fitoplancton (Armengol, 1982; Folt y Burns, 1999; Wetzel, 2001). Por esta razón, el estudio de la composición específica del zooplancton provee información invaluable acerca del estado trófico (Suárez y col., 1991; 1993) y la biomasa de las especies de zooplancton es un parámetro importante y necesario para calcular los procesos de productividad general de los lagos y embalses (Melão y Rocha, 2004). Además, la determinación del tamaño de zooplancton y peso seco constituye una contribución y herramienta importante para el estudio de la estructura trófica en la red en los ecosistemas acuáticos (Rocha y col., 1995; Pinto-Coelho y col., 2005).

Las comunidades zooplanctónicas dulceacuícolas están constituidas esencialmente por rotíferos, cladóceros y copépodos. Los rotíferos, que son uno de los componentes más importantes del zooplancton de agua dulce en riqueza y abundancia, juegan un papel fundamental en las cadenas tróficas pelágicas de los lagos (Margalef, 1983). Son un eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios, pero su importancia se acrecienta porque pueden transferir materia y energía desde bacterias y partículas detríticas de pequeño tamaño, que son recursos no utilizables por otros organismos planctónicos. Debido a su origen dulceacuícola, exhiben una gran diversificación y son muy abundantes en aguas continentales; sólo excepcionalmente se encuentran en ambientes marinos (Infante, 1988; Brusca y Brusca, 2005).

Los protozoarios, son organismos que pueden ser unicelulares o reunirse en colonias y su

tamaño varía desde unos pocos micrómetros hasta algunos milímetros. Se alimentan principalmente de bacterias y microalgas, como también de otros protozoarios (Infante, 1988).

Los crustáceos planctónicos se dividen en branquiópodos y copépodos. De los distintos órdenes de branquiópodos, los más conocidos y estudiados son los ctenópodos y anomópodos, conocidos tradicionalmente como cladóceros. Los cladóceros son un grupo predominantemente dulceacuícola y son pocas las especies marinas. Abundan en el litoral de los lagos, pero en el plancton tienen asimismo una amplia representación (Roldán, 1992). El tamaño de los cladóceros varía entre 200 y 3000 μm , el cuerpo es bastante transparente y está cubierto por dos valvas sin presencia de una segmentación evidente. Son principalmente herbívoros y también pueden incluir algunas especies depredadoras (Infante, 1988).

Por su parte, los copépodos son crustáceos más complejos que se pueden localizar tanto en aguas continentales, estuarinas y marinas, siendo mucho más abundantes y diversos en aguas marinas que los rotíferos y cladóceros. Presentan un gran número de especies que pueblan todas las aguas y constituyen una fracción importante de la biomasa del zooplancton, alrededor del 50%, tanto en las aguas marinas como en las epicontinentales; dicha proporción está disminuida en las aguas más eutróficas por el mayor desarrollo de cladóceros y rotíferos en ellas. Comprenden especies herbívoras (Calanoida), depredadoras y omnívoras (Cyclopoida). Algunas especies de Cyclopoida también pueden presentar canibalismo (Margalef, 1983). Este tipo de cambio en el comportamiento depredador, como lo es el canibalismo, puede ser desarrollado como consecuencia de la escasez de alimento, y resulta un factor importante en la organización de la estructura comunitaria del zooplancton (Plön, 1985).

Además de los grupos mencionados anteriormente, en las aguas continentales se encuentran presentes en menor cantidad organismos de otros grupos, cuyos representantes más notables son los ostrácodos. Estos organismos son bentónicos y rara vez son encontrados en las muestras de plancton (Delorme, 1991). Algunos ostrácodos tropicales pueden ser genuinamente planctónicos (Margalef, 1983). Adicionalmente, en el plancton se pueden encontrar de manera accidental larvas de diversos insectos como las de los dípteros de la familia Chaoboridae y del género Chaoborus, que son elementos constantes del plancton de muchos lagos (Margalef, 1983).

El desarrollo de las poblaciones de zooplancton no solo va a depender de la cantidad de alimento disponible sino también de su calidad. La variada calidad nutricional de los diferentes taxones de algas sugiere que el zooplancton está limitado por las comunidades fitoplanctónicas, cuando éstas no están sumamente dominadas por diatomeas o criptofíceas, u otros grupos de algas de gran valor alimenticio (Brett y col., 2000; Ramos-Rodríguez y Conde-Porcuna, 2003). En los sistemas acuáticos y terrestres el nitrógeno y el fósforo pueden encontrarse en concentraciones más bajas en las plantas que en los herbívoros (Skinner y Cohen, 1994; Sterner y Hessen, 1994) y, en consecuencia, los nutrientes de la dieta pueden limitar el crecimiento y reproducción de estos organismos. Dentro del zooplancton, los rotíferos son más sensibles a la limitación de fósforo que los crustáceos (Morales-Baquero y Conde-Porcuna, 2000; 2002). En sistemas oligotróficos, las entradas atmosféricas de fósforo y las diferencias en las cuencas de captación pueden controlar la abundancia de los organismos zooplanctónicos en una escala regional (Morales-Baquero y Conde-Porcuna, 2000). Las interacciones intraespecíficas también pueden jugar un papel importante limitando el crecimiento poblacional de las especies zooplanctónicas.

Las primeras investigaciones sobre el zooplancton dulceacuícola en embalses venezolanos fueron realizadas en el embalse Lagartijo (Edo. Miranda), cuando Infante (1976) estudió la composición y variaciones estacionales del zooplancton. Infante (1982), estudió las variaciones anuales de la abundancia de zooplancton en el lago de Valencia, encontrando patrones estacionales en los grupos más representativos (Copepoda, Cladocera y Rotifera) que estaban relacionados con la disponibilidad de alimento y la depredación dentro del lago.

Durante el periodo de 1992 a 2000, el Laboratorio de Limnología de la UCV, realizó trabajos de caracterización limnológica en diferentes embalses en los que se incluyó la determinación de la composición, abundancia y biomasa del zooplancton. Así, se cuenta con datos de composición, abundancia y biomasa en los embalses Camatagua, Guanapito y Lagartijo (Infante y col., 1992), Lagartijo (Infante e Infante, 1994), El Andino y El Cují (Infante y col., 1995), La Mariposa (Mendoza, 1999; Carrillo, 2001), Agua Fría y Tierra Blanca (González y col., 2004a), Suata (Cabrera, 2009; González y col., 2009). González y col. (2011), realizaron una compilación de los datos de biomasa y abundancia del zooplancton de 13 embalses de Venezuela, en donde relacionaron la abundancia y biomasa del zooplancton con la biomasa del fitoplancton, encontrando correlaciones estadísticamente significativas entre estas variables. Más recientemente, González (2017) evaluó las variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton del embalse Camatagua luego del trasvase de aguas desde fuentes altamente contaminadas y eutrofizadas a través del río Guárico.

Entre otros trabajos que pueden destacarse, por presentar aspectos comparativos entre cuerpos de agua diferentes o entre estaciones climáticas diferentes, se encuentran los de González y col.

(2002), quienes estudiaron y compararon la abundancia y composición de dos poblaciones de zooplancton en embalses con distintos niveles tróficos, encontrando que la abundancia y composición del zooplancton se ve afectada por factores como la disponibilidad de recursos, la relación o vinculación del fitoplancton con el zooplancton y la depredación por parte de los peces. Merayo y González (2010), documentaron por primera vez las variaciones horizontales y temporales del zooplancton del embalse de los Clavellinos (Edo. Sucre), para establecer patrones de distribución durante los periodos de estratificación térmica y mezcla de aguas, determinando que las variaciones en la abundancia del zooplancton se relacionan fuertemente con las variaciones ambientales regidas por los periodos de estratificación térmica y mezcla que con las variaciones en la concentración de clorofila-*a*.

De alrededor de un centenar de embalses que existen en Venezuela, sólo se cuenta con información sobre aspectos de la taxonomía o ecología del zooplancton en 20 de ellos (López y col., 2001). En el caso del embalse seleccionado para este estudio, Petaquire, no hay trabajos previos sobre sus características limnológicas, incluyendo los aspectos relacionados con el zooplancton, y debido a que este embalse es utilizado para el suministro de agua potable del sector oeste del estado Vargas (Castillo y col., 1973), se ha planteado caracterizar las comunidades zooplanctónicas presentes en cuanto a composición, abundancia y biomasa, que permitan evaluar la calidad del agua de dicho embalse.

II ANTECEDENTES

Los estudios sobre el zooplancton se iniciaron en Venezuela con el trabajo de Pearse en 1921, quien publicó una lista de las especies de los crustáceos del lago de Valencia; luego en 1952, Keifer trabajó con el material colectado por F. Gessner en la expedición limnológica de Alemania a Venezuela en el embalse de La Mariposa. Posteriormente, Hersbt realizó la descripción de dos nuevas especies del género *Diaphanosoma* con muestras colectadas en el embalse de Lagartijo. En 1956, Gessner publicó los resultados de la expedición limnológica alemana a Venezuela en 1952. Por primera vez se dieron listas que incluían cladóceros, copépodos y rotíferos del lago de Valencia y otros cuerpos de agua de Venezuela. En 1968, Gessner publicó un trabajo sobre el plancton del lago de Valencia donde incluía datos cuantitativos sobre el fitoplancton y el zooplancton (citados por López y col., 2001; Infante, 1981).

Las primeras investigaciones sobre el zooplancton dulceacuícola en embalses venezolanos fueron realizadas en el embalse Lagartijo (Edo. Miranda), cuando Infante (1976) estudió la composición y las variaciones estacionales del zooplancton. Zoppi ha realizados múltiples trabajos con el zooplancton en ambientes dulceacuícolas, destacándose las investigaciones realizadas en las sabanas inundables de Mantecal, estado Apure (Zoppi 2012). A partir de entonces, se publicarían varios trabajos sobre la comunidad zooplanctónica en los lagos y embalses de Venezuela, entre los que se pueden citar: Infante (1978), estudió la composición de especies y su abundancia en el lago de Valencia, encontrando que entre los rotíferos la especie más abundante fue *Keratella americana*, seguida por *Brachionus calyciflorus* y finalmente por *Brachionus havanaensis*. También encontró que *Anuraeopsis* sp. era relativamente abundante.

Los cladóceros fueron uno de los grupos más escasos. En cuanto a los copépodos, las especies más abundantes fueron *Thermocyclops hyalinus* y *Notodiaptomus venezolanus*. Infante y col. (1979), realizaron una lista de los copépodos del lago de Valencia, donde se incluía una descripción detallada de cada especie, se ilustraban las partes claves para la identificación de cada una de ellas y también detalles sobre su distribución en el lago. Posteriormente, Infante (1980a), realizó una lista completa de los rotíferos del lago de Valencia, incluyendo también una descripción de cada especie, se ilustraban las partes claves para la identificación de cada una de ellas y también expuso detalles sobre su distribución en el lago. Luego, Infante (1980b), publicó una lista de los cladóceros del lago de Valencia, con ilustraciones, descripciones y claves para la identificación de cada una de las especies, además de discutir sobre la distribución de dichas especies en el lago. Infante (1981), determinó que la disponibilidad de alimento y la depredación afectaban de forma determinante las variaciones de abundancia anual de zooplancton de los grupos más representativos (Copepoda, Cladocera y Rotifera) en el lago de Valencia. Infante (1982), estudió las variaciones anuales de abundancia de zooplancton en el lago de Valencia desde septiembre de 1975 hasta abril de 1978, encontrando patrones estacionales en la abundancia del zooplancton, con un pico en diciembre-enero, inmediatamente después de la mezcla completa y un segundo pico en marzo-mayo, con un mínimo de abundancia en noviembre.

Infante (1989), publicó información general sobre el estado general del lago de Valencia, donde se reflejaban datos geográficos, climáticos, calidad de agua, características biológicas, información socio-económica, utilización del lago, deterioro y peligros del lago, tratamiento de las aguas de desecho e información sobre la legislación y medidas institucionales sobre el mejoramiento de las condiciones de los lagos. Infante (1990), estudió la distribución vertical y

horizontal del zooplancton del lago de Valencia, determinando que la distribución del zooplancton en el lago de Valencia reveló características que podrían ser asociadas con el efecto de las actividades antrópicas en la cuenca del lago y por la concentración de oxígeno disuelto. Además, encontró que los copépodos presentaron la mayor contribución a la biomasa, en el periodo de lluvia y en el periodo de sequía y, en el caso de los rotíferos, su biomasa fue mayor en la estación lluviosa.

Durante el periodo de 1992 a 2000 el Laboratorio de Limnología de la UCV, realizó trabajos de caracterización limnológica en diferentes embalses en los que se incluyó la determinación de la composición, abundancia y biomasa del zooplancton. Así, se cuenta con datos de composición, abundancia y biomasa en los embalses Camatagua, Guanapito y Lagartijo (Infante y col., 1992), Lagartijo (Infante e Infante, 1994), El Andino y El Cují (Infante y col., 1995), La Mariposa (Mendoza, 1999; Carrillo, 2001), Agua Fría y Tierra Blanca (González y col., 2004a), Suata (Cabrera, 2009; González y col., 2009). Más recientemente, González (2015) evaluó las variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton del embalse Camatagua luego del trasvase de aguas desde fuentes altamente contaminadas y eutrofizadas a través del río Guárico.

Otros trabajos que pueden destacarse, por presentar aspectos comparativos entre cuerpos de agua diferentes o entre estaciones climáticas diferentes, se mencionan a continuación:

González y col. (2002), estudiaron y compararon la abundancia y composición de dos poblaciones de zooplancton en embalses con distintos niveles tróficos, encontrando que la abundancia y composición del zooplancton se ven afectadas por factores como la disponibilidad de recursos, la relación o vinculación del fitoplancton con el zooplancton y la depredación por parte de los peces. Merayo y González (2010) documentaron por primera vez las variaciones

horizontales y temporales del zooplancton del embalse de los Clavellinos, para establecer patrones de distribución durante los periodos de estratificación térmica y mezcla de aguas, determinando que las variaciones en la abundancia del zooplancton se relaciona fuertemente con las variaciones ambientales regidas por los periodos de estratificación térmica y mezcla que con las variaciones en la concentración de clorofila-*a*.

González y col. (2011) realizaron una compilación de los datos de biomasa y abundancia del zooplancton de 13 embalses de Venezuela, realizados a través de proyectos del Laboratorio de Limnología de la UCV desde 1994 hasta el año 2010, en donde relacionaron la abundancia y biomasa del zooplancton con la biomasa del fitoplancton, encontrando correlaciones estadísticamente significativas entre estas variables. De manera adicional, encontró que el grupo de los copépodos fueron dominantes en aquellos embalses que no estaban eutrofizados.

En lo que respecta a las relaciones talla – peso en ambientes dulceacuícolas, López (2012) estudió las variaciones estacionales y espaciales de la abundancia y biomasa y las relaciones de talla y peso del lago de Valencia, encontrando que la abundancia y la estructura comunitaria del zooplancton pareció responder en mayor grado a los cambios ambientales ocurridos en cada periodo de estudio, que a las variaciones relacionadas con la comunidad fitoplanctónica.

III OBJETIVOS

Objetivo General:

- Determinar las variaciones temporales y algunas características corporales de la comunidad zooplanctónica del embalse Petaquire durante

Objetivos Específicos:

- Evaluar la composición, abundancia y biomasa total del zooplancton durante el periodo de estudio.
- Determinar la talla y el peso seco de las principales especies de rotíferos, cladóceros y copépodos presentes en el embalse Petaquire.
- Comparar los resultados de este trabajo con los de otros ecosistemas lénticos del país.

IV ÁREA DE ESTUDIO

El embalse de Petaquire está ubicado en la vertiente norte de la Cordillera de la Costa en el estado Vargas, a una altitud de 1300 m.s.n.m. (Fig. 1). Es una gran cuenca hidrográfica y por eso su conservación es una prioridad nacional debido a la importancia estratégica que éstas representan, por los servicios ambientales prestados y las actividades económicas que en ellas se desarrollan.

La cuenca alta del río Petaquire tiene como funciones el abastecer de agua a poblaciones como Carayaca y Mamo en el Edo. Vargas, sirve de espacio físico para el asentamiento de poblaciones rurales y de cultivos hortícolas de alta rentabilidad y forma parte de áreas naturales protegidas de alto valor biológico, recreacional y ambiental.

Las relaciones entre la colmatación del embalse Petaquire y el uso de la tierra de la cuenca que lo abastece, es de relevante importancia en la producción de agua y como reserva natural. En su entorno se presentan suelos bastante fértiles. En las zonas aledañas al dique, se encuentran gran variedad de suelos aptos para el desarrollo agrícola intenso (Coelho, 2014).

El área superficial del embalse es de 185.000 m². Su volumen aproximado de 2.691.000 m³ en el nivel normal de operación y su profundidad media es de 14,5 m.

El embalse de Petaquire está ubicado en una serranía de cumbres redondeadas, relativamente bajas con laderas abruptas y muchas irregularidades topográficas, que determina un relieve accidentado (Castillo y col., 1973).

El embalse entró en funcionamiento en 1929, y se le calculó una vida útil de 100 años. El propósito inicial de su construcción fue la de regular el río Petaquire y el aprovechamiento hidrológico del mismo; en la actualidad, su función es el abastecimiento de agua al sector oeste de los acueductos del estado Vargas (Castillo y col., 1973).

Las muestras de este proyecto fueron tomadas como parte del proyecto “Construcción colectiva de indicadores de salud humana”, subproyecto de “Análisis de la composición, densidad y biomasa de la comunidad del zooplancton en el embalse Petaquire (Estado Vargas)” a cargo del Centro de Ecología del Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, con colaboración del Laboratorio de Limnología del Instituto de Biología Experimental (IBE-UCV). Las muestras fueron tomadas de una localidad cercana al dique del embalse ($10^{\circ}28'06,5''$ N - $67^{\circ}09'13,2''$ W) (Fig. 1).

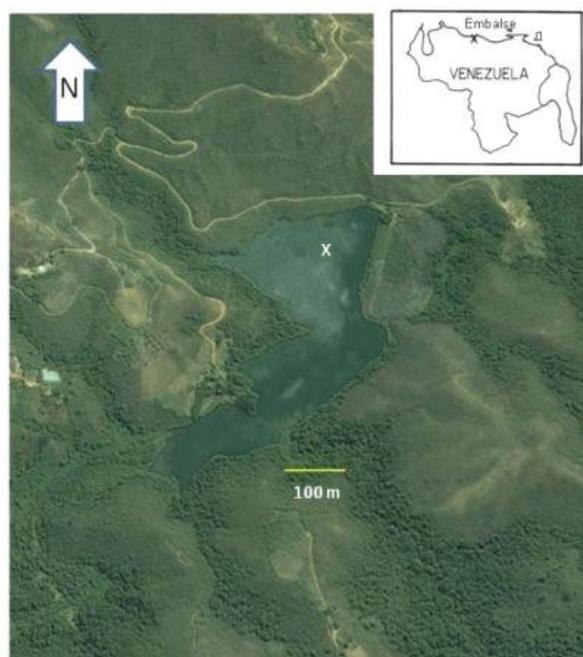


Fig. 1. Ubicación relativa del embalse Petaquire, mostrando la localidad de estudio (X). Imagen tomada de Google Maps. Coordenadas ($10^{\circ}28'06,5''$ N - $67^{\circ}09'13,2''$ W).

V MATERIALES Y METODOS

1. Métodos de campo:

Las muestras fueron colectadas mensualmente de julio 2015 a marzo 2016 en una localidad cercana al dique del embalse.

1.1 Zooplancton

- **Abundancia**

La captura del zooplancton fue realizada mediante la utilización de una trampa del tipo Schindler-Patalas de capacidad de 12 l. En la estación de muestreo las muestras se recolectaron a profundidades de superficie (0 m), intermedio (alrededor de 6 m de profundidad) y fondo (alrededor de 11 m de profundidad). Las muestras fueron preservadas con una solución de formaldehído a 4% de concentración final.

- **Biomasa, peso seco y talla**

Para la determinación de la biomasa por estratos se utilizó una trampa del tipo Schindler-Patalas de capacidad de 12 l. Las muestras se recolectaron a profundidades de superficie (0 m), intermedio y fondo. Todas las muestras fueron preservadas con formaldehído al 4% de concentración final (Wetzel y Likens, 2000)

2. Métodos de laboratorio:

2.1 Zooplancton

Abundancia

El conteo de los individuos contenidos en las muestras fue estimado a partir de una alícuota de 1ml en cámaras de Sedgwick-Rafter (Wetzel y Likens, 2000) con la ayuda de un microscopio de luz. Los conteos de las muestras previamente diluidas se realizaron por duplicado. Para el reconocimiento de las especies zooplanctónicas se utilizaron las siguientes claves taxonómicas: Koste (1972), Infante (1988), ElMoor-Loureiro (1997), Fernando (2002), entre otras claves.

Biomasa

Se calculó la biomasa total de zooplancton para cada estación. Para ello, se seleccionaron todos los organismos contenidos en una alícuota de 0,1 ml de la muestra correspondiente a cada profundidad de estudio. La selección de los especímenes de zooplancton presentes se realizó con la ayuda de un asa de tungsteno y bajo observación de un microscopio estereoscópico.

El peso seco se determinó luego de su desecación a 60°C en una estufa por un tiempo de 20 a 24 horas (Edmondson y Winberg, 1971). El peso seco de los especímenes fue determinado con la utilización de una ultra microbalanza Mettler (M3), con una precisión de 1 µg. Los análisis se realizaron por duplicado.

Talla y peso seco

Se realizaron estos análisis a las especies más importantes de zooplancton encontrados en la zona de estudio. Fue extraído un número representativo de cada especie, y posteriormente se le estimó la talla mediante la utilización de un microscopio de luz con un ocular graduado. Luego, se determinó el peso seco de los especímenes extraídos de cada muestra, una vez que sean desecados a 60°C en una estufa de 20 a 24 horas (Edmondson y Winberg, 1971). El peso seco de los especímenes fue determinado con la utilización de una ultra microbalanza. Los análisis se realizaron por duplicado.

VI TRATAMIENTO DE DATOS

Con la ayuda del paquete estadístico PAST 3.0, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, previa comprobación de los supuestos para su aplicación, con la finalidad de evidenciar si existieron diferencias significativas entre las profundidades de muestreo para las variables fisicoquímicas y biológicas estudiadas (Sokal y Rohlf, 1979). Cuando se registraron diferencias significativas, se aplicó una prueba “a posteriori” (test de Tukey) para determinar los grupos homogéneos.

Se plantearon las siguientes hipótesis estadísticas:

- Ho: No hay diferencias significativas en la media para cada una de las variables biológicas estudiadas en las tres profundidades ($H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$).
- H1: Si hay diferencias significativas o al menos una profundidad presentó diferencias significativas entre parejas de medias ($H_1: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$).

Dado que en los cuerpos de agua se desarrollan patrones de estratificación térmica en el gradiente de profundidad, y también se generan diferencias en las concentraciones de oxígeno disuelto, se espera encontrar diferencias de las variables estudiadas a lo largo de la columna de agua.

Se realizó un análisis de diversidad de la comunidad zooplanctónica utilizando los índices de Shannon-Wiener, Pielou, Simpson, diversidades alfa (α), beta (β) y gamma (γ) Moreno (2001)" y de "Whittaker (1972). Las fórmulas utilizadas fueron:

Índice de Shannon-Wiener (H'):

$$H' = -\sum p_i \ln(p_i)$$

Donde: p_i = es la proporción de individuos encontrados de la especie i en la muestra.

Índice de Pielou, equidad (J): $J = H'/H_{\text{máx}} = H'/\ln(S)$

Donde: S = Riqueza de especies.

Índice de Simpson (D):

$$D = \sum p_i^2$$

Diversidad alfa (α): Promedio de la riqueza de especies en cada muestreo.

Diversidad gamma (γ): Riqueza de especies durante todo el período de estudio. Es el producto algebraico de la diversidad alfa por la diversidad beta.

Diversidad beta (β): γ / α , y representa la tasa o magnitud del recambio en la comunidad, o el número de hábitats efectivos que reconocen las especies.

Se aplicó una prueba de correlación paramétrica (r) entre las variables fisicoquímicas y biológicas (Sokal y Rohlf, 1979), con la finalidad de detectar relaciones directas entre ellas.

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) y un análisis de agrupación (Cluster, distancia City-Block Manhattan, método linkage simple) para identificar los factores que pudieron influenciar los resultados de abundancia y biomasa del zooplancton, además de identificar en qué meses se presentaron las mayores diferencias en el comportamiento de las variables fisicoquímicas y biológicas. Se utilizó el programa PAST 3.0.

VII RESULTADOS

Caracterización fisicoquímica y concentración de clorofila-*a* en el embalse Petaquire

A través del sitio web del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMEH), se obtuvo acceso a los datos de precipitación de las estaciones climatológicas Petaquire y Bajo Seco, ubicadas cerca del embalse (INAMEH, 2018). El promedio de estos datos de precipitación se representa en la Fig. 2. Se puede observar que los primeros meses del período de estudio se caracterizaron por altas precipitaciones y, a partir del mes de diciembre éstas disminuyeron considerablemente. Lamentablemente, no hubo disponibilidad de suficientes datos de temperatura para la zona del embalse, aunque se pudo obtener la información de que ésta fue en promedio alrededor de los 17°C en las cercanías del embalse.

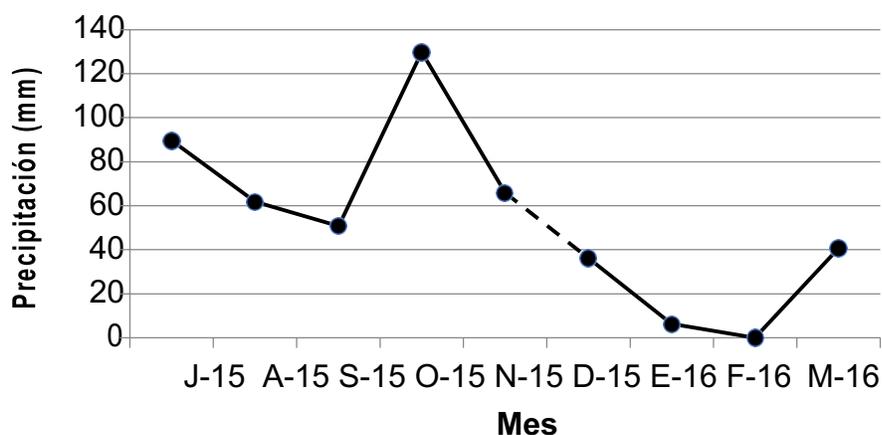


Fig. 2. Datos de precipitación mensual en el área del embalse Petaquire, a partir de las estaciones climatológicas de Petaquire y Bajo Seco. El dato de diciembre fue extrapolado, ya que no estaba disponible. Fuente: INAMEH (2018).

En cuanto a características fisicoquímicas del embalse, el equipo de trabajo del Laboratorio de Ecología Acuática del IVIC suministró la información necesaria para la elaboración de las figuras relacionadas con las variaciones de los parámetros fisicoquímicos. La transparencia del agua varió entre 0,66 (febrero) y 1,40 m (diciembre), con un promedio de $0,97 \text{ m} \pm 0,23$ (Fig. 3), lo que permite suponer que la zona eufótica (iluminada) del embalse se extendió, en promedio, a 2,6 m de profundidad.

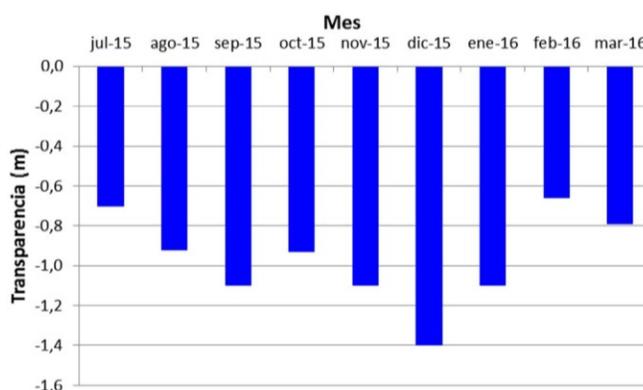


Fig. 3. Variaciones en la transparencia del agua en el embalse de Petaquire durante el período de estudio.

La temperatura del agua (Fig. 4) varió a nivel superficial entre $22,82^{\circ}\text{C}$ (enero) y $25,13^{\circ}\text{C}$ (septiembre), entre $20,76^{\circ}\text{C}$ (enero) y $22,07^{\circ}\text{C}$ (octubre) a nivel intermedio y entre $22,67^{\circ}\text{C}$ (enero) y $21,98^{\circ}\text{C}$ (octubre). El embalse, por lo tanto, permaneció estratificado durante todo el período de estudio, con un fuerte gradiente térmico en el tercio superior de la columna de agua. Se registraron diferencias significativas entre las temperaturas de los diferentes estratos ($F=48,0$; $p<0,05$); la temperatura superficial fue la que se diferenció del resto de las medidas de los otros dos estratos.

Las variaciones de la concentración de oxígeno disuelto se presentan en la Fig. 5. Tal como puede apreciarse, éstas se correlacionaron de manera inversa con las precipitaciones del área ($r= -$

0,722; $p < 0,05$). Las mayores concentraciones se registraron siempre en el estrato superficial, mientras que en los estratos intermedio y profundo prevalecieron condiciones de hipoxia y de anoxia durante todo el período de estudio. Se registraron diferencias significativas entre las concentraciones de oxígeno superficial y el resto de las concentraciones en los estratos intermedio y profundo ($F=327,1$; $p < 0,05$). Las mayores concentraciones de oxígeno se registraron durante el período de las menores temperaturas, lo cual se corroboró al registrarse una correlación estadísticamente significativa y negativa entre ambas variables ($r = -0,608$; $p < 0,10$).

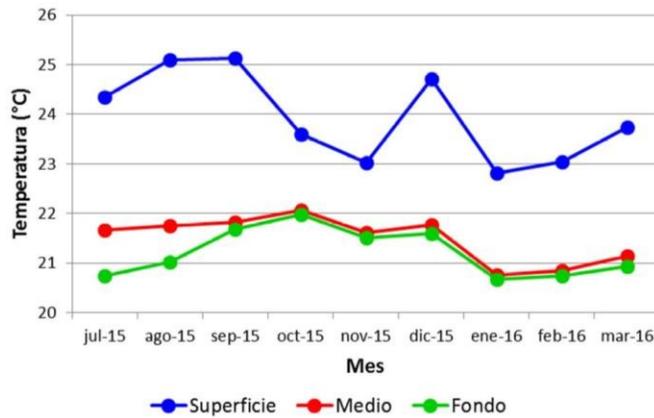


Fig. 4. Variaciones de la temperatura del agua en el embalse Petaquire durante el período de estudio.

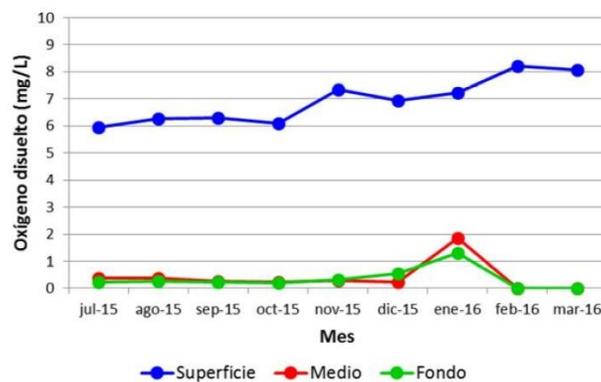


Fig. 5. Variaciones en la concentración de oxígeno disuelto en el embalse Petaquire durante el período de estudio.

Las variaciones del pH en la columna de agua se muestran en la Fig. 6. Con excepción de los meses de octubre y enero, cuando el pH fue de 6,90 y 6,91, respectivamente, los valores superficiales fueron de carácter básico, con el mayor valor registrado en febrero, mes en el que se registraron los mayores valores de oxígeno disuelto a nivel superficial. Dehecho, se registró una correlación significativa entre ambas variables ($r= 0,600$; $p<0,10$). Al igual que la temperatura y el oxígeno disuelto, el pH superficial fue significativamente superior en los estratos superficiales en relación con los estratos intermedio y fondo ($F= 6,3$; $p<0,05$).

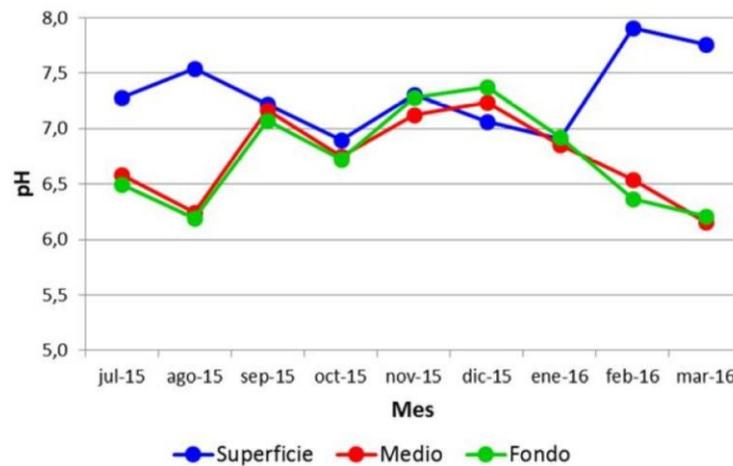


Fig. 6. Variaciones del pH en la columna de agua en el embalse Petaquire durante el período de estudio.

Las variaciones de conductividad en la columna de agua del embalse se muestran en la Fig. 7. Para todos los estratos (superficial, intermedio y profundo), los menores valores se registraron en septiembre, mientras que los mayores valores se registraron en marzo. En la columna de agua, los mayores valores se registraron a nivel profundo, mientras que los menores se detectaron a nivel superficial. No se registraron diferencias significativas entre los valores de conductividad en los niveles superficial, intermedio y fondo ($F= 1,3$; $p>0,05$).

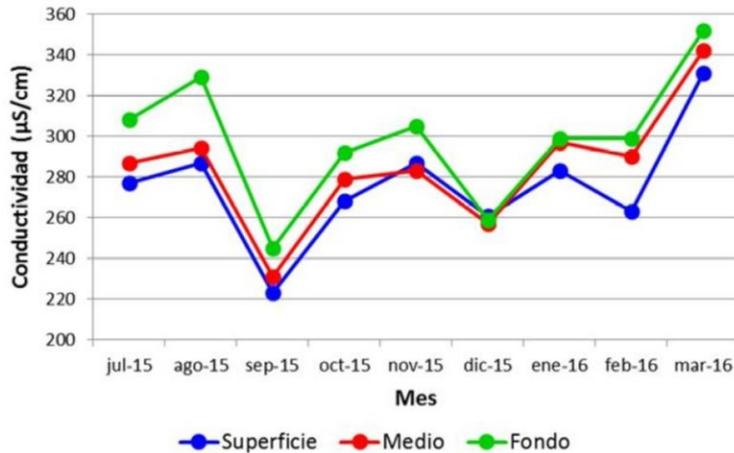


Fig. 7. Variaciones de la conductividad en el embalse Petaquire durante el período de estudio.

Las variaciones de fósforo total se presentan en la Fig. 8. Los mayores valores siempre se registraron a nivel profundo, con un pico de 987,21 µg/L en septiembre. A partir de este mes, la concentración de fósforo total tendió a disminuir en la columna de agua. Este pico coincidió con una disminución drástica en los valores de conductividad, un aumento del pH y un leve incremento de la temperatura en el estrato profundo. En lo que respecta a la zona eufótica, la concentración promedio del fósforo total fue de $105,12 \mu\text{g/L} \pm 87,77$, valor que puede ser considerado como elevado.

Se registraron diferencias significativas entre las concentraciones de fósforo total de los diversos estratos ($F= 4,8$; $p<0,05$), encontrándose la mayor diferencia entre el estrato profundo y el nivel superficial. Igualmente, el fósforo total se correlacionó significativamente con las variaciones de oxígeno disuelto ($r= -0,634$; $p<0,10$).

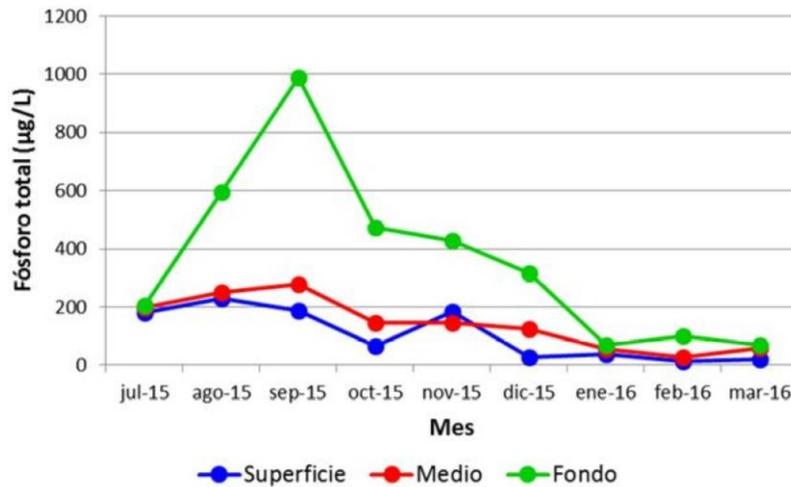


Fig . 8. Variaciones en la concentración de fósforo total en la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio.

Las variaciones en las concentraciones de clorofila-*a* se presentan en la Fig. 9. Los valores extremos fueron 4,67 µg/L (noviembre) y 41,65 µg/L (octubre), con un promedio de 21,43 µg/L ± 13,49. Pudo notarse que los picos de clorofila-*a* se presentaron de manera desfasada de los picos de fósforo total. A partir de diciembre y hasta marzo, también se pudo notar una relación inversa de la clorofila-*a* con la transparencia del agua y una relación directa con la conductividad.

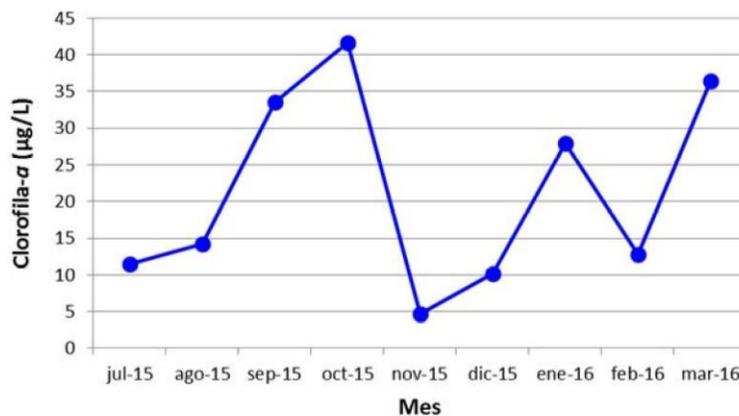


Fig. 9. Variaciones en la concentración de clorofila-*a* en el embalse Petaquire durante el período de estudio.

Zooplankton

Abundancia del zooplankton

Se lograron identificar 11 taxones del componente zooplanctónico (Tabla 1), resaltando las especies de rotíferos *Keratella americana* y *Polyarthra remata*, que fueron dominantes dentro de este grupo de organismos con mayor abundancia a lo largo del período de estudio.

Tabla 1. Lista de especies de zooplankton encontradas en el embalse Petaquire.

COPEPODA:
CYCLOPOIDA: <i>Thermocyclops decipiens</i>
CLADOCERA:
<i>Diaphanosoma birgei</i>
ROTIFERA:
<i>Brachionus calyciflorus</i> <i>Polyarthra remata</i> <i>Hexarthra</i> sp. <i>Lecane</i> sp. <i>Anuraeopsis</i> sp. <i>Filinia longiseta</i> <i>Keratella Americana</i>
PROTOZOA:
<i>Centropyxis</i> sp. <i>Vorticella</i> sp.

Para la identificación de la especie del copépodo, se realizó la disección de algunos especímenes adultos y se logró observar características diagnósticas (Figura 10) que permitieron la

identificación de la especie *Thermocyclops decipiens*: La forma del 5° par de patas permitió distinguir el género (*Thermocyclops*), mientras que las espinas en el espacio intercoxal del 4° par de patas y la morfología del receptáculo seminal son propios de la especie *Thermocyclops decipiens*.

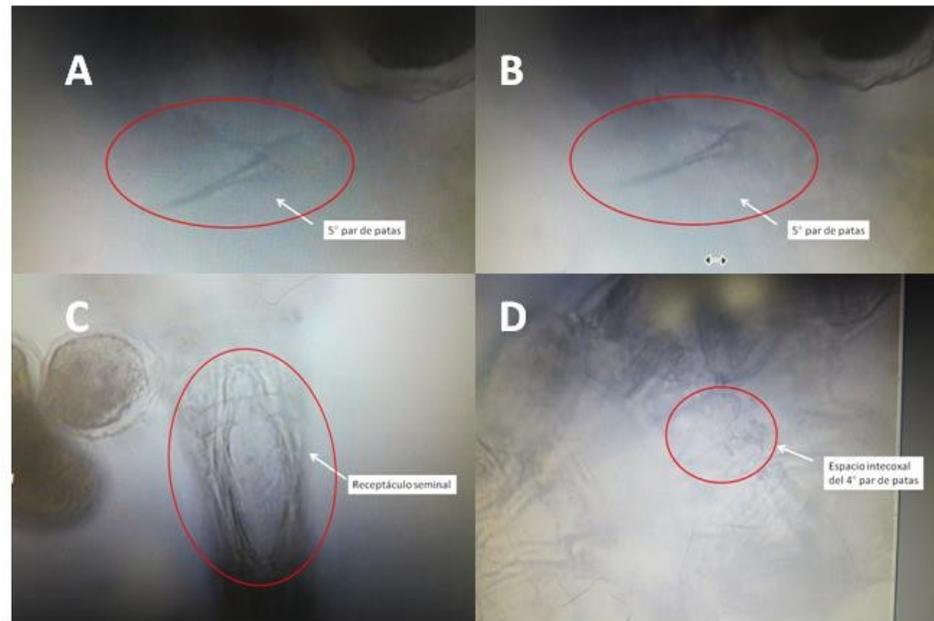


Fig. 10. Vista microscópica de algunos caracteres diagnósticos para la identificación de *Thermocyclops decipiens*: A y B: 5° par de patas de hembra adulta. C: Receptáculo seminal de hembra adulta. D: Espinas en espacio intercoxal del 4° par de patas de hembra adulta.

En las Figuras 11a-19a se observan las abundancias por estratos de los diferentes grupos zooplanctónicos registradas en el periodo de estudio, siendo los valores extremos de 48 Ind./L en octubre y de 399 Ind./L en julio. Con excepción de los meses de noviembre, enero y marzo, la mayor abundancia del zooplancton se registró en la profundidad intermedia, siendo los rotíferos los organismos dominantes a lo largo de casi todo el periodo de estudio, como se observa en las Figuras 11b-19b.

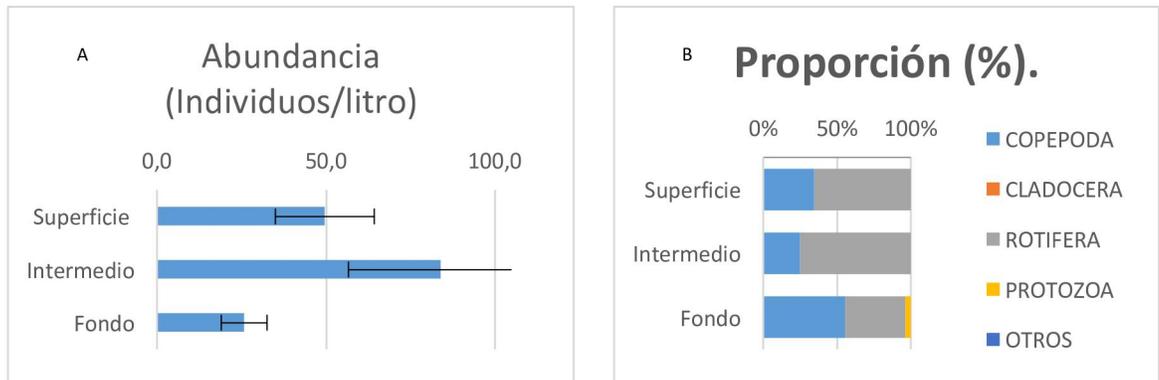


Fig. 11. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante julio 2015.

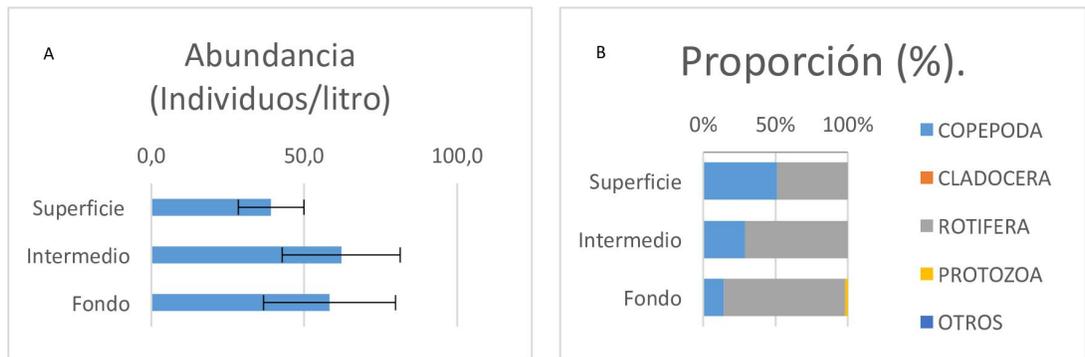


Fig. 12. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante agosto 2015.

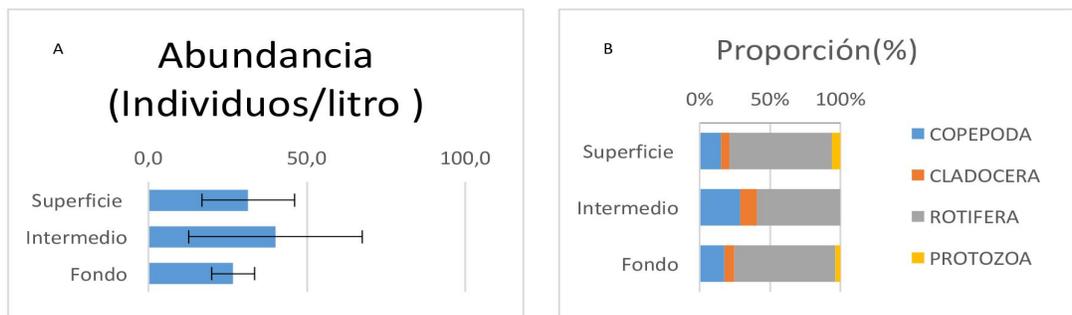


Fig. 13. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante septiembre 2015.

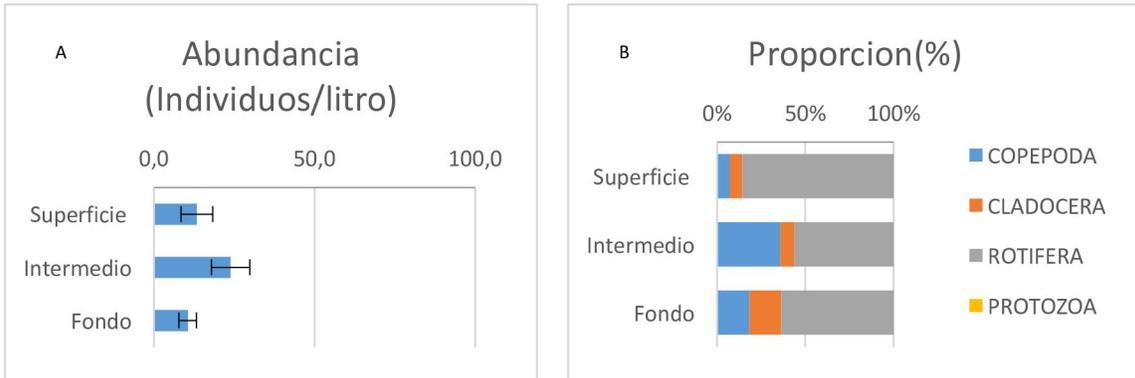


Fig. 14. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante octubre 2015.

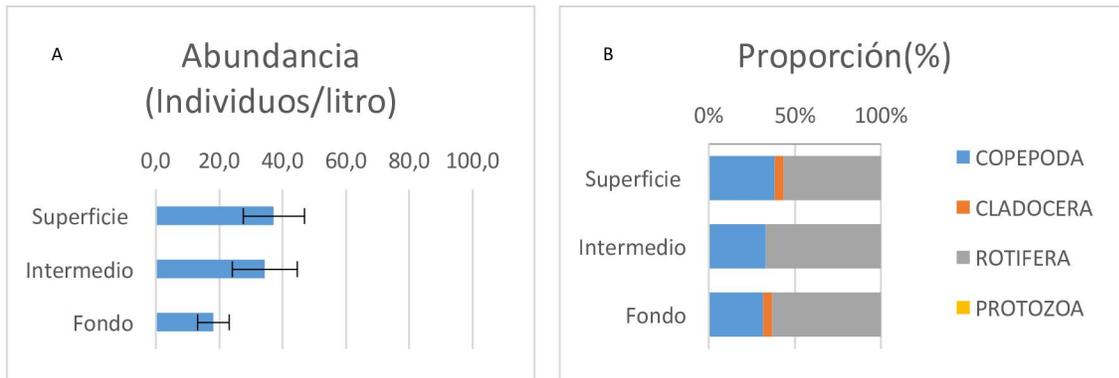


Fig. 15. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante noviembre 2015.



Fig. 16. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante diciembre 2015.

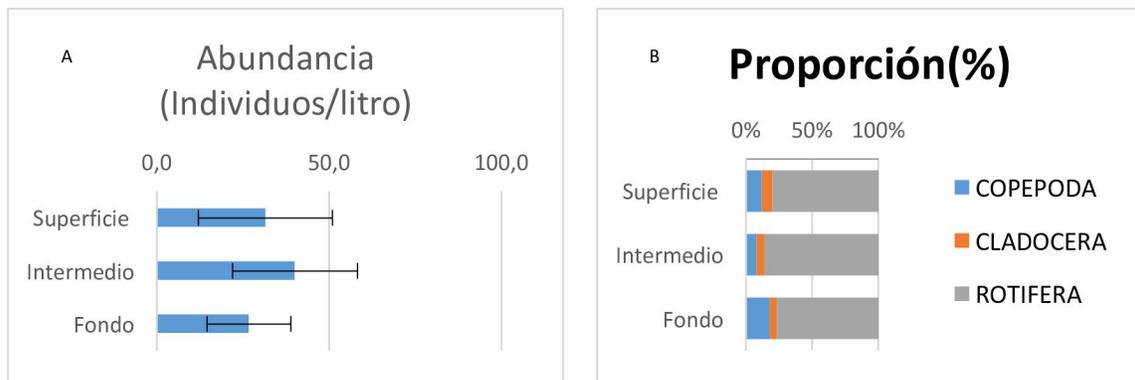


Fig. 17. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante enero 2016.

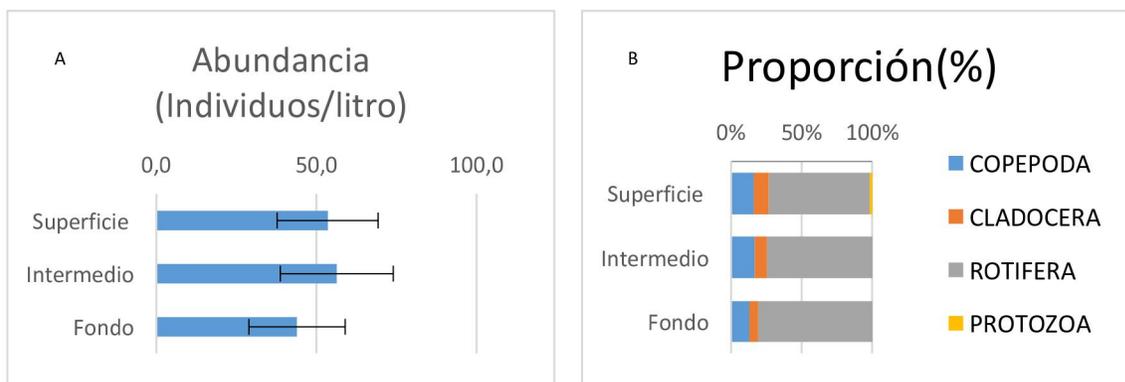


Fig. 18. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante febrero 2016.

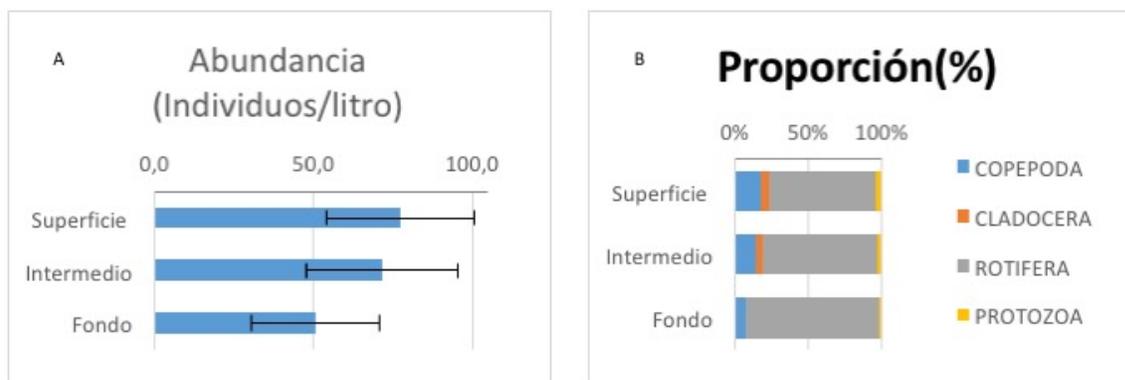


Fig. 19. a) Abundancia del zooplancton por estratos, y b) proporciones de grupos del zooplancton por estratos en el embalse Petaquire durante marzo 2016.

La Fig. 20 resume las variaciones de la abundancia del zooplancton por estratos a lo largo del período de estudio. En promedio, la mayor abundancia se registró en el nivel intermedio (alrededor de los 6 m de profundidad), con 65 ± 56 Ind./L, seguida por el nivel superficial, con 52 ± 33 Ind./L, y finalmente el estrato profundo (alrededor de los 11 m de profundidad), con 37 ± 19 Ind./L. En todos los casos, los menores valores se presentaron durante el mes de octubre, mientras que los máximos valores se registraron durante el mes de julio. Los mínimos valores se detectaron en el estrato profundo, excepto durante agosto, cuando se registró en la superficie del cuerpo de agua, mientras que los máximos valores se observaron en el estrato intermedio, excepto en los meses de noviembre, enero y marzo. También pudo observarse que, con la excepción del mes de julio, hubo una homogeneidad relativa en la densidad de organismos zooplanctónicos a lo largo de la columna de agua durante el periodo de estudio.

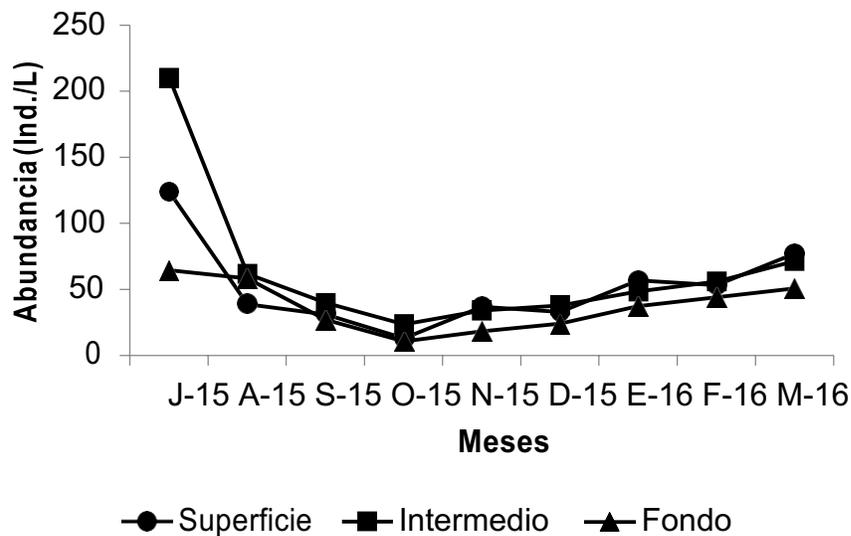


Fig. 20. Variaciones de abundancia del zooplancton en cada uno de los tres estratos de la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio.

Un ANOVA de una vía demostró que no hubo diferencias significativas en la abundancia del zooplancton al compararse entre sí los tres estratos estudiados ($F= 1,2$; $p>0,05$).

La Fig. 21 presenta las variaciones de abundancia de los diferentes grupos del zooplancton en la columna de agua del embalse. Se pudo evidenciar que los copépodos (Fig. 21a) estuvieron presentes a lo largo de todo el periodo de estudio, con una mayor abundancia en la profundidad intermedia, los cladóceros (Fig. 21b) estuvieron ausentes en los primeros dos meses de muestreo, y su mayor abundancia se registró en el fondo, mientras que los rotíferos (Fig. 21c) estuvieron presentes en todos los meses de estudio, y la profundidad a la cual fueron más abundantes fue en el estrato intermedio.

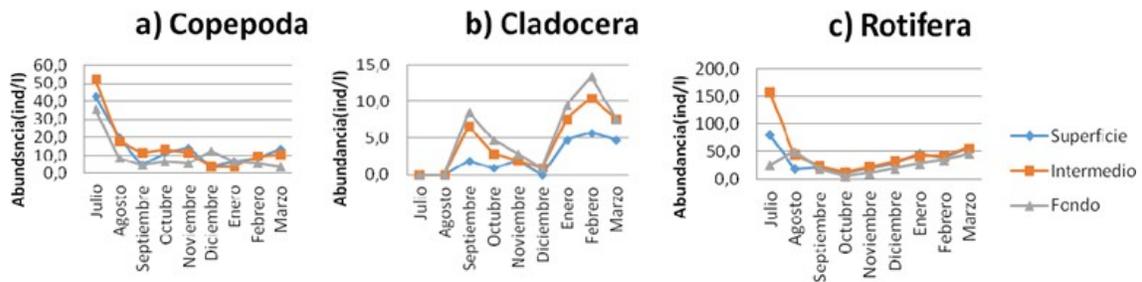


Fig. 21. Variaciones de la abundancia de los grupos del zooplancton en los estratos superficial, intermedio y de fondo durante el período de estudio. a) Copepoda, b) Cladocera y c) Rotifera.

Nota: Las escalas de abundancia son diferentes para cada caso.

En la Fig.22. se observa una dominancia clara de los nauplios en los meses de agosto a diciembre. Y los adultos dominaron durante los meses de julio, enero, febrero y marzo. Los copepoditos fueron menos representativos a lo largo del estudio y no se registro su presencia en el mes de diciembre.

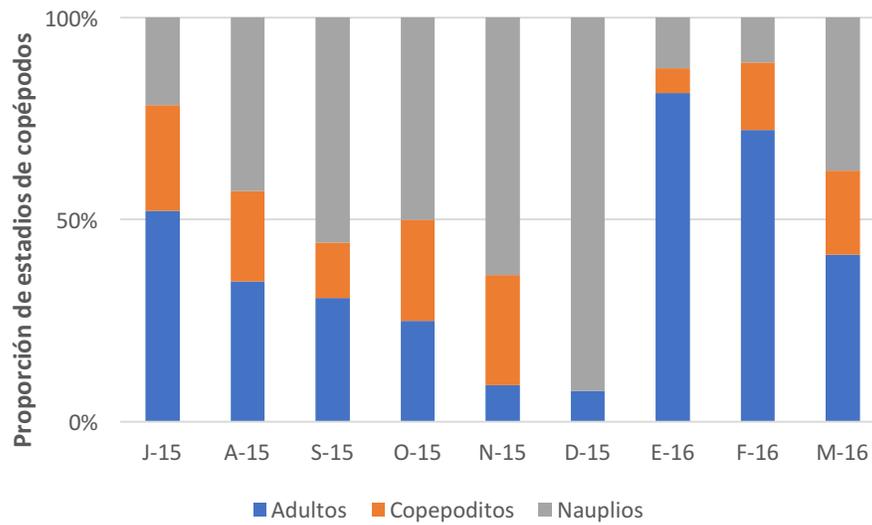


Fig. 22. Proporciones de los diferentes estadios de copépodos durante el periodo de estudio.

La Fig. 23 presenta la abundancia promedio del zooplancton considerando toda la columna de agua. La abundancia promedio varió entre 16 y 133 Ind./L en octubre y julio, respectivamente, con un valor medio de media de 51 ± 34 Ind./L; este valor pudiera ser considerado bajo.

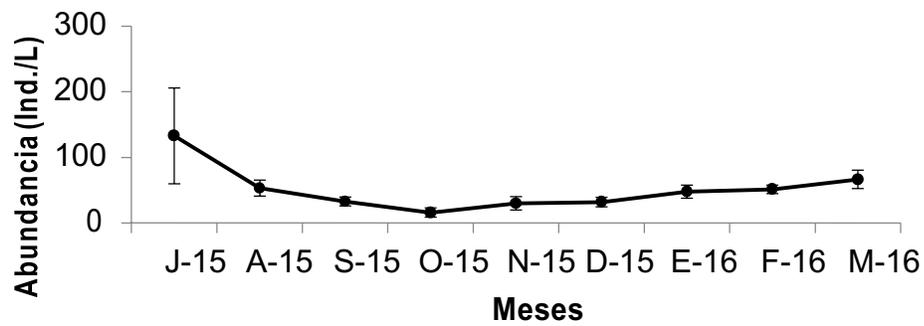


Fig. 23. Abundancia promedio del zooplancton en la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio.

Tal como se ha expresado, los rotíferos fueron dominantes a lo largo de todo el período de estudio, representando en promedio el 72,5% del total de la comunidad; los rotíferos fueron seguidos por los copépodos con el 21,9%, los cladóceros con el 4,7% y los protozoarios con el 0,9% del total (Fig. 24).

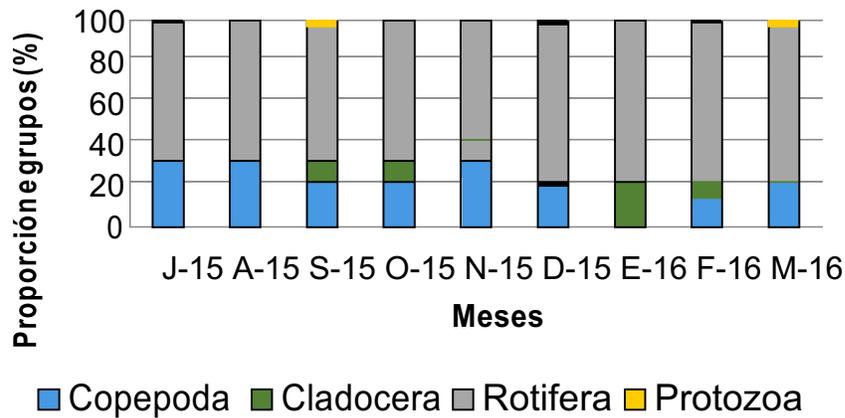


Fig. 24. Proporciones de los diferentes grupos del zooplancton durante el período de estudio.

Mediante un ANOVA, se demostró que hubo diferencias significativas en la abundancia de zooplancton entre los meses de estudio ($F= 5,6$; $p<0,05$). La prueba “a posteriori” (test de Tukey) demostró que existieron similitudes entre los meses de julio y marzo y que éstos se diferenciaron del resto de los meses de estudio. En otras palabras, entre los meses de agosto y febrero, hubo homogeneidad relativa en los valores de abundancia del zooplancton, estadísticamente hablando.

Se realizó el cálculo de los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Pielou y Simpson a los valores promedio de abundancia de zooplancton (Fig. 25), observándose que, para todos los índices, los menores valores se registraron en el mes de julio, uno de los meses con la menor riqueza de especies, mientras que la mayor diversidad se encontró en el mes febrero para el índice de Shannon-

Wiener (H') y en octubre para el índice de Simpson (D). En el caso del índice de Pielou (equidad – J –), el mayor valor se registró en el mes de octubre. La mayor riqueza (S) se observó durante los meses de diciembre, febrero y marzo. Las tendencias de los tres índices fueron parecidas.

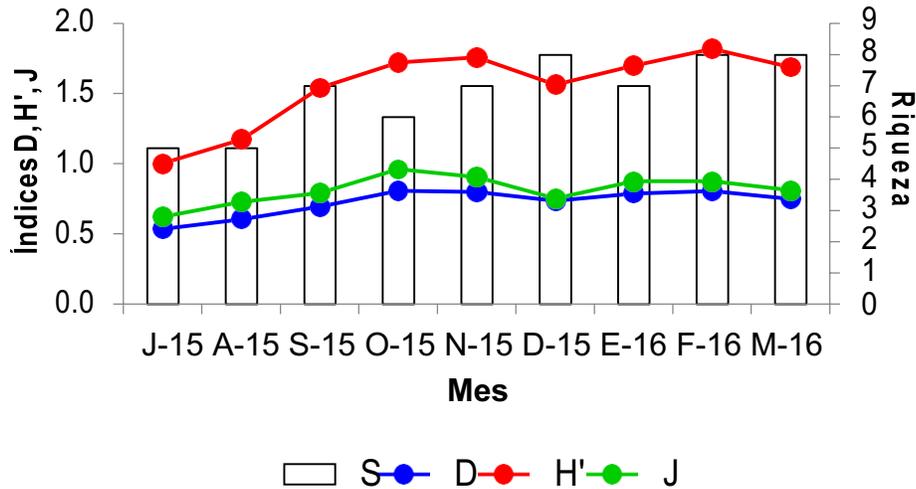


Fig. 25. Índices de Simpson (D), Shannon-Wiener (H') y Pielou (J) y riqueza de especies (S) en el embalse Petaquire durante el período de estudio.

Se calcularon las diversidades alfa (α), beta (β) y gamma (γ), siendo la diversidad α el promedio de la riqueza a lo largo del período de estudio ($\alpha=6,8$), la diversidad γ la riqueza total a lo largo del período de estudio ($\gamma=11$) y la diversidad β el recambio de especies a lo largo del período de estudio ($\beta= \gamma / \alpha$, $\beta= 1,6$; este valor puede aproximarse a 2). Esto pudiera hacer suponer que la comunidad del zooplancton presentaría dos estructuras comunitarias diferentes a lo largo del período de estudio. Esto parece concordar con el resultado del ANOVA realizado para la abundancia del zooplancton, en la que se encontró que entre los meses de agosto y febrero hubo homogeneidad relativa en los valores de abundancia del zooplancton, mientras que los meses de julio y marzo presentaron similitud estadística al usar la prueba “a posteriori”.

Biomasa

Las variaciones de la biomasa del zooplancton en el embalse Petaquire se muestran en la Fig. 26. Puede apreciarse que éstas presentaron una tendencia parecida a la de las variaciones de abundancia. En promedio, los mayores valores de biomasa se registraron en el nivel superficial ($48,6 \pm 15,0 \mu\text{g p.s./L}$), seguidos del estrato intermedio ($39,2 \pm 12,6 \mu\text{g p.s./L}$) y del estrato profundo ($28,6 \pm 10,0 \mu\text{g p.s./L}$). Al igual que la abundancia, los menores valores de biomasa de los niveles superficial e intermedio se registraron en octubre, mientras que el menor valor del estrato profundo se registró en septiembre. Por su parte, para todos los estratos, los mayores valores se observaron en julio.

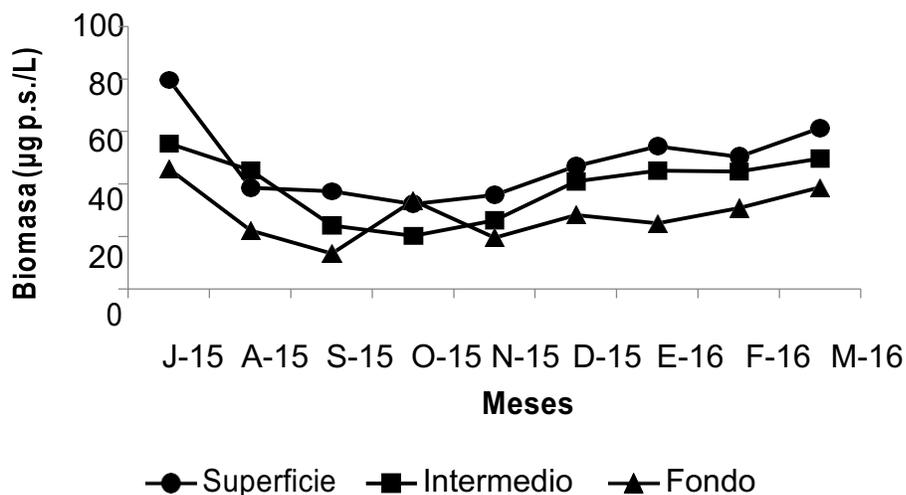


Fig. 26. Variaciones de biomasa del zooplancton en cada uno de los tres estratos de la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio.

Una prueba de ANOVA de una vía demostró que hubo diferencias significativas entre los valores de biomasa de los diferentes estratos ($F= 5,6; p<0,05$), demostrándose con la “prueba a posteriori” aplicada que los valores superficiales de biomasa fueron estadísticamente diferentes a los del fondo; no hubo diferencias significativas entre los valores superficiales e intermedios ni entre los valores de los estratos intermedios y profundos.

La Fig. 27 muestra los valores promedios de biomasa considerando toda la columna de agua. Se notó la misma tendencia registrada para la abundancia del zooplancton, aunque el menor valor se registró en septiembre ($25,1 \pm 12,0 \mu\text{g p.s./L}$), mientras que el máximo valor se observó en julio ($60,3 \pm 17,5 \mu\text{g p.s./L}$). El promedio del período de estudio fue de $38,8 \pm 11,4 \mu\text{g p.s./L}$. Este valor puede considerarse relativamente bajo.

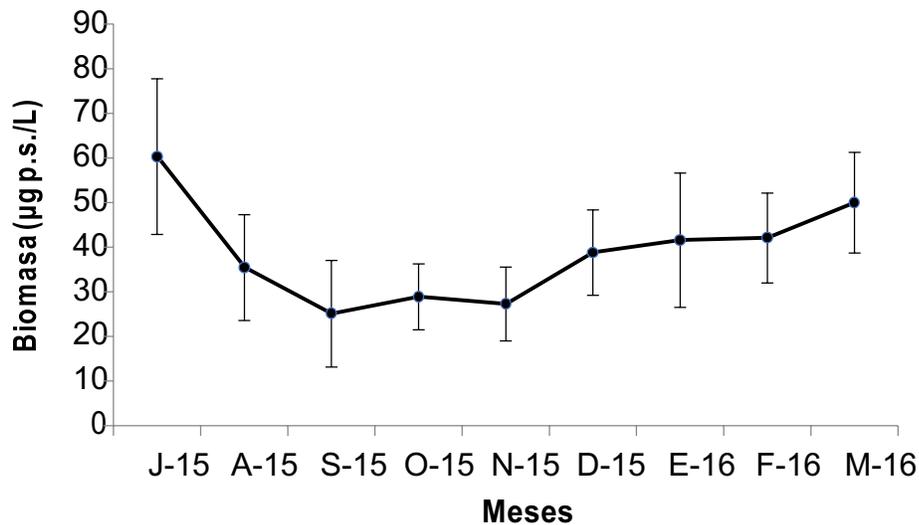


Fig. 27. Biomasa promedio del zooplancton en la columna de agua del embalse Petaquire durante el período de estudio.

Mediante un ANOVA de una vía se obtuvo que hubo diferencias estadísticamente significativas entre los valores mensuales de biomasa del zooplancton ($F= 2,8$; $p<0,05$), y que esta diferencia fue debida, según la “prueba a posteriori” aplicada, a la diferencia entre el valor de julio (el mayor) y el valor de septiembre (el menor); en el resto del período de estudio, los valores fueron relativamente homogéneos, estadísticamente hablando.

Tanto la abundancia como la biomasa del zooplancton, así como la abundancia de cada

uno de los grupos zooplanctónicos, estuvieron correlacionadas entre sí y con variables ambientales, las cuales se presentan a continuación (Tabla 2):

Tabla 2. Correlaciones paramétricas estadísticamente significativas.

Abundancia del zooplancton VS Abundancia de copépodos: $r= 0,873$; $p<0,05$ Abundancia de rotíferos: $r= 0,983$; $p<0,05$
Abundancia de copépodos VS Abundancia de rotíferos: $r= 0,774$; $p<0,05$
Abundancia de cladóceros VS Oxígeno disuelto: $r= 0,697$; $p<0,05$ Precipitación: $r= -0,656$; $p<0,10$
Biomasa del zooplancton VS Abundancia del zooplancton: $r= 0,887$; $p<0,05$ Abundancia de copépodos: $r= 0,765$; $p<0,05$ Abundancia de rotíferos: $r= 0,984$; $p<0,05$

Análisis de agrupamiento y análisis de componentes principales.

En la Fig. 28 puede apreciarse que las condiciones ambientales y la comunidad zooplanctónica presentaron una mayor semejanza durante los meses de diciembre a febrero, cuando se observó un aumento gradual en las concentraciones de oxígeno disuelto en las aguas, el pH y la conductividad, aunado a un descenso en la transparencia del agua y una tendencia al aumento en la concentración de clorofila-*a*. En cambio, las condiciones (meses) más disímiles se presentaron de julio (el mes más disímil) a noviembre, con los menores valores de oxígeno disuelto a nivel superficial y temperaturas más elevadas.

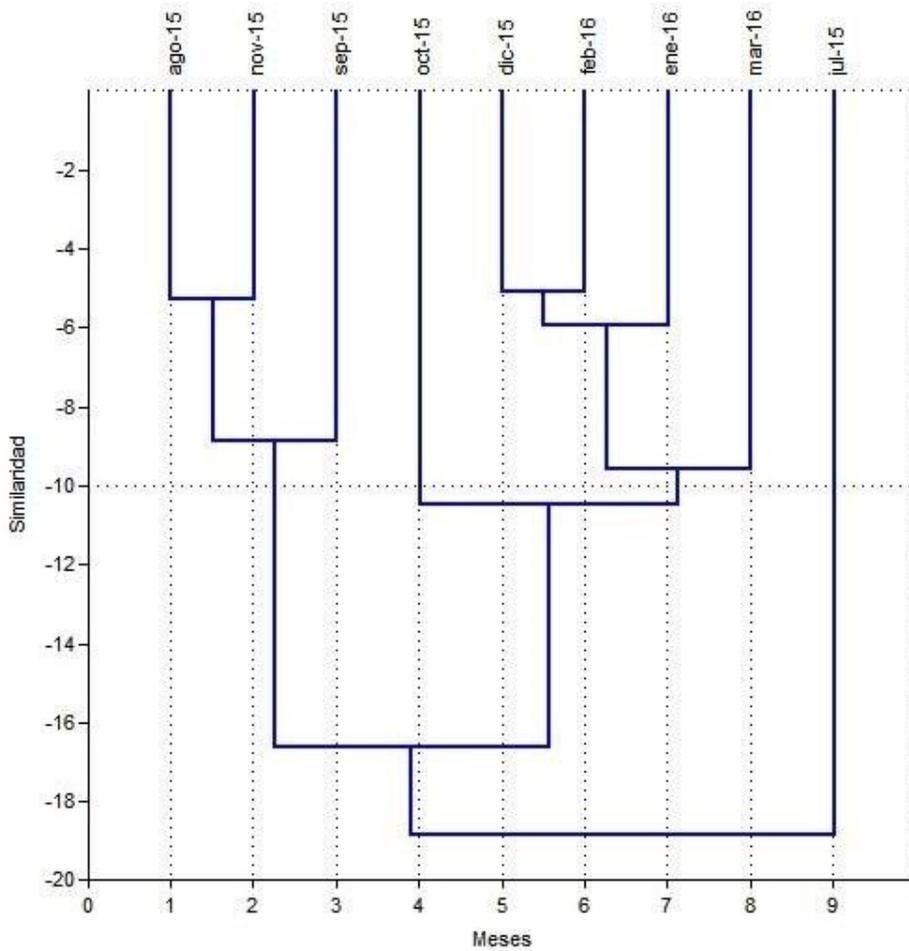


Fig. 28. Resultados del análisis de agrupamiento en el embalse de Petaquire durante el período de estudio.

El análisis de componentes principales mostró que los dos primeros componentes explicaron más del 60% de la varianza del sistema multidimensional original (Tabla 3). En las secuencias de la Figura 29 (A, B y C), pueden observarse las distribuciones de los tres primeros componentes principales (por pares: 1-2, 1-3, 2-3), se observa que al confrontar los componentes 1-2 que los rotíferos, abundancia y biomasa zooplanctónica estuvieron positivamente correlacionadas entre sí y con el primer componente principal, así

como se pudo notar la preponderancia del oxígeno disuelto (OD) sobre el grupo de los cladóceros principalmente, y que la abundancia y la biomasa del zooplancton mantienen un comportamiento similar. La abundancia de los rotíferos fue el principal determinante de la abundancia del zooplancton (por ser el grupo más abundante en la mayor parte del período de estudio), seguidos por la abundancia de los copépodos. La transparencia del agua (DS) presentó un comportamiento inverso a la concentración de clorofila-*a*. Por su parte, los protozoarios parecieron estar fuertemente ligados a las variaciones de temperatura y levemente ligados a las variaciones de la clorofila-*a*. El pH y la conductividad parecieron tener también cierta influencia en las variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton. Las flechas rojas señalan la secuencia de los meses con condiciones similares, de acuerdo al análisis cluster; el mes de julio, por su parte, presentó las condiciones más disímiles al resto de los meses de estudio. Los meses forman un patrón en herradura que indica condiciones variantes a lo largo del tiempo. Al confrontar 1-3 y 2-3, en términos generales se mantienen las relaciones descritas para 1-2.

Tabla 3. Autovalores y % de varianza explicada para los distintos componentes.

Componente	Eigenvalue	% Varianza
1	4,76	36,61
2	3,35	25,77
3	1,44	11,09
4	1,25	9,64
5	0,95	7,28
6	0,80	6,17
7	0,32	2,45
8	0,13	0,99
9	0,00	0,00
10	0,00	0,00
11	0,00	0,00
12	0,00	0,00
13	0,00	0,00

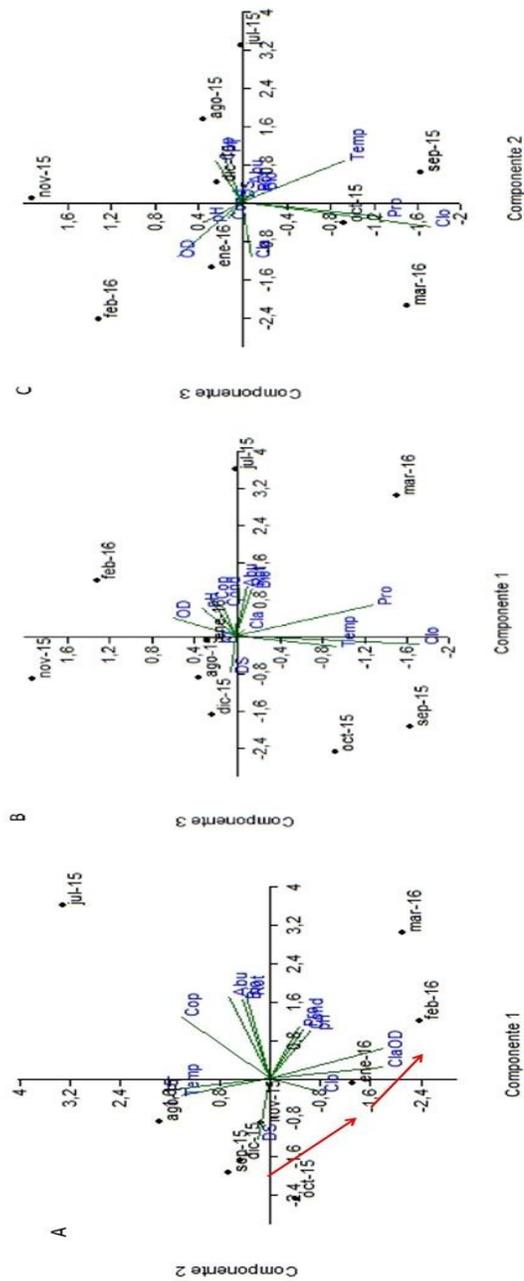


Fig. 29. Ordenamiento de las variables ambientales y biológicas en los biplots sobre: A) primero y segundo componentes, B) primero y tercer componentes, y C) segundo y tercer componentes.

Estos análisis de agrupamiento y de componentes principales corroboraron los resultados obtenidos a través de las correspondencias encontradas en los análisis a partir de las figuras de las variables estudiadas, así como también del análisis de las correlaciones paramétricas obtenidas.

Talla y peso seco

En la Tabla 4 se presentan los valores de talla y peso seco para las especies más representativas de cada grupo encontrado en el embalse Petaquire. Para los copépodos se realizó la estimación de la talla y el peso seco de los diferentes estadios del copépodo Cyclopoida *Thermocyclops decipiens*, que resultó ser el organismo de mayor peso y talla registrado en el embalse.

Tabla 4. Peso seco y talla promedio de las especies de zooplancton más representativas del embalse Petaquire.

<i>Thermocyclops decipiens</i>	Peso ($\mu\text{g p.s.}$)	Talla (μm)
Nauplios (N= 80)	$0,50 \pm 0,03$	$237,63 \pm 37,34$
Copepoditos I-III (N= 50)	$0,71 \pm 0,06$	$455,68 \pm 37,88$
Copepoditos IV-V (N=50)	$1,15 \pm 0,03$	$533,33 \pm 22,29$
Adultos (N= 40)	$1,71 \pm 0,02$	$743,37 \pm 45,92$
<i>Keratella Americana</i>		
Adultos (N=100)	$0,079 \pm 0,004$	$107,47 \pm 20,32$
<i>Diaphanosoma birgei</i>		
Adultos (N= 7)	$1,099 \pm 0,176$	$810,14 \pm 160,79$

En la Fig. 30 se observa la relación de tipo exponencial que se encontró entre el peso seco y la talla de los diferentes estadios del copépodo *Thermocyclops decipiens*; esta relación presentó un ajuste significativo de $R^2 = 0,9981$; $p < 0,05$. Puede notarse, así mismo, la poca variación de los datos en cada uno de los estadios, tanto para las tallas como para los pesos de los organismos analizados.

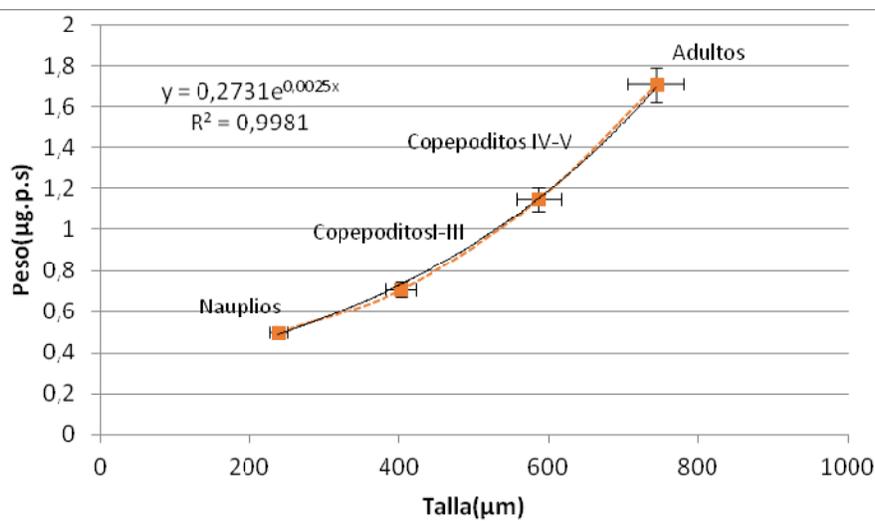


Fig. 30. Relación entre el peso seco y la talla de los diferentes estadios del copépodo *Cyclopoida Thermocyclops decipiens*.

VIII DISCUSIÓN

Variables fisicoquímicas y clorofila-*a*

Las variables climáticas son unas de las principales funciones de fuerza que establecen las condiciones para el funcionamiento de los embalses (Tundisi, 1999). Dentro de estas funciones de fuerza, las precipitaciones pueden generar pulsos o cambios rápidos que afectan las variables físicas, químicas y biológicas por introducir materiales y energía en los embalses (Tundisi, 1999).

En el embalse Petaquire, se registró un período con altas precipitaciones (julio a noviembre 2015) y un período en el que éstas descendieron notablemente por debajo de los 40 mm mensuales (diciembre 2015 a marzo 2016). La introducción de materiales y nutrientes a través de las lluvias, particularmente en el período de altas precipitaciones, pudieron generar la reducción de las concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua, lo que explicaría la correlación negativa entre ambas variables y los cambios puntuales en el resto de las variables estudiadas. Esta preponderancia de las épocas climáticas (lluviosa y de sequía) se ha registrado en otros embalses venezolanos, como Guanapito, Edo. Guárico (Cressa y Senior, 1990), Agua Fría, Edo. Miranda (González y col., 2004a) y Clavellinos, Edo. Sucre (Merayo y González, 2010), entre otros.

Los menores valores de transparencia durante el período de altas precipitaciones se registraron durante los meses con picos de lluvia. Posteriormente, a partir de diciembre, los valores de transparencia disminuyeron notablemente, probablemente por la acción superficial del viento, que sopla con mayor intensidad en los primeros meses del año en Venezuela, aunque su velocidad no pareció lo suficientemente fuerte como para homogeneizar la columna de agua, como se discutirá más adelante. Probablemente, también haya un componente biogénico

(fitoplancton) importante en la limitación de la entrada de luz al cuerpo de agua, considerando los altos valores de clorofila-*a* en las aguas, las cuales son capaces atenuar la luz en la columna de agua en los sistemas con alta productividad biológica (Wetzel, 2001).

En cuanto a la temperatura, se observó una tendencia general a la disminución de la misma hacia los meses finales del año 2015 e inicios del año 2016, meses en los que la temperatura del aire es menor en el año. El embalse permaneció estratificado térmicamente durante todo el período de estudio, lo cual permitió clasificarlo como meromítico, según el criterio de Lewis (1983). La localización del embalse en una zona montañosa, protegido parcialmente de la acción del viento, impide la circulación completa de las aguas en el año. Condiciones similares fueron descritas en los embalses Pao-Cachinche, Edos. Carabobo y Cojedes (González y col., 2004b,c), Agua Fría, Edo. Miranda (González y col., 2004a), los cuales también fueron catalogados como meromíticos en Venezuela.

Por otro lado, el oxígeno disuelto a nivel superficial presentó una tendencia al aumento en los primeros meses del año. Posiblemente, esto se deba a la circulación de las aguas superficiales por la acción del viento, permaneciendo los estratos profundos bajo condiciones de hipoxia y de anoxia. Esta condición también fue detectada en embalse de Agua Fría por Maroto (1984) y González y col. (2004a), y en el embalse Pao-Cachinche por González y col. (2004b,c), donde los estratos superficiales presentaron una condición homogénea a comienzos (noviembre) y a finales (febrero-abril) de la temporada de sequía, que es cuando el viento sopla con mayor velocidad en las zonas tropicales. Sin embargo, aparentemente la acción del viento no fue suficiente durante el período de estudio como para generar la circulación completa de las aguas, ya que de acuerdo a Hallaway (1980), para mezclar las capas superficiales se requieren velocidades del viento mayores a los 8

m/s, debido a que la acción del viento es limitada por la topografía (montañas) que circundan el embalse. Así mismo, los elevados valores de clorofila- *a* permiten suponer una alta tasa de fotosíntesis y un aporte considerable de oxígeno a los estratos superficiales en el embalse.

El pH de las aguas superficiales fue de carácter básico en la mayoría de los meses de estudio, al presentarse aguas bien oxigenadas, bien sea por el aporte de la productividad del fitoplancton como por la difusión desde el aire (Wetzel, 2001). Al aumentar la productividad primaria (la concentración de clorofila-*a* pudiera ser un indicador de ello), se asimila CO₂ y el equilibrio del pH se desplaza hacia valores básicos, aumentando así el pH del agua (Wetzel, 2001). Por el contrario, el pH de los estratos intermedios y profundos fue de carácter ligeramente ácido en la mayoría de los meses de estudio, debido a las condiciones de hipoxia y anoxia imperantes, los cuales son propios en los ambientes eutrofizados por la descomposición de la materia orgánica, con el subsecuente agotamiento del oxígeno y la liberación de CO₂ en estos estratos, que hacen que el equilibrio de pH se desplace hacia la condición ácida (Horne y Goldman, 1994).

Los valores de conductividad parecieron estar regidos por las precipitaciones del área. En primera instancia, pareció ocurrir un efecto de dilución de las aguas hasta septiembre. El pico de precipitación en octubre, luego de la disminución observada desde julio hasta septiembre, pareció arrastrar materiales desde la cuenca de drenaje hasta el embalse, lo que explicaría el aumento drástico de la conductividad, para luego volver a presentarse un efecto de concentración de sales como consecuencia de la reducción de las lluvias en la zona. Los valores de conductividad, menores a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, permiten clasificar al embalse como de baja salinidad, según el criterio de Serruya y Pollinger (1983) para lagos tropicales.

En cuanto al fósforo total, pudieron notarse las mayores concentraciones desde julio hasta

octubre, especialmente en los estratos profundos, lo cual pudo deberse a los aportes de la precipitación y flujo profundo, como por la liberación desde los sedimentos bajo condiciones reducidas (Wetzel, 2001). A partir de diciembre, se registró una tendencia a la homogeneización. Según el criterio de Salas y Martinó (1991) para lagos cálidos tropicales, los altos valores en las concentraciones de fósforo total permiten clasificar el embalse Petaquire como eutrófico.

En cuanto a la concentración de clorofila-*a*, sus variaciones parecieron responder a la combinación de la transparencia del agua como a las elevadas concentraciones de fósforo total, especialmente a finales del año 2015. Posiblemente también responda a otros factores, como la conductividad, la cual también tiene una tendencia a aumentar a inicios del año 2016. Esta relación entre el fósforo (y otros elementos) con la biomasa del fitoplancton ya ha sido descrita por González y Quirós (2011) para 15 embalses venezolanos.

Composición del zooplancton

En el embalse de Petaquire se encontraron 11 especies, de las cuales 7 pertenecen al grupo de los rotíferos, destacando la especie *Keratella americana* cuyo género es típicamente dominante en cuerpos de agua tropicales, según lo expresado por Margalef (1983). Los rotíferos presentaron la mayor riqueza de especies, en concordancia a lo propuesto por varios autores que exponen que estos organismos dominan las comunidades del zooplancton en lagos y embalses tropicales y subtropicales debido a su estrategia de reproducción rápida bajo condiciones de estrés hidrodinámico, común en este tipo de ambientes (Matsumura-Tundisi, 1999; Sendacz y col., 2006). Así mismo, González y col. (2011) encontraron que la dominancia de rotíferos sobre los otros grupos del zooplancton en embalses venezolanos se puede asociar a condiciones

eutróficas.

En el grupo de los copépodos, sólo se observó la presencia del orden Cyclopoida, con una mayor proporción de nauplios que de juveniles y de adultos. Los copépodos Cyclopoida son organismos que se caracterizan por tener una alimentación basada en la selección, lo que los favorece para habitar en medios eutróficos, que se caracterizan por una alta proporción de partículas y algas filamentosas (Infante, 1988). La predominancia de los estadios larvales (nauplios) durante el período de estudio, pudiese indicar que los copépodos se reprodujeron intensamente y que, a juzgar por las bajas proporciones de juveniles (copepoditos) y de adultos durante los meses de muestreo, parecieron estar sometidos a fuertes factores limitantes, tanto fisicoquímicos como bióticos (González, 2009). De igual manera, durante el trabajo de campo se observó la presencia de peces los cuales pueden tener como preferencia alimentaria a los copépodos adultos.

Los copépodos estuvieron representados sólo por *Thermocyclops decipiens*, la cual se caracteriza por ser una especie de amplia distribución en lagos, pantanos y aguas efímeras, ubicadas en Asia, África, Centro y Sur América, y que tienden a dominar la comunidad de crustáceos de ambientes acuáticos mesotróficos a eutróficos (López y Bello, 1993). El aumento del estado trófico de cuerpos de agua como lagos o embalses, parece determinar la ocurrencia de *T. decipiens* (Landa y col., 2007). También su presencia está asociada a cuerpos de agua en donde las actividades económicas predominante son las industrias alimenticias, metalúrgicas, químicas y de fertilizantes, además de la agricultura y la ganadería (Landa y col., 2007), lo cual coincide con lo observado en las zonas aledañas al embalse Petaquire, en donde se evidencia un alto impacto agrícola.

En cuanto a los cladóceros, estos estuvieron presentes en bajas proporciones. Es

importante acotar que, según Esteves (1998), las poblaciones de cladóceros son reguladas por el régimen de precipitación, las cuales pueden causar profundas alteraciones en el cuerpo de agua, en cuanto a factores como la turbidez, régimen de gases, disponibilidad de alimento. La baja abundancia de cladóceros en el embalse Petaquire puede deberse a una alta proporción de cianobacterias y algas coloniales y filamentosas, lo cual coincide con lo registrado por González y col. (2009) en el embalse Suata (Edo. Aragua).

Los cladóceros se encontraron representados sólo por la especie *Diaphanosoma birgei*, la cual ha sido reportada por otros investigadores como uno de los cladóceros que habitan en cuerpos de agua eutróficos dominados por la presencia de cianobacterias (Villabona-Gonzalez y col., 2015; Bonecker y col., 2007).

La riqueza, diversidad y equidad de la comunidad zooplanctónica del embalse de Petaquire en el periodo de estudio mostró una tendencia al aumento hacia finales del período de estudio, registrando sus mayores valores en los meses de febrero y marzo y los menores valores en el mes de julio; esto pudo deberse a cambios en su estructura comunitaria debido a los cambios en parámetros ambientales. De hecho, los 11 taxones del zooplancton no coexistieron a lo largo del período de estudio, con la menor riqueza encontrada en julio y los mayores valores de riqueza encontrados hacia finales del período de estudio, cuando hubo cierta homogeneización de algunos de los parámetros ambientales medidos. Igualmente, el valor de la diversidad beta (1,6, que puede aproximarse a 2), mostró que se presentó este recambio en la comunidad zooplanctónica desde inicios hasta finales del período de estudio.

Abundancia del zooplancton

La abundancia del zooplancton (promedio de 51 Ind./L) en el embalse puede considerarse

baja para el período de estudio. Esto resulta opuesto a lo registrado para embalses con alto grado de eutrofización. Los valores registrados en Petaquire fueron bastantes inferiores a los del embalse hipereutrófico Pao-Cachinche, donde se registraron valores que superaron los 1000 Ind./L (González y col., 2002), y similares a los de embalses oligotróficos de Venezuela, donde se han registrado bajos valores de abundancia, como son los de El Pueblito (73-123 Ind./L; González, 2000), Agua Fría (9-39 Ind./L; González, 2002) y Taguaza (86 Ind./L; González y col., 2002).

Es importante resaltar que los valores de abundancia pudieron ser afectados por el uso de biocidas en los alrededores del embalse (Montoya, comunicación personal). El efecto negativo de los biocidas en cuerpos de agua ha sido notado por Álvarez y Astiz (2014), quienes reportaron, para aguas amazónicas, que el uso de insecticidas organoclorados afecta de manera indirecta al zooplancton, alterando la dinámica trófica del ecosistema, y que el uso de una mezcla de insecticida + herbicida causa mortalidades masivas a cladóceros y copépodos. Esto pudiera explicar la baja abundancia del zooplancton registrada, particularmente de cladóceros y de copépodos adultos, en el sistema estudiado.

Biomasa del zooplancton

Los valores bajos de biomasa encontrados en el embalse de Petaquire tampoco se correspondieron con lo encontrado en otros cuerpos de agua eutrofizados en Venezuela por González y col. (2011), quienes relacionaron los valores de biomasa total del zooplancton con el grado de eutrofización de los cuerpos de agua. Así, los valores de biomasa del embalse de Petaquire oscilaron entre 13,50 $\mu\text{g/l}$ y 79,68 $\mu\text{g/l}$, con un valor medio de 38,81 $\mu\text{g/l}$. Estos valores fueron similares a los determinados por González (2002) en el embalse oligotrófico

Agua Fría (49 µg/l) y por González y col. (2002) en el oligotrófico Taguaza (29 µg/l). La baja biomasa del zooplancton en el embalse Petaquire pudo verse afectada, de igual manera que la abundancia, por el efecto de algún biocida utilizado en las áreas circundantes del embalse. Cuando se habla de biocida se hace énfasis en dos tipos, insecticidas y herbicidas, los primeros utilizados para disminuir el impacto de la plaga en cultivos agrícolas y los segundos para evitar la proliferación de especies vegetales no deseadas.

Según Paggi (2005) los insecticidas tienen un efecto tóxico directo sobre el zooplancton, mientras que los herbicidas afectan la disponibilidad de recursos alimenticios. En cuanto a la comunidad zooplanctónica, Paggi (2005) también destaca en su trabajo la alta sensibilidad de los cladóceros y grandes copépodos como los de los géneros *Thermocyclops* y *Mesocyclops*, a estos biocidas y la gran capacidad de resistencia de rotíferos y nauplios. También añade que la presencia de estos compuestos genera condiciones de estrés en el zooplancton, pudiendo causar efectos como la reducción de la talla corporal media, disminución de la diversidad y dominancia de los estrategas “r”. En cuanto al embalse de Petaquire, en donde se presume un efecto marcado de estos agentes sobre el zooplancton, se encontraron evidencias similares a las señaladas por Paggi (2005): escasa presencia de cladóceros, baja abundancia de copépodos en los estadios adultos, dominancia de rotíferos, diversidad baja y reducción del tamaño corporal medio del zooplancton.

González y col. (2011) registraron la dominancia de protozoarios en ambientes altamente eutrofizados. Así mismo, estos autores también registraron, para otros sistemas eutrofizados, la dominancia de rotíferos. En el caso del embalse de Petaquire dominaron los rotíferos, seguidos por los copépodos, al igual que los casos estudiados por González y col. (2011) en embalses venezolanos. En lo que respecta a la biomasa, dadas sus mayores tallas y su alto grado de

abundancia, los copépodos debieron ser los que aportaron la mayor proporción de biomasa total del zooplancton.

Se debe destacar el hecho de que se encontró una alta concordancia entre las variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton, lo cual también fue registrado por González y col. (2011) para otros embalses venezolanos.

Talla y peso seco

Brooks y Dodson (1965) propusieron que los peces zooplanctófagos seleccionan a sus presas por medio de la visión, mostrando preferencias por presas de mayor tamaño. Esto podría producir cambios importantes en la composición de tallas de la comunidad zooplanctónica. En el embalse de Petaquire pudiera ocurrir este fenómeno por parte de la comunidad de peces y esto también contribuiría a explicar la dominancia de especies de talla pequeña.

La depredación selectiva de las presas de mayor tamaño puede provocar una importante reducción en la abundancia de las mismas y, en consecuencia, un aumento relativo de las abundancias de aquellos organismos zooplanctónicos de menor tamaño (Brooks y Dodson, 1965). Infante (1990) determinó que los nauplios de las especies *Notodiptomus henseni* y *Thermocyclops decipiens* en el lago de Valencia presentaron pesos secos de 0,53 μg , valores similares a los encontrados en el presente estudio en el embalse de Petaquire (0,50 μg). Por su parte, el peso seco promedio del adulto del copépodo *Thermocyclops decipiens* del embalse Petaquire (1,69 μg) fue similar al registrado por Infante (1990) para la misma especie en el lago de Valencia (1,71 μg).

Para *Keratella americana* se obtuvo un peso seco de 0,079 μg , que coincidió con lo reportado por (Infante, 1990) en el lago de Valencia. Por otro lado, para *Diaphanosoma birgei* se obtuvo un peso seco 1,099 μg , valor bastante similar al peso 1,100 μg por Maia-Barbosa y

Bozelli (2005) para un lago amazónico del Brasil.

Los resultados demostraron que existió una relación directa entre el peso seco de cada uno de los estadios del copépodo *Thermocyclops decipiens* y la talla determinada, la cual se acercó a una distribución del tipo exponencial. Resultados similares fueron obtenidos por Dumont y col. (1975) y Culver y col. (1985), quienes determinaron que para algunos grupos zooplanctónicos, en especial para los copéodos, existía en algunos casos una relación directa entre el peso seco y la talla. Un resultado similar encontró López (2012) en el lago de Valencia para el copépodo *Notodiaptomus henseni*.

Consideraciones finales

Tal como se ha demostrado en este estudio, el zooplancton es controlado por múltiples factores, entre los que destacan el tiempo de retención del agua, la depredación, la eutrofización y la entrada de pesticidas y herbicidas en sus cuencas de drenaje (Matsumura-Tundisi, 1999).

Según Margalef (1983) y Tundisi y Matsumura-Tundisi (2008), los embalses son ambientes bajo tensión, ya que están sometidos a diferentes factores, incluyendo el componente antrópico. Así, los embalses pueden presentar pulsos o cambios drásticos, tanto de origen natural como antrópico, que pueden afectar sus variables físicas, químicas y biológicas. Estos pulsos, según Tundisi y Matsumura-Tundisi (2008), pueden resultar en las entradas de los embalses, como la precipitación o el viento, o en sus salidas, a través del retiro de sus aguas para fines diversos.

En vista de lo anteriormente expuesto, la comunidad del zooplancton del embalse Petaquire parecieron supeditarse, más que a la disponibilidad de alimento, a las fluctuaciones de las condiciones ambientales y, tal como se ha expresado, al uso de biocidas en las vecindades del ecosistema.

IX CONCLUSIONES

- El embalse de Petaquire se clasificó como un sistema eutrofizado, en base a los niveles de fósforo total y clorofila-*a*, así como también por la dominancia de los rotíferos y por la presencia de *Thermocyclops decipiens* y *Diaphanosoma birgei*, especies típicas de ambientes eutróficos.
- Dentro de la identificación de las 11 unidades taxonómicas encontradas en la comunidad de zooplancton, los rotíferos presentaron la mayor riqueza, siendo *Keratella americana* la más abundante durante todo el periodo de estudio.
- La abundancia y biomasa zooplanctónica del embalse Petaquire pueden considerarse bajas, lo cual no se corresponde con el carácter eutrófico del sistema ni con otros embalses venezolanos eutróficos. La depredación por parte de peces zooplanctofagos y la acción de agentes biocidas pudieran estar influyendo en la estructura comunitaria del zooplancton.
- Al igual que en otros cuerpos de agua estudiados, se encontró una buena correspondencia entre las tallas y los pesos secos de los especímenes estudiados.
- Las variaciones en las condiciones ambientales, parecieron ser responsables de las variaciones registradas en la estructura, abundancia y biomasa de la comunidad del zooplancton del embalse Petaquire.

X RECOMENDACIONES

En vista de ser el primer trabajo que abarca la ecología del zooplancton de embalse de Petaquire, se sugiere profundizar esta investigación haciendo énfasis los siguientes aspectos:

- Caracterizar limnológicamente más localidades dentro del embalse, completando el ciclo anual. Incluir un mayor número de parámetros relacionados con la calidad de las aguas.
- Determinación de las variaciones de abundancia, biomasa y productividad primaria del fitoplancton.
- Caracterizar otras comunidades (bacterias, macrófitas, peces) que habitan en el embalse.
- Determinar la presencia e identificar los agentes biocidas y estudiar, mediante bioensayos, sus efectos sobre la comunidad planctónica.

XI REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.

- Armengol, J. 1982. Ecología del zooplancton de los embalses. *Mundo Científico*. **11**: 168-178.
- Astiz, S., H. Alvarez. 2014. Dinámica del zooplancton y su relación con la calidad de agua en el río Cataniapo, Amazonas, Venezuela. *Ecotrópicos*. **27(12)**: 13-30.
- Bonecker, S.L.C., Dias, C.O., Fernandes, L.D.A., Avila, L.R. 2007. Zooplâncton. 125-140. In: J.L. Valentin (Ed.). Características Hidrobiológicas da Região Central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira (Salvador, BA, ao Cabo de São Tomé, RJ). Brasília, Ideal Gráfica e Editora, 168.
- Brett, M.T., Müller-Navarra, D.C., Park, S. 2000. Empirical analysis of the effect of phosphorus limitation on algal food quality for freshwater zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* **45**: 1564-1575.
- Brooks, J. L., Dodson S. I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*. **150**: 28-35.
- Brusca, R.C., Brusca, G.J. 2005. Invertebrados. 2da Edición. McGraw-Hill Interamericana. Madrid, España.
- Cabrera, A. 2009. Variaciones espaciales y temporales de la comunidad zooplanctónica en dos localidades del embalse Suata (Estado Aragua, Venezuela). Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela.
- Carrillo, V. 2001. Distribución espacial del zooplancton en el embalse La Mariposa (Distrito Capital) de julio a diciembre de 2000. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela.
- Castillo, C., Gómez, J., Montes, C. 1973. Embalses de Venezuela. Serie El Agua, N° 1. Caracas, Venezuela.
- Coelho, R. 2014. Estudio hidrogeomorfológico de las cuencas de drenaje del río Petaquire-Mamo y de la quebrada La Zorra, estado Vargas, litoral central de Venezuela. Tesis de Maestría Instituto Pedagógico de Caracas. Universidad Pedagógica Experimental Libertador. Caracas, Venezuela.
- Conde-Porcuna, J.M., Ramos-Rodríguez, E., Pérez-Martínez, C. 2002. Correlations between nutrient limitation and zooplankton populations in a mesotrophic reservoir. *Freshwater Biol.* **47**: 1463-1473.
- Cressa, C., Senior, C.T. 1990. Características físico-químicas de las aguas del embalse de Guanapito, Venezuela. *Ecotrópicos*. **3(1)**: 33-51.
- Culver, D., Boucherle, M., Bean, D., Fletcher, J. 1985. Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**: 1380-1390.
- Delorme, L.D. 1991. Ostracoda en: J. Thorp & A. Covich (eds). Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. 1st Edition. Academic Press. San Diego. 691-722.
- Dodson, S.I., Arbott, S.E., Cottingham, K.L. 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*. **81**: 2662-2679.
- Dumont, H.J. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecol.* **19**: 75-97.
- Edmondson, W.T., Wingberg, G.G. 1971. A manual of methods for the measurement of

- secondary productivity in fresh waters. International Biological Programme Handbook N° 17. Oxford.
- ElMoor-Loureiro, L. M. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Editora Universa – UCB. Brasilia.
- Esteves, F.A. 1988. Fundamentos de Limnologia. 2da edición. Editorial Interciencia. LTDA. Río de Janeiro. 575.
- Fernando, C.H. 2002. A guide to tropical freshwater zooplankton. Backhuys Publishers, Leiden.
- Folt, C., Burns, C.W. 1999. Biological drivers of zooplankton patchiness. *Trends. Ecol. Evol.* **14**: 300-305.
- González, E. 2000. Caracterización limnológica del embalse El Pueblito (Estado Guarico, Venezuela). Trabajo de ascenso a la categoría de Agregado. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 85.
- González, E. 2002. Caracterización limnológica de los embalses Agua Fría (Estado Miranda) y Tierra Blanca (Estado Guárico). Proyecto S1-98001361. Etapa I: Caracterización limnológica del embalse agua fría (Estado Miranda). Informe técnico a FONACIT. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 83.
- González, E. 2004. Caracterización limnológica de los embalses Agua Fría (Estado Miranda) y Tierra Blanca (Estado Guárico). Proyecto S1-98001361. Etapa II. Caracterización del embalse Tierra Blanca (Estado Guárico). Informe Técnico. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 86.
- González, E. 2009. Caracterización limnológica del embalse Clavellinos (Estado Sucre). Informe Técnico. Proyecto UCV- Hidroven. Caracas. 61.
- González, E.J. 2017. Evaluación limnológica del embalse Camatagua (Edos. Aragua y Guárico). Informe final del proyecto PEII 20110001396. Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación. FONACIT. Caracas. 37.
- González, E.J., Alvarez, M.A., Barrero, M., Finol, H. 2009. Limnología y efecto de los impactos antrópicos sobre los peces de interés comercial del embalse de Suata (Estado Aragua) y del Lago de Valencia (Estados Aragua y Carabobo). Informe final de la Etapa I del Proyecto de grupo PG 03.00.6495.2006. Informe técnico presentado al CDCH-UCV. Caracas.
- González, E.J., Carrillo, V., Peñaherrera, C. 2004a. Características físicas y químicas del embalse Agua Fría (Parque Nacional Macarao, Estado Miranda, Venezuela). *Acta Cien. Venez.* **55(3)**: 225-236.
- González, E.J., Ortaz, M., Peñaherrera, C., Infante, A. 2004b. Physical and chemical features of a tropical hypertrophic reservoir permanently stratified. *Hydrobiologia.* **522**: 301-310.
- González, E., Ortaz, M., Peñaherrera, C., Matos, M. 2004c. Fitoplancton de un embalse tropical hipereutrófico (Pao-Cachinche, Venezuela): abundancia, biomasa y producción primaria. *Interciencia.* **29**: 548-555.
- González, E.J., Matos, M.L., Peñaherrera, C., Merayo, S. 2011. Zooplankton abundance, biomass and trophic state in some Venezuelan reservoirs. In: Biomass and Remote Sensing of Biomass. Islam Atazadeh (Ed.). ISBN 978- 953-307-490-0. Published by InTech. Rijeka, Croacia. 57-74.
- González, E.J., Ortaz, M., Matos, M., Mendoza, J., Peñaherrera, C., Carrillo, V. 2002. Zooplancton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos. *Interciencia.* **27(10)**: 551-558.

- González, E.J., Quirós, R. 2011. Eutrophication of reservoirs in Venezuela: Relationships between nitrogen, phosphorus and phytoplankton biomass. *Oecologia Australis*. **15(3)**: 458-475.
- Hallaway, P. E. 1980. A criterion for thermal stratification in a wind-mixed system. *J. Phys. Oceanogr.* **10**: 861-869.
- Horne, A.J., Goldman, C.R. 1994. Limnology. 2nd edition. McGraw-Hill Inc. New York, 576.
- Infante, A. 1976. Estudio limnológico del Embalse de Lagartijo, Estado Miranda. IV. Composición y variaciones del zooplancton. Mecanografiado. Universidad Central de Venezuela.
- Infante, A., Riehl, W., Saunders, J.F., 1979. Los copépodos del lago de Valencia, Venezuela. *Acta Cien. Venez.* **30**: 224-233.
- Infante, A. 1982. Annual variations in abundance of zooplankton in Lake Valencia (Venezuela). *Arch. Hydrobiol.* **93(2)**: 194-208.
- Infante, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. Secretaria General de la Organización de Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Monografía N° 33. Washington D.C.
- Infante, A. 1990. Proyecto “Estudio limnológico comparativo del lago de Valencia (Venezuela) y el lago de Managua (Nicaragua)”. Proyectos OEA/CIECC. UCV. Caracas. 49.
- Infante, A. G., Infante, O. 1994. Limnological Studies in a Tropical Man- Made Lake (Lagartijo Reservoir) Venezuela. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **79**: 17–25.
- Infante, A., Infante, O., González, E. J. 1995. Proyecto Multinacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables. Informe final: II Etapa (embalses El Andino y El Cují). Universidad Central de Venezuela (UCV) y Organización de los Estados Americanos (OEA). Caracas. 60.
- Infante, A., Infante, O., Vegas, T., Riehl W. 1992. Proyecto Multinacional del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe final: I Etapa (Embalses Camatagua, Guanapito y Lagartijo, Venezuela y Las Canoas, Nicaragua). Universidad Central de Venezuela y Organización de los Estados Americanos, Caracas, Venezuela. 61.
- José de Paggi, S. 2005. Efectos de los Pesticidas sobre el Zooplancton de las Aguas Continentales: Análisis Revisivo. FABICIB. 1. 10.14409/fabicib.v1i1.589.
- Koste, W. 1972. Rotatorien aus Gewässern Amazoniens. Amazoniana. Deutschland.
- Landa, G.G., Barbosa, F.A.R., Rietzler, A.C., Maia-Barbosa, P.M. 2007. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the State of Minas Gerais, Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* **50(4)**: 695-705.
- Lewis, W.M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* **40**: 1779-1787.
- López, D. 2012. Variaciones espaciales y temporales del zooplancton del Lago de Valencia. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela.

- López, C., Bello, C. 1993. Composición y variación estacional de la comunidad de crustáceos planctónicos del Embalse Socuy, Venezuela. *Ecotrópicos*. **6(1)**: 29-42.
- López, C., Villalobos, M., González, E. 2001. Estudio sobre el zooplancton de los embalses de Venezuela: Estado actual y recomendaciones para futuras investigaciones. *Ciencia*. **9**: 217-234.
- Maia-Barbosa, P.M., Bozelli, R.L. 2005. Length-weight relationships for five cladoceran species in an Amazonian lake. *Braz. Arch. Biol. Technol.* **48(2)**: 303- 308.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Ediciones Omega. Barcelona. 1011.
- Maroto, R. 1984. Características físico-químicas del embalse de Agua Fría (Edo. Miranda). Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela.
- Matsumura-Tundisi, T., 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In Henry, R. (Ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDBIO; FAPESP. 39-54.
- Melão, M.G.G., Rocha, O. 2004. Life history, biomass and production of two planktonic cyclopoid copepods in a shallow subtropical reservoir. *J. Plankton Res.* **26(8)**: 909-923.
- Mendoza, J. 1999. Variaciones en la abundancia del plancton y de las bacterias en el embalse La Mariposa (Distrito Federal, Venezuela). Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela.
- Merayo, S., González, E. 2010. Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela. *Revista de Biología Tropical*. **58(2)**: 603-619.
- Morales-Baquero, R., Conde-Porcuna, J.M. 2000. Effect of the catchment areas on the abundance of zooplankton in highmountain lakes of Sierra Nevada (Spain). *Verh. Internat. Verein. Theor. Angew. Limnol.* **27**: 1-5.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. CYTED- ORCYT – UNESCO- SEA, Zaragoza, España. 84.
- Pinto-Coelho, R.M., Bezerra-Neto, J.F., Morais-Jr., C.A. 2005. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Braz. J. Biol.* **65(2)**: 325-338.
- Plön, W.G. 1985. Overcoming food limitation by cannibalism: A model study on cyclopoids. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* **21**: 373-381.
- Ramos-Rodríguez, E., Conde-Porcuna, J.M. 2003. Nutrient limitation on a planktonic rotifer: life history consequences and starvation resistance. *Limnol. Oceanogr.* **48**: 933-938.
- Rocha, O., Sendacz, S., Matsumura-Tundisi, T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil. 151-166. In: J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo, T. Matsumura-Tundisi (eds.), Limnology in Brazil. ABC/SBL, Rio de Janeiro. 376.
- Roldán, G. 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. 1era Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín.
- Salas, H., Martínó, P. 1991. A simplified phosphorus trophic model state for warm-water tropical lakes. *Wat. Res.* **25**: 341-350.
- Sendacz, S., Caleffi, S., Santos-Soares. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.* **66**: 337-350.

- Serruya, C., Pollinger, U. 1983. Lakes of the warm belt. Cambridge University Press. Cambridge. 569.
- Skinner, R.H., Cohen, A.C. 1994. Phosphorus nutrition and leaf age effects on sweet potato whitefly (Homoptera: Aleyrodidae). *Environmental Entomology*. **23**: 693-698.
- Sokal, R., Rohlf, J. 1979. Biometría. Ediciones Blume. Madrid.
- Sternner, R.W., Hessen, D.O. 1994. Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **25**: 1-29.
- Suárez, E., Vázquez, A., Solís, E. 1991. Variaciones espacio temporales de distribución y abundancia de los rotíferos planctónicos en la presa J. A. Alzate, México durante un ciclo anual. *Anuales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. **18 (2)**: 217-227.
- Suárez, E., Vázquez, A., Solís, E. 1993. On the zooplankton community of a Mexican eutrophic reservoir, a seasonal survey. *Hidrobiologica*. **3 (1-2)**: 71-80.
- Thornton, K. 1990. Perspective on reservoir limnology. En: Thornton K., Kimmel, B., Payne, F. (eds.). *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. John Wiley & sons, Inc. New York. 1-13.
- Tundisi, J.G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. En: R. Henry (ed.). *Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais*. FAPESP, FUNDIBIO. Botucatu, SP. 19-38.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. 2008. *Limnologia*. Oficina de Textos. São Paulo. 632.
- Vanni, M.J. 1987. Indirect effect of predators on age structured prey populations: Planktivorous fish and zooplankton. En: W.C. Kerfoot & A. Sih (eds.). *Predation: Direct and indirect impacts on aquatic communities*, Nueva Inglaterra, EEUU. 149-160.
- Villabona-González, S.L., Ramírez-Restrepo, J.J., Palacio-Baena, J.A., Bonecker, C.C. 2015. Respuesta de la biomasa zooplanctónica a los gradientes de estado trófico y precipitación de un embalse tropical. *Revista Acad. Colomb. Ci. Exact.* **39(152)**: 374-388.
- Wetzel, R. G., 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3rd edition. San Diego.
- Wetzel, R., Likens, G. 2000. *Limnological analyses*. 3rd edition. Springer. New York.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. **21**: 213-251.
- Zoppi, E. 2012. Retrospectiva de las publicaciones sobre el plancton en Acta Biologica Venezolana. *Acta Biol. Venez.* **32(2)**: 87-97.

Citado en línea:

- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMEH). 2018. Climatología. En: <http://estaciones.inameh.gob.ve/descargaDatos/vistas/bajarArchivo.php>. Consultado el 11/8/2018.