



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

ENSAMBLAJE DEL ZOOPLANCTON EN UN EMBALSE ALTOANDINO (CHIVOR, COLOMBIA)

Stephany Urrea Cubides

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá D. C., Colombia
2023

ENSAMBLAJE DEL ZOOPLANCTON EN UN EMBALSE ALTOANDINO (CHIVOR, COLOMBIA)

Stephany Urrea Cubides

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Investigación – Biología

Director:

Jhon Charles Donato Rondón

Línea de Investigación:

Limnología

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá D. C., Colombia

2023

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Nombre Stephany Urrea Cubides

Fecha: 20/10/2023

Agradecimientos

Quisiera expresar mi agradecimiento al profesor Jhon Charles Donato Rondón por su labor como tutor no solo por su guía académica sino por su comprensión y paciencia.

Un agradecimiento especial al profesor José Iván Mojica Corso (QEPD) quién prestó su guía y tutoría durante las primeras etapas de diseño y desarrollo del estudio.

También al biólogo Daniel Monroy por su contribución con la información asociada a la investigación, y al profesor Pedro Sánchez por su tiempo y explicaciones de estadística.

Agradezco también a AES Colombia por su apoyo económico que hizo posible el desarrollo y elaboración de esta investigación.

A los estudiantes y docentes del colegio Leonardo Da Vinci en Santa María, por su participación e interés en las actividades de campo como parte del desarrollo del estudio.

A mi mamá que siempre me da su apoyo, me impulsa y me lleva a alcanzar mis metas. A mi Hermano Thomas y mi Hermana Jessica que siempre están ahí para ayudarme en los momentos de dificultad y a seguir adelante a pesar de los obstáculos.

Un agradecimiento profundo a todos esos amigos que tanto cerca como lejos siempre tienen una palabra de ánimo o fortaleza; que, en muchas ocasiones dispuestos a dar consejo respecto a aspectos a mejorar tanto profesional, académica como personalmente.

Resumen

ENSAMBLAJE DE ZOOPLANCTON EN UN EMBALSE ALTOANDINO (CHIVOR, COLOMBIA)

Los embalses representan importancia social y económica, ya que ofrecen servicios para las comunidades cercanas, entre ellos destacan la generación de energía eléctrica, almacenamiento de agua para consumo y en algunos casos para riego. Varios estudios han demostrado la importancia del zooplancton en los ecosistemas acuáticos basados en su rol ecológico. De esta forma es importante resaltar la importancia de ampliar el conocimiento respecto a la dinámica de este grupo, que lleve a un acercamiento al comportamiento del sistema. Este estudio se realizó en el Embalse La Esmeralda (Chivor, Boyacá), donde se definió una periodicidad de muestreo de 16 semanas, en tres estaciones de muestreo: Estación 1 zona de entrada o riberina, Estación 2 o zona de transición y Estación 3 o zona de presa, cada una con tres profundidades (superficie, media, fondo), donde se tomaron muestras de 30 L. En laboratorio se tomaron 30 ml de muestra y se realizaron los conteos por medio de cámara de sedimentación. Se probaron los supuestos estadísticos y se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis, no pareada de Wilcoxon y t-Student para verificar diferencias significativas temporales y espaciales, además de análisis de ordenación indirecta (Análisis de Componentes Principales) y directa (Análisis de Correlación Canónica) para identificar la relación entre el componente biótico y abiótico. Los resultados mostraron tendencia neutra-alcalina, de baja mineralización y tendencia a la polimixis. Es un sistema limitado por nitrógeno y de características eutróficas. Además, se observó mayor representatividad tanto en densidad como en biomasa por parte del Cyclopoida *T. decipiens* (copepodito). Estos organismos, en particular copépodos y rotíferos tienen relación estrecha con variables nutricionales principalmente fósforos y sólidos. La comparación entre 2007 y 2022 mostró que la condición eutrófica del embalse se mantiene entre ambas fechas, así mismo, se mantuvo la presencia de *T. decipiens*, *K. tropica tropica* y *Polyarthra* sp., lo que puede estar relacionado tanto con oferta alimenticia como interacciones ecológicas.

Palabras clave: Zooplancton, Biomasa, Diversidad, Ensamblaje, Embalse de Alta Montaña

Abstract

ZOOPLANKTON ASSEMBLAGE IN A HIGH ANDEAN RESERVOIR (CHIVOR, COLOMBIA)

Reservoirs represent social and economic importance, as they offer services to nearby communities, including generation of electricity, water reservoirs for drinking water, and sometimes used for irrigation. Several studies have demonstrated the importance of zooplankton in aquatic ecosystems based on their ecological role. Thus, it should emphasize the importance of expanding the knowledge regarding the dynamics of this group, leading to an approach to the system behavior. La Esmeralda reservoir was the study place in Chivor, Boyacá municipality. The study sampling was during a periodicity of 16 weeks. In three sampling stations: Station 1 inlet or riparian zone, Station 2 or transition zone, and Station 3 or dam zone, and in each station 30 L samples were taken in three depths (surface, middle, bottom). To verify significant, temporal and spatial differences were used: statistical assumptions tests, Kruskal-Wallis, unpaired Wilcoxon, and Student's t-tests t. The results show a neutral-alkaline trend, low mineralization, and suspended particles accumulation with polymictic characteristics. It is a nitrogen-limited system with eutrophic characteristics. In addition, the Cyclopid *T. decipiens* copepodite was more representative in density and biomass. These organisms, particularly copepods and rotifers, have a close relationship with nutritional variables, mainly phosphorus and solids. The comparison between 2007 and 2022 showed that the eutrophic condition of the reservoir is maintained between both dates, likewise, the presence of *T. decipiens*, *K. tropica tropica* and *Polyarthra* sp. was maintained, which may be related to both food supply and ecological interactions.

Keywords: Zooplankton, Biomass, Diversity, Assemblage, High Mountain reservoir

Contenido

	Pág.
Resumen	VII
Abstract.....	VIII
Lista de figuras	XI
Lista de tablas	XIV
Introducción	1
1 Marco Teórico	7
1.1 Embalses.....	7
1.2 Zooplancton de sistemas dulceacuícolas.....	11
1.2.1 Zooplancton y su entorno.....	13
1.2.2 Biomasa zooplanctónica	14
1.2.3 Distribución vertical del zooplancton.....	15
2 Objetivos	22
2.1. Objetivos.....	22
3 Pregunta de investigación.....	22
4 Métodos	21
4.1 Área de estudio	21
4.2 Fase de Campo.....	23
4.2.1 Componente abiótico.....	25
4.2.2 Componente biótico.....	25
4.3 Fase de Laboratorio	27
4.3.1 Componente Abiótico	27
4.3.2 Componente biótico.....	27
4.4 Análisis de la información	29
5 Resultados	30
5.1. Condiciones ecológicas y ambientales del embalse	30
5.2. Ensamble Zooplanctónico.....	48
5.2.1 Composición	48
5.2.2 Variación espacial y temporal del ensamblaje.....	52
5.2.2.1 Densidad	52
5.2.2.2 Estimación de Diversidad de Especies	57
5.2.2.3 Estimación de Biomasa	60

5.2.3	Relación entre variables ambientales y la estimación de densidad zooplanctónica.....	63
5.2.4	Relación entre índices de estado trófico y la estimación de densidad zooplanctónica.....	66
5.2.5	Relación entre variables ambientales y la biomasa zooplanctónica	69
5.2.6	Relación entre índices de estado trófico y la biomasa zooplanctónica.....	72
5.3	Comparación temporal 2007 vs. 2022.....	76
5.3.1	Entorno Ambiental.....	76
5.3.2	Ensamble Zooplanctónico.....	82
5.3.2.1	Composición	82
5.3.2.2	Densidad	83
5.3.2.3	Biomasa	86
6	Discusión	85
6.1	Condiciones ecológicas y ambientales del embalse.....	85
6.2	Ensamble zooplanctónico.....	87
6.3	Comparación temporal 2007 – 2022.....	90
7	Conclusiones y recomendaciones	93
7.2	Conclusiones.....	93
7.3	Recomendaciones.....	94
A.	Anexo: Tabla de variables in situ medidas en el Embalse La Esmeralda (Chivor, Colombia). Semana 1 a 8.	95
B.	Anexo: Variables <i>in situ</i> medidas en el Embalse La Esmeralda (Chivor, Colombia). Semana 9 a 16.	98
C.	Anexo: Tabla prueba de normalidad para variables <i>in situ</i>	101
D.	Anexo: Tabla prueba de normalidad para variables <i>in situ</i>	101
E.	Anexo: Tablas de Número de individuos y Densidad (Ind/m³) de morfoespecies por profundidad para la Estación 1.	103
F.	Anexo: Tablas de Número de individuos y Densidad (Ind/m³) de morfoespecies por profundidad para la Estación 2.	105
G.	Anexo: Tablas de Número de individuos y Densidad (Ind/m³) de morfoespecies por profundidad para la Estación 3.	107
H.	Anexo: Tablas de Biomasa (µg/m³) de morfoespecies por profundidad y Estación	109
I.	Anexo: Tabla prueba de normalidad para atributos ecológicos	110
J.	Anexo: Tabla <i>t</i>-student 2007-2022 variables <i>in situ</i>	111
K.	Anexo: Tabla <i>t</i>-student 2007 – 2022 variables físicas y químicas	111
L.	Anexo: Tabla <i>t</i>-student 2007 – 2022 Índices de Estado Trófico	112
	Bibliografía	113

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1. Zonas de un embalse propuesta por Thorton, et al., 1990	8
Figura 4-1. Embalse La Esmeralda – Chivor (Boyacá, Colombia)	22
Figura 4-2. Diseño experimental para la toma de muestras en el Embalse La Esmeralda	24
Figura 5-1. Promedio de precipitación durante la toma de muestras en el Embalse La Esmeralda	30
Figura 5-2. Tendencia temporal, espacial horizontal y vertical de las variables <i>in situ</i> – pH y Conductividad	33
Figura 5-3. Tendencia temporal, espacial horizontal y vertical de las variables <i>in situ</i> – Oxígeno Disuelto y Temperatura	34
Figura 5-4. Tendencia temporal, espacial horizontal y vertical de las variables <i>in situ</i> – Potencial Redox	35
Figura 5-5. Tendencia temporal, espacial horizontal y vertical de la zona fótica en el Embalse La Esmeralda	36
Figura 5-6. Tendencia temporal y espacial de variables ambientales en el Embalse La Esmeralda	42
Figura 5-7. Análisis de componentes principales de variables <i>in situ</i>	44
Figura 5-8. Análisis de componentes principales de variables fisicoquímicas	45
Figura 5-9. Relación Nitrógeno/Fósforo – Nutriente Limitante en el Embalse La Esmeralda	46
Figura 5-10. Índice de Estado Trófico del Embalse La Esmeralda	47
Figura 5-11. Variación Temporal y espacial (horizontal) de la Riqueza de especies en el embalse La Esmeralda	51
Figura 5-12. Variación Temporal y espacial (vertical) en la densidad (Ind/m³) del ensamble zooplanctónico Embalse La Esmeralda	53
Figura 5-13. Variación Temporal y espacial (horizontal) en la densidad (Ind/m³) del ensamble zooplanctónico embalse la esmeralda	53
Figura 5-14. Representatividad del ensamble zooplanctónico embalse la esmeralda	54
Figura 5-15. Representatividad espacial horizontal de la densidad del zooplancton en el embalse La Esmeralda	55
Figura 5-16. Representatividad del orden Copepoda en el Embalse La Esmeralda	56
Figura 5-17. Representatividad del orden Flosculariaceae (phyllum Rotífera) en el Embalse La Esmeralda	56

Figura 5-18. Índices de diversidad del ensamble zooplanctónico presente en el Embalse La Esmeralda.....	59
Figura 5-19. Variación Temporal y espacial (vertical) en la biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) del ensamble zooplanctónico Embalse La Esmeralda.	60
Figura 5-20. Variación Temporal y espacial (horizontal) en la biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) del ensamble zooplanctónico Embalse La Esmeralda	61
Figura 5-21. Distribución espacial (horizontal) de la biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de morfoespecies zooplanctónicas presentes en el Embalse La Esmeralda	62
Figura 5-22. Distribución espacial (vertical) de la biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de morfoespecies zooplanctónicas presentes en el Embalse La Esmeralda	62
Figura 5-23. Relación entre las variables ambientales y la densidad del zooplancton en la Estación 1 (zona de entrada) del Embalse La Esmeralda.....	64
Figura 5-24. Relación entre las variables ambientales y la densidad del zooplancton en la Estación 2 (zona de transición) del Embalse La Esmeralda.	65
Figura 5-25. Relación entre las variables ambientales y la densidad del ensamble zooplanctónico en la Estación 3 (zona de presa) del Embalse La Esmeralda.	66
Figura 5-26. Relación entre los índices de estado trófico (IET) y la densidad del ensamble zooplanctónico en la Estación 1 (zona de entrada) del Embalse La Esmeralda.	67
Figura 5-27. Relación entre los índices de estado trófico (IET) y la densidad del ensamble zooplanctónico en la Estación 2 (zona de transición) del Embalse La Esmeralda.	68
Figura 5-28. Relación entre los índices de estado trófico (IET) y la densidad del ensamble zooplanctónico en la Estación 3 (zona de presa) del Embalse La Esmeralda.	69
Figura 5-29. Relación entre las variables ambientales y la biomasa zooplanctónica en la Estación 1 (zona de entrada) del Embalse La Esmeralda.....	70
Figura 5-30. Relación entre las variables ambientales y la biomasa zooplanctónica en la Estación 2 (zona de transición) del Embalse La Esmeralda.	71
Figura 5-31. Relación entre las variables ambientales y la biomasa zooplanctónica en la Estación 3 (zona de presa) del Embalse La Esmeralda.....	72
Figura 5-32. Relación entre los IET y la biomasa zooplanctónica en la Estación 1 (zona de entrada) del Embalse La Esmeralda.	73
Figura 5-33. Relación entre los IET y la biomasa zooplanctónica en la Estación 2 (zona de transición) del Embalse La Esmeralda.	74
Figura 5-34. Relación entre los IET y la biomasa zooplanctónica en la Estación 3 (zona de presa) del Embalse La Esmeralda.	75
Figura 5-35. Parámetros <i>in situ</i> 2007 vs. 2022 en el Embalse La Esmeralda.	78
Figura 5-36. Parámetros fisicoquímicos 2007 vs. 2022 en el Embalse La Esmeralda. ...	79
Figura 5-37. Índices de Estado Trófico 2007 vs. 2022 en el Embalse La Esmeralda.....	80
Figura 5-38. Composición del ensamble zooplanctónico por phylum en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.....	82
Figura 5-39. Composición del ensamble zooplanctónico por Morfoespecie en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.....	83
Figura 5-40. Densidad (Ind/m^3) del ensamble zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.	84

Figura 5-41. Densidad (Ind/m ³) de morfoespecie del ensamble zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.....	85
Figura 5-42. Biomasa (µg/m ³) del ensamble zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.	86
Figura 5-43. Biomasa (µg/m ³) de morfoespecie del ensamble zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.....	87

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 4-1. Coordenadas estaciones de muestreo en el Embalse la Esmeralda (Chivor, Colombia).....	24
Tabla 4-2. Método de análisis en laboratorio para parámetros ambientales del embalse La Esmeralda.....	27
Tabla 4-3. Rangos de valoración para el Índice de Estado Trófico.....	30
Tabla 5-1. Kruskal – Wallis para variables in situ en el embalse La Esmeralda.....	32
Tabla 5-2. Kruskal – Wallis para variables fisicoquímicas en el embalse La Esmeralda.....	39
Tabla 5-3. Concentración de parámetros físico y químicos en el Embalse La Esmeralda (Chivor, Colombia).....	40
Tabla 5-4. Componente del ACP para las variables in situ.....	44
Tabla 5-5. Componente del ACP para las variables físicas y químicas.....	45
Tabla 5-6. Promedio de Densidad (Ind/m ³) de zooplancton en el embalse la esmeralda.....	52
Tabla 5-7. Kruskal – Wallis los índices de diversidad de zooplancton en el embalse La Esmeralda.....	57

Introducción

La construcción de embalses a pesar de su importancia económica y social trae consigo transformaciones y cambios a escala del paisaje, por la modificación de un sistema terrestre y su paso a un acuático, (Roldan y Ramírez , 2008), no obstante, estos ecosistemas son reservorios de agua para consumo, se utilizan para riego y son fuente de generación de energía eléctrica (Rodríguez y Aranguren, 2014). Así mismo, se suman condiciones asociadas a estos cuerpos de agua, debido a la descarga de desechos biodegradables, nutrientes y algunos contaminantes de origen agrícola, además de otros materiales (Roldán y Ramírez, 2008).

Varios estudios han demostrado la importancia del zooplancton en los ecosistemas acuáticos con base en su rol ecológico como consumidores primarios y productores secundarios transmitiendo energía a los niveles superiores de la cadena trófica, sin embargo, en algunos casos se limitan a su interpretación como indicador del estado ambiental de un ecosistema, ya que muchos de estos organismos tienen la capacidad de tolerar o resistir variados rangos de condiciones o en muchos casos sus hábitos acentúan alguna característica particular; por lo tanto, son ampliamente utilizados en estudios ambientales para evaluar los ecosistemas acuáticos, no solo en términos de calidad del agua, sino también para proveer información acerca del comportamiento a nivel ecológico de la masa de agua y cómo responden a las variaciones ecológicas e hidrológicas.

Por consiguiente, la evaluación de las comunidades planctónicas (zooplancton) en estos ecosistemas, implica ampliar el conocimiento respecto a su dinámica y así comprender su funcionamiento (Rodríguez y Aranguren, 2014), ya que aportan información respecto a la productividad y calidad del mismo; así mismo como algunos procesos son estacionales se reflejan en el comportamiento de los organismos planctónicos como base de la red trófica de los sistemas acuáticos (Rodríguez y Aranguren, 2014); es necesario llevar a cabo seguimientos continuos de las condiciones ambientales en los embalses, entre ellas

aquellas que representan los aspectos funcionales y estructurales (por ejemplo, la diversidad y biomasa).

Durante las últimas décadas los estudios sobre la comunidad zooplanctónica en sistemas dulceacuícolas ha aumentado, ya que se han publicado varias investigaciones respecto a la dinámica de estos organismos y su relación con el ambiente en diferentes tipos de ecosistemas y desde distintas perspectivas: taxonomía, condiciones ecológicas, calidad del recurso, entre otras. De esta forma, en embalses la variación de factores tanto bióticos como abióticos influye en la distribución, abundancia y tamaño de los organismos zooplanctónicos, que se reflejan en la expresión de características biológicas como migración, predación y reproducción (Bozkurt et al., 2012).

Para embalses en Colombia, se observaron variaciones en la densidad del zooplancton respecto al fitoplancton, como ocurrió en el Embalse Betania (Huila), donde la comunidad se compone de organismos que tienen como fuente principal de alimento las microalgas como copépodos (nauplios y copepoditos) y algunos rotíferos como *Polyarthra* y *Keratella*, así mismo, se registró mayor cantidad de especies de rotíferos que de microcrustáceos, debido a su distribución cosmopolita y estrategias reproductivas (Reyes Meneses & Daniel Monroy-G, n.d.).

Por otro lado, en el embalse Río Grande II (Antioquia), Villabona González et al. (2015), encontraron que los microcrustáceos principalmente cladóceros fueron dominantes en términos de biomasa, además destacan su tolerancia a rangos de turbidez debido a sus hábitos detritívoros, aunque su plasticidad trófica les permite seleccionar el alimento acorde a las condiciones del medio. Un comportamiento similar se observó en el embalse hipereutrófico Pao-Cachinche (Venezuela), el cual presentó mayor abundancia de zooplancton debido a la alta disponibilidad de recursos, sin embargo, por el contrario, algunas características biológicas y ecológicas como las tasas de alimentación, de reproducción y diversidad se encuentran explicadas por la concentración de alimento disponible (González et al., 2014)

En el embalse La Chapa, el comportamiento de la comunidad zooplanctónica fue similar, ya que los autores destacan mayor riqueza de rotíferos respecto a microcrustáceos cladóceros y copépodos, lo que relacionan con la fluctuación del hábitat expresado en

cambios de condiciones físicas y químicas en el tiempo, además de sus ciclos de vida y tasas reproductivas; sin embargo, la dominancia de algunas especies (ejemplo: *Thermocyclops decipiens*) también se asocia con su tolerancia a alto contenido de material en suspensión (Aranguren & Monroy, 2014). Otros estudios en embalses colombianos, muestran asociaciones entre variables ambientales y la densidad o biomasa del zooplancton y la expresión de procesos tróficos en los cuerpos de agua, como se evidenció en el embalse El Prado (Tolima), donde los registros para los parámetros fisicoquímicos evidenciaron características acordes con ecosistemas similares en el país, que incluyen estratificación de la columna de agua y procesos de eutrofia avanzados, que se corroboran con la presencia de especies zooplanctónicas asociadas con estas características ambientales (Guevara et al., 2009). De igual forma, Jaramillo y Gaviria (2003) explicaron que la dominancia de un organismo o grupo particular contribuye en la definición de condiciones ecológicas dando una idea del estado trófico del sistema.

Esos procesos de eutrofización se reflejan en los contenidos de nitrógeno y fósforo que constituyen la base de la productividad primaria en los sistemas acuáticos, como se evidenció en el embalse La Playa (Tuta, Boyacá), donde la concentración de fósforo es influenciada por el aporte de material alóctono en época de lluvias (Rodríguez & Aranguren, 2014). De igual forma, se ha evidenciado que la clorofila y la biomasa zooplanctónica tienen relación estrecha con la concentración de fósforo (Aranguren & Monroy, 2014; Gazonato-Neto et al., 2014; Havens, 2002; Villabona-González et al., 2014), teniendo en cuenta que algunos organismos zooplanctónicos seleccionan las partículas de consumo, donde los rotíferos filtran material en suspensión, los Calanoida consumen partículas más grandes, en tanto los Cyclopoida son detritívoros y omnívoros (Havens, 2002; Jaramillo-I y Gaviria, 2003).

En embalses tropicales se observó dominancia de rotíferos del género *Keratella*, copépodos de la especie *Arctodiaptomus dorsalis* y el cladóceros *Bosmina longirostris*, que son indicadores de eutrofización lo cual se relaciona con las concentraciones de nitrógeno y fósforo confirmando el estado eutrófico del sistema (Jaramillo-I & Gaviria, 2003; R. M. Pinto-Coelho et al., 2005). Contrario a lo que ocurre en lagos subtropicales, donde la biomasa zooplanctónica es baja debido a la presencia de peces zooplanctívoros que controlan las poblaciones (Havens, 2002; R. M. Pinto-Coelho et al., 2005) esto también se observó en un lago tropical colombiano (Lago Santander) donde la turbidez favorece la

depredación no selectiva por parte de los peces (Jaramilo & Gaviria, 2003), además se ha evidenciado que el rápido aumento de temperatura del agua favorece el incremento de la biomasa del zooplancton al igual que la concentración de clorofila α . (Guevara, Lozano, Reinoso, & Villa, 2009).

En cuanto al embalse La Esmeralda (Chivor), es un sistema construido en la cuenca del río Batá cerca al municipio de Santa María (Boyacá) para aprovechar su potencial hidroeléctrico y proveer energía; así mismo, su caudal también es aprovechado por la comunidad para sus actividades cotidianas; por lo tanto, es de importancia mantener control constante del comportamiento tanto hidrológico como biológico del sistema observando su variabilidad en el tiempo; ya que este sistema presenta condiciones de mezcla y aumento en la concentración de partículas suspendidas debido al caudal que ingresa al sistema lo que genera cambios constantes en la columna de agua (Monroy-González, 2008).

Hasta la fecha no hay registro de estudios hidrobiológicos en el Embalse La Esmeralda, excepto la investigación realizada por Monroy (2008) durante su trabajo de maestría sobre zooplancton y su comportamiento ecológico en la relación a las variables ambientales.

Durante la investigación citada, se encontró que en general las estaciones evaluadas presentan heterogeneidad en términos tanto biológicos, fisicoquímicos como ambientales; de esta forma, se registró una alta conductividad y concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo), lo cual beneficia la presencia de los organismos zooplanctónicos, donde los más representativos fueron *Thermocyclops. decipiens*, *Keratella* sp. y *Polyarthra vulgaris*. Además, hubo mayor diversidad de rotíferos que de microcrustáceos. En su mayoría son organismos que se encuentran en aguas con alto contenido de nutrientes como nitrógeno y fósforo asociados a eutrofia; además, observó diferencias espaciales, ya que destacó mayor abundancia de rotíferos y mayor biomasa de microcrustáceos.

Con este estudio se pretende evaluar la variación ecológica temporal y espacial del embalse La Esmeralda a partir de la densidad y biomasa zooplanctónica y su respuesta frente a las variables ambientales. Así mismo se actualiza y compara la información respecto al estudio ejecutado en el año 2007.

1 Marco Teórico

1.1 Embalses

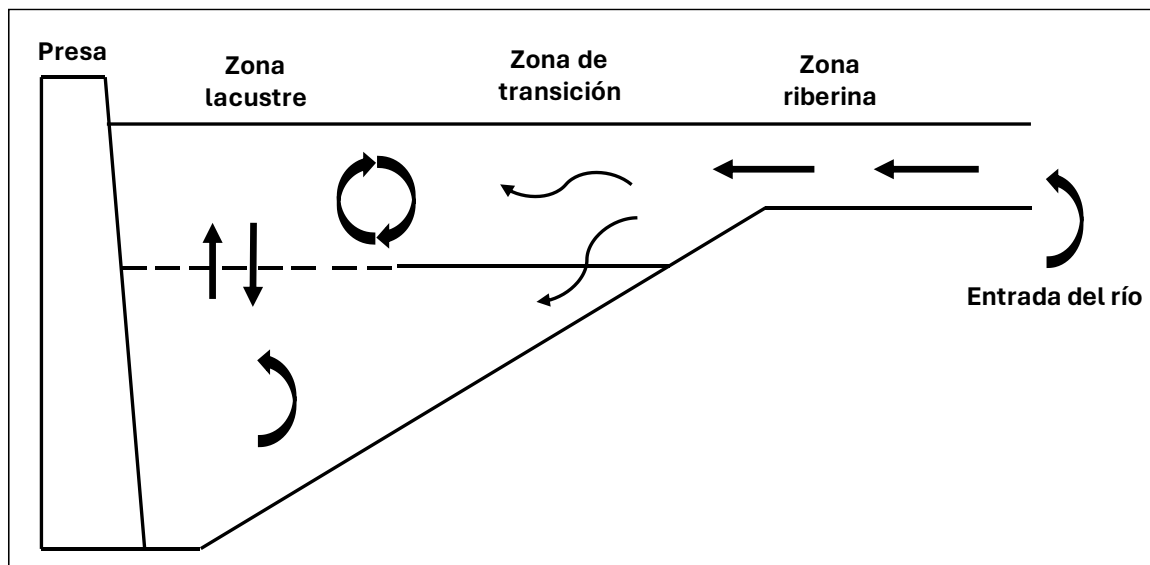
Los embalses son sistemas acuáticos artificiales de características lénticas, considerados híbridos, ya que son construidos a partir de la transformación de dos tipos de ecosistemas naturales (Sandoval-Erazo, 2018). Su dinámica hidrológica responde tanto a los eventos ambientales asociados a la cuenca hidrográfica, como a la escorrentía y la operación del embalse (Merayo y González, 2010); de esta forma, García-Chicote, (2015) explica que los embalses al ser ecosistemas intermedios presentan características conjuntas debido a su estructura. Thornton et al., (1990), definen tres zonas longitudinales: i: Zona Riberina (cola del embalse), ii: Zona de Transición (zona media del embalse) y iii: Zona Lacustre (zona de presa) (**Figura 1-1**).

En la cola del embalse o zona riberina las condiciones son típicas de un sistema lótico que conllevan a una diferenciación horizontal debido al flujo del agua; además contiene restos vegetales mezclados con sedimentos, un flujo particular que permite la sedimentación de las partículas gruesas de limo, arena y material orgánico particulado; tiende a ser aeróbica, poco profunda y bien mezclada, y la incidencia lumínica es limitada debido a la alta turbidez (Thornton et al., 1990).

En cuanto a la zona media (zona de transición lótica y léntica), la transición muestra comportamientos de tipo lacustre donde se evidencia la estatificación vertical y es posible observar los procesos de mezcla del agua y la migración vertical del zooplancton, también hay presencia de partículas de tamaño medio y material orgánico particulado con tendencia anóxica debido a procesos biológicos del material orgánico fino, por lo tanto, el oxígeno del hipolimnion se agota rápidamente, acelerando la desnitrificación y solubilización del fósforo (Sandoval-Erazo, 2018; S. L. Villabona-González et al., 2020)

La zona de presa (lacustre), corresponde a la zona más profunda, que presenta características similares a las de un lago; de esta forma, predomina el plancton, además, la sedimentación del material orgánico disminuye, hay alta incidencia lumínica favoreciendo la productividad primaria, hay limitación de nutrientes y la producción de materia orgánica excede su procesamiento (Roldán y Ramírez, 2008; Thornton et al., 1990) así, el comportamiento del embalse depende del volumen, tamaño de la presa, superficie y calidad del agua, entre otros factores.

Figura 1-1. Zonas de un embalse propuesta por Thornton, et al., 1990



Tomado de: (Roldán y Ramírez, 2008)

La ubicación del embalse es de importancia puesto que influye en el tiempo de retención, y su comportamiento hidrológico al continuo del río, que implican variaciones en la estructura ecológica de las comunidades asociadas, lo cual se refleja en su adaptación y dinámica (Molozzi et al., 2013). Las condiciones ecológicas tienen relación con su estado trófico, debido a la influencia tanto alóctona como antrópica en la carga de nutrientes. Para el caso de los embalses colombianos Márquez, (1996) definió que, en términos generales tienen una tendencia a la meso-eutrofia.

En términos amplios los embalses ubicados en zonas pobladas tienden a ser eutróficos debido al aporte de nutrientes por vertidos industriales o urbanos, lavado de suelos o

fertilizantes (García-Chicote, 2015), no obstante, aquellos ubicados cerca a la desembocadura de los ríos también presentan eutrofia, aun así, funcionan como depuradores del agua debido a la incorporación de sedimento y fijación de fósforo, además la pluviosidad favorece estas condiciones. Por lo tanto, las condiciones físicas y químicas juegan un papel importante en la dinámica de estos cuerpos de agua, puesto que son variables que dependen en gran medida de la dinámica de los ríos y quebradas, ya que son la principal fuente de agua que allí se almacena, así, unos de los componentes importantes son la carga de materia orgánica y sedimentos, que por lo general provienen de origen antrópico (Roldán y Ramírez, 2008).

Esta carga de material orgánico por lo general favorece procesos de eutrofización en los ecosistemas acuáticos debido al enriquecimiento de nutrientes principalmente de nitrógeno y fósforo aumentando la productividad del sistema. Sin embargo, alteraciones en el estado trófico provoca cambios en la dinámica de las comunidades planctónicas; ya que el zooplancton es un grupo compuesto de organismos altamente sensibles a variaciones ambientales, además, el incremento de la biomasa se asocia al aumento del estado trófico ya que implica mayor disponibilidad de recursos (Gazonato-Neto et al., 2014).

En los embalses hidroeléctricos, es importante controlar los procesos de eutrofización, puesto que limita su calidad e influye sobre el uso que se le da, en particular efectos negativos para la generación de energía (Roldán-Pérez, 2009) e impactos ecológicos (Ledesma et al., 2013). El incremento de la productividad del ecosistema causa cambios en la estructura y composición de las comunidades acuáticas. Esto se evidencia particularmente en el zooplancton, sin embargo, la clorofila como expresión de la productividad primaria, aumenta con la concentración de nutrientes, lo cual influye en la calidad del agua, ya que el aumento de la biomasa de los productores primarios incrementa la turbidez limitando la entrada de luz al sistema, por tanto, provoca condiciones anóxicas debido al consumo de oxígeno (Villabona-González et al., 2020).

En ese contexto, el propósito principal de los embalses está dirigido a la generación de energía hidroeléctrica y abastecimiento de agua potable, en algunos casos para actividades adicionales como sistemas de riego o ganadería (Roldán-Pérez, 2009). Debido a la generación de energía, el funcionamiento de las turbinas y la profundidad de extracción del agua asociado al tiempo de renovación modifica la estructura del sistema al igual que

las características del agua. Es así como, los aportes tanto naturales como antrópicos en las cuencas de los embalses generan variaciones en su estado trófico modificando la composición y estructura de las comunidades planctónicas (Gazonato-Neto et al., 2014; Villabona-González, 2015).

Las variables de mayor importancia para los sistemas acuáticos debido a la influencia que presentan sobre los cuerpos de agua, corresponden al oxígeno disuelto, conductividad, pH, sólidos suspendidos totales, alcalinidad, fósforo reactivo soluble, fósforo total, nitrógeno de Kjeldahl, nitritos, nitratos, demanda biológica de oxígeno, nitrógeno amoniacal y clorofila a (productividad), que a su vez tienen influencia sobre el comportamiento de las comunidades planctónicas (Bozkurt et al., 2012; Guevara et al., 2009); además, la variación espacial y temporal de la temperatura influye en la dinámica de los procesos fisicoquímicos y biológicos que contribuyen a la calidad del agua de los embalses (Románbotero, 2013)

Aguirre-Ramírez et al., (2007), en su estudio para el embalse el Peñol (Antioquia) señalaron que el fósforo total, nitrógeno amoniacal soluble, nitrógeno total, nitritos, nitratos, sólidos totales, sólidos suspendidos, conductividad y alcalinidad, por lo general registran valores altos cuando el nivel del embalse es bajo, por lo tanto, estos disminuyen cuando el nivel sube debido al efecto de dilución; lo cual concuerda con lo expuesto por Roldán y Ramírez (2008) quienes explicaron que en los embalses la composición química y física del agua varía ampliamente de la superficie al fondo, condiciones que dependen en gran medida de la profundidad del cuerpo de agua y el tiempo de retención hidráulica del mismo; como se observó en embalses como Río Grande II (Antioquia) y El Quimbo (Losada Benavides et al., 2020; Mazo-B. et al., 2015); este comportamiento también tiene relación con la ubicación del embalse, destacando que aquellos sistemas ubicados en alta montaña tienden a una baja conductividad, en tanto aquellos situados en zonas bajas el valor es mayor, ya que la corriente de entrada a estos sistemas tienen mayor cantidad de componentes tanto disueltos como particulados (Roldán y Ramírez, 2008).

El pH es otro de los factores que influyen en la descomposición de materia orgánica (Benjumea-Hoyos et al., 2018). Así mismo, Bozkurt et al., (2012), explicaron que las variables ambientales incluyendo el pH influyen en los requerimientos y estrategias de las

especies zooplanctónicas para soportar los cambios ambientales, que en muchos casos se ve reflejado en el tamaño de los organismos y la composición de la comunidad.

En general, a diferencia de los grandes lagos, en los embalses la composición de organismos es pobre y cambian con mayor frecuencia, esto es por el recambio de especies (sucesión) asociado con la competencia por recursos en función de los cambios ambientales (Aranguren y Monroy, 2014), además, poseen alta tasa de renovación relacionada con el suministro de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo (Gazonato-Neto et al., 2014); vale la pena destacar que estos nutrientes dependen de los aportes tanto de la cuenca como el material alóctono, contribuyendo a la productividad, no obstante, son procesos que inducen cambios en la estructura, composición, biomasa y densidad de las comunidades zooplanctónicas, teniendo en cuenta que estos organismos presentan alta sensibilidad a variaciones en la dinámica ambiental de los ecosistemas (Gazonato-Neto et al., 2014).

Así, las comunidades planctónicas se ven afectadas por las tasas de renovación de los embalses, que a su vez, se encuentran asociadas con la fluctuación de las condiciones ambientales, entre ellas, la precipitación, velocidad del viento y la temporada climática (Aranguren et al., 2011; Aranguren y Monroy, 2014), de igual forma, en otros estudios varios autores exponen la importancia de factores como temperatura del agua, conductividad, pH y oxígeno en relación al zooplancton (Aranguren et al., 2011; Bozkurt et al., 2012; Jaramillo & Gaviria, 2003; Lopes et al., 2019; Roldán y Ramírez, 2008) puesto que han observado diferencias tanto en el tamaño de los organismos como en la composición y estructura de la comunidad, lo cual refleja su dinámica en función de la biomasa y la densidad (Aranguren et al., 2011; Aranguren y Monroy, 2014; Villabona González et al., 2015)

1.2 Zooplancton de sistemas dulceacuícolas

El zooplancton se encuentra conformado por un grupo de organismos heterótrofos responsables de la productividad secundaria en cuerpos de agua, así mismo, son el soporte de los niveles superiores de la red trófica. En general son animales con altas tasas de crecimiento que permite una respuesta rápida a cambios en el ambiente (Ortega Murillo et al., 2016). Además, Paggi et al., (2020) incluyeron en su definición de zooplancton, que

son organismos cercanos a la base de la cadena trófica como alimento para otros invertebrados y vertebrados más grandes, además, mencionaron que la dinámica de la comunidad en términos de composición y abundancia es determinada por su interacción con factores abióticos.

En sistemas continentales se diferencian principalmente cuatro grupos: protozoos, rotíferos, copépodos y cladóceros (Roldán & Ramírez, 2008), sin embargo, existen otros como ostrácodos, anfípodos y algunos ácaros (Mendoza-Alfaro & Koleff-Osorio, 2014). Cabe señalar que algunas especies de rotíferos y microcrustáceos presentan hábitos asociados al sustrato (Díaz-Trujillo, 2010).

Los protozoarios, se encuentran en diferentes tipos de hábitats, poseen variedad de hábitos alimenticios, además debido a su alta tasa de adaptación a diversas condiciones, son considerados cosmopolitas (Sanabria-Pulido, 2018), se alimentan de bacterias, algas o zooplancton según su tamaño; además juegan un papel ecológico importante en los sistemas acuáticos, ya que presentan sensibilidad a cambios ambientales. Por otra parte, se ven afectados por condiciones ambientales como ciclos hidrológicos, incremento de nutrientes o cambios químicos (Fernández et al., 2015).

Respecto a los rotíferos, son un grupo altamente diversificado con gran variedad de adaptaciones morfológicas, además son comunes en sistemas dulceacuícolas y en su mayoría son de hábitos planctónicos (Roldán & Ramírez, 2008). Este grupo, en los embalses tropicales juegan un rol importante puesto que predominan en la riqueza y abundancia, también poseen alto valor nutricional, y algunas especies son altamente sensibles a variaciones ambientales (Villabona-González et al., 2014). Como señalan Conde-Porcuna et al., (2004), son de importancia en las cadenas tróficas ya que actúan como eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios.

Los cladóceros o pulgas de agua predominan en sistemas dulceacuícolas, aunque abundan en zonas litorales y de hábitos planctónicos (Roldán & Ramírez, 2008); son pequeños que tienen apéndices planos en forma de hoja, además son considerados como un componente clave en las comunidades acuáticas debido a que son herbívoros que se alimentan de algas y bacterias, y son presas de peces, aves y otros predadores acuáticos (Thorp & Covich, 2001). Estos organismos son un grupo ampliamente distribuido; es

posible encontrarlos en hábitats extremos, además tienden a ser más abundantes en sistemas lénticos o en vegetación marginal de sistemas lóticos; la diversidad de cladóceros en un cuerpo de agua depende de varios factores como la química del agua, productividad, tamaño del sistema e interacciones biológicas (Thorp & Covich, 2001).

Los microcrustáceos del orden Copepoda, se encuentran en la mayoría de ambientes acuáticos y semiacuáticos, además representan más del 50% de la biomasa zooplanctónica en ríos y lagos, juegan un papel ecológico en la cadena trófica como consumidores primarios y secundarios teniendo en cuenta que la mayoría son de hábitos omnívoros, además son fuente importante de alimento para peces y otros invertebrados; se distinguen por su cuerpo alargado cilíndrico segmentado con apéndices segmentados en la cabeza y el tórax, un ojo simple anterior, dos setas caudales en la parte posterior del abdomen (Thorp & Covich, 2001).

En los sistemas dulceacuícolas se encuentran tres grandes grupos de copéodos: Cyclopoida, Calanoida y Harpacticoida. Los organismos Cyclopoida son omnívoros ya que se alimentan de material animal y vegetal en algunos casos son carnívoros capaces de atrapar presas más grandes; durante la época reproductiva la hembra posee dos sacos de huevos uno a cada lado. Los Calanoida, son por lo general filtradores de algas verdes y diatomeas, sus antenas son más largas que el cuerpo y el cefalotórax es más largo que el abdomen, en las hembras el saco de huevos es central. Respecto a los Harpacticoida, por lo general son de hábitos bentónicos que se alimentan de partículas que raspan del sustrato, el cefalotórax y el abdomen presentan el mismo tamaño, además las hembras poseen un solo saco de huevos en el centro (Roldán & Ramírez, 2008).

1.2.1 Zooplancton y su entorno

De acuerdo con Pinto-Coelho et al., (2005) el zooplancton suele ser utilizado como un indicador de la calidad del agua ya que responde a gradientes ambientales como la química del agua, disturbios en las orillas y en la cuenca de drenaje, los cuales tienen efectos sobre los organismos zooplanctónicos en términos de densidad y biomasa (Gazonato-Neto et al., 2014; Villabona González et al., 2015).

Aranguren y Monroy (2014) explicaron que la variación temporal en las condiciones del hábitat afecta la riqueza de especies zooplanctónicas en los cuerpos de agua, principalmente profundidad, temperatura y oxígeno; sin embargo, Villabona González et al., (2015) resaltaron que otros factores como la velocidad en el flujo del agua y el ingreso de materiales, así como la temperatura y oxígeno disuelto, influyen en la estructura y comportamiento vertical de la comunidad zooplanctónica.

Las variaciones de los sólidos suspendidos en la columna de agua influyen en las comunidades planctónicas, un ejemplo de ello es lo observado por Aranguren y Monroy, (2014), que resaltaron el incremento de las poblaciones de rotíferos asociado con el aumento en la concentración de sólidos suspendidos, comportamiento que también se observa en relación con la expresión de biomasa de rotíferos según los hallazgos de Villabona-González et al. (2014).

Astiz y Álvarez, (2014) observaron una relación inversa entre los sólidos suspendidos y la alcalinidad que se explican debido al origen alóctono de los compuestos que reaccionan con los carbonatos. Por otro lado, Celis et al., (2008) en su estudio observaron que durante la temporada de lluvias la diversidad alta de rotíferos se asoció con aguas ligeramente alcalinas aspecto que se explica por el amplio rango de tolerancia de estos organismos.

1.2.2 Biomasa zooplanctónica

La biomasa es la expresión de la masa o peso de materia viva por unidad de área o volumen, que permite inferir sobre la calidad trófica, ciclos de materia y flujo de energía, además de entender la contribución de cada especie en los procesos ecológicos del sistema (Da Silva, 2011). Según Zavala-García et al., (2016) la biomasa zooplanctónica es un indicador de la producción secundaria, siendo un factor clave en el flujo de energía desde los productores primarios a los niveles tróficos más altos, además su variación en el tiempo y espacio explica las condiciones del ecosistema. Los patrones de distribución y abundancia del zooplancton dependen en gran medida de factores de naturaleza trófica, al igual que otras variables como hidrodinámica, mezcla y estratificación de la columna de agua (Zavala-García et al., 2016).

Por otro lado, Villabona González et al., (2015) explican que la biomasa provee información más realista respecto a la densidad cuando se evalúa la estructura, debido al rango de tamaños de los organismos de cada especie, destacando que los grupos que proveen mayor información por lo general son los copépodos y cladóceros a diferencia de los rotíferos que contribuyen en términos de densidad; así, estos autores resaltan que la expresión de la biomasa zooplanctónica se encuentra determinada por los gradientes ambientales de un sistema, principalmente el estado trófico, aunque también se ve influenciada por variaciones tanto longitudinales como verticales.

1.2.3 Distribución vertical del zooplancton

Teniendo en cuenta la naturaleza mixta de los embalses los gradientes de variación de los factores ambientales como incidencia lumínica, oxígeno disuelto, concentración de nutrientes o tasas de sedimentación, influyen la distribución de los organismos zooplanctónicos, aunque, su movimiento en la columna de agua también se ve influenciada por depredación o competencia (Ferrer, 2018).

En sistemas polimícticos como el embalse Rincón del Bonete (Uruguay), los autores describen estratificación térmica y procesos de mezcla en la columna de agua que influyó en la distribución vertical de los parámetros limnológicos incluyendo una distribución vertical heterogénea de las diferentes especies zooplanctónicas identificadas (Ferrer, 2018). Este comportamiento también se evidenció en el embalse Petaquire (Venezuela), donde variables como disponibilidad lumínica, concentración de nutrientes, gases y temperatura influyen en la distribución vertical del plancton; además la autora encontró que la variación de esos parámetros retrasa el movimiento descendente de los organismos llevando a su acumulación (Cabrera de Leon, 2009).

Diferente a lo anterior, el patrón de migración vertical del zooplancton corresponde al ascenso nocturno y descenso diurno (Lampert, 1989). Además Lampert (1989) señala que, aunque el zooplancton puede migrar hacia arriba y abajo, este movimiento puede ser estratificado en aguas profundas durante el día y disperso en la columna de agua durante la noche; de esta forma, expone que estos movimientos se reflejan en los cambios de la

población a diferentes profundidades, a partir de un perfil de abundancia de los organismos.

2 Objetivos

Evaluar los ensamblajes del zooplancton y su relación con el estado limnológico en el Embalse La Esmeralda (Chivor, Boyacá, Colombia) considerando cambios temporales, espaciales y ambientales.

2.1. Objetivos

- Determinar la composición taxonómica de los organismos del zooplancton en el embalse La Esmeralda (Chivor).
- Estimar la densidad, biomasa y diversidad de la comunidad zooplanctónica en el Embalse La Esmeralda y su variación temporal a lo largo de cuatro meses de muestreo.
- Analizar la relación entre la biomasa y la densidad zooplanctónica con variables física y químicas que describen la calidad de hábitat.
- Establecer el estado trófico del embalse La Esmeralda y su variación temporal a través de índices de calidad con el zooplancton.
- Comparar los resultados que se obtengan en esta evaluación, con los reportados para el embalse La Esmeralda en las campañas de muestreo realizadas en 2007.

3 Pregunta de investigación

¿El ensamblaje de zooplancton presenta variación espacial horizontal, espacial vertical y temporal en el Embalse altoandino la Esmeralda (Chivor, Colombia)?

4 Métodos

4.1 Área de estudio

La central hidroeléctrica Chivor se encuentra en el municipio Santa María en el departamento de Boyacá, con una capacidad instalada de 1000 MV. Recoge y aprovecha el caudal del río Batá el cual está alimentado por los ríos Garagoa y Somondoco, además de las desviaciones de los ríos Tunjita, Negro y Rucio; el caudal de estos sistemas es regulado en el Embalse La Esmeralda cuya capacidad de almacenamiento alcanza un volumen total de 758 millones de m³ y cubre un área total de 1252 hectáreas. El volumen de agua es conducido a la casa de máquinas para la generación de energía eléctrica y se descarga en el Río Lengupá (AES Colombia, 2018).

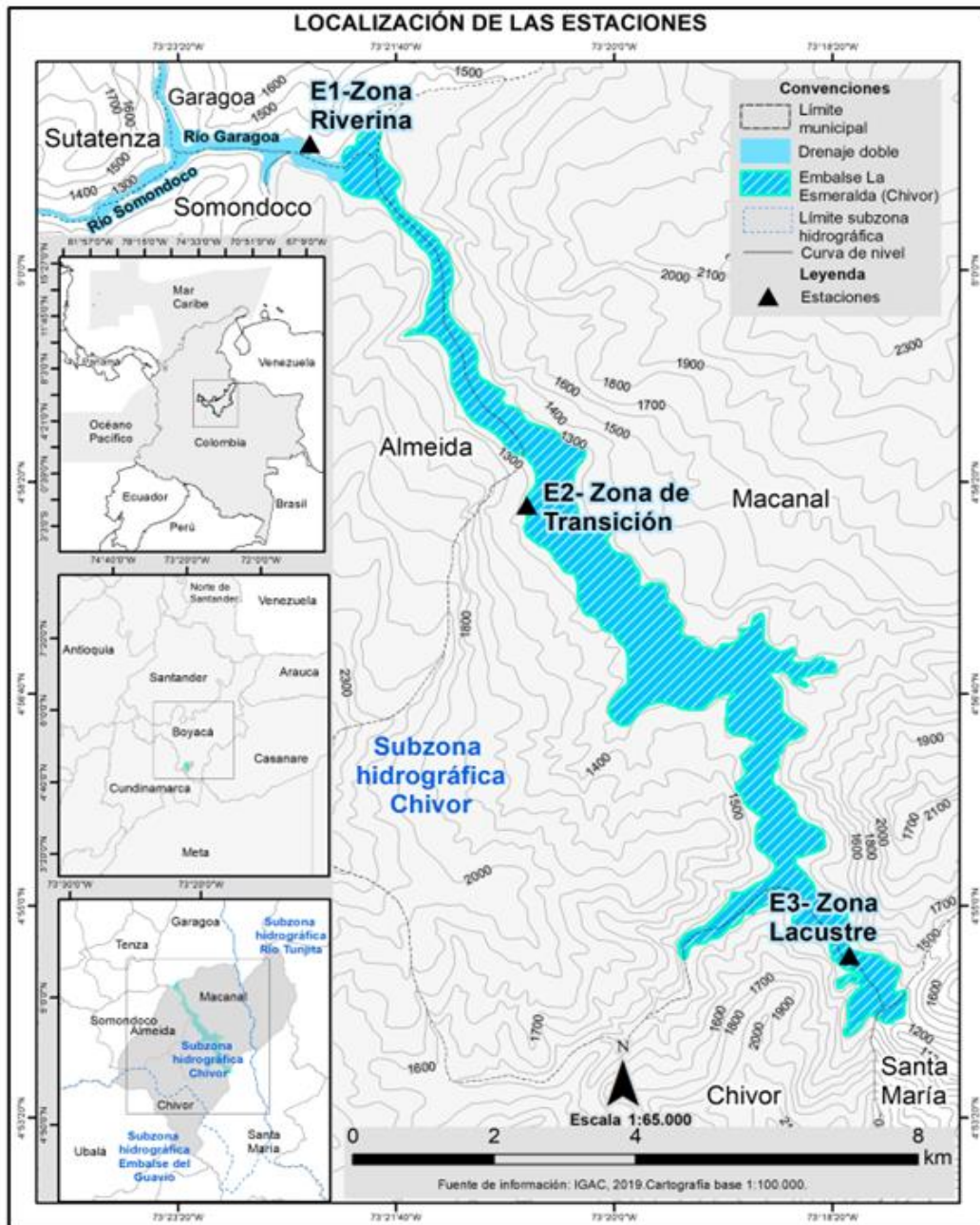
El caudal de los ríos Garagoa y Súnuba aportan entre 56 y 43 m³/s de agua durante intensas lluvias y durante el resto del año en promedio entre 25,8 y 18,4 m³/s, esto garantiza el sostenimiento del embalse con aportes de las quebradas Los Trabajos y el Río Tunjita; por otro lado, durante etapas de estiaje el caudal de los ríos disminuye hasta 3 m³/s (Garagoa – Súnuba) (Vega-Rodríguez et al., 2002)

La central hidroeléctrica Chivor aprovecha el potencial del Río Batá regulado para la presa La Esmeralda que conforma un embalse con capacidad de almacenamiento total de 1.908 GWh, la presa tiene una altura de 237 m, un vertedero de canal abierto y un túnel de descarga de fondo; para la generación de energía eléctrica se utiliza la reserva de 668.10⁶ m³ (Palacios Sierra, 2013).

El Embalse se ubica en el departamento de Boyacá, municipio Santa María a 05°00'59,6" N - 073°22'19,5" W y 04°54'36,5" N -073°18'12,2" W y localizado a 160 Km al nordeste de Bogotá (Monroy-González, 2008), tiene forma estrecha alargada con longitud máxima de

22 Km y una profundidad de hasta 130 m (**Figura 4-1**) (AES Colombia, 2018). El embalse útil presenta un volumen de 668 millones de m³ entre las cotas 1180 hasta 1277 (máximo de llenado) y el nivel mínimo de descenso corresponde a la cota 1190 (actividades operativas) (AES Colombia, 2018).

Figura 4-1. Embalse La Esmeralda – Chivor (Boyacá, Colombia)



Sistema de Referencia: Coordenadas GCS WGS 1984 – Datum: WGS1984 – Unidades: Grados

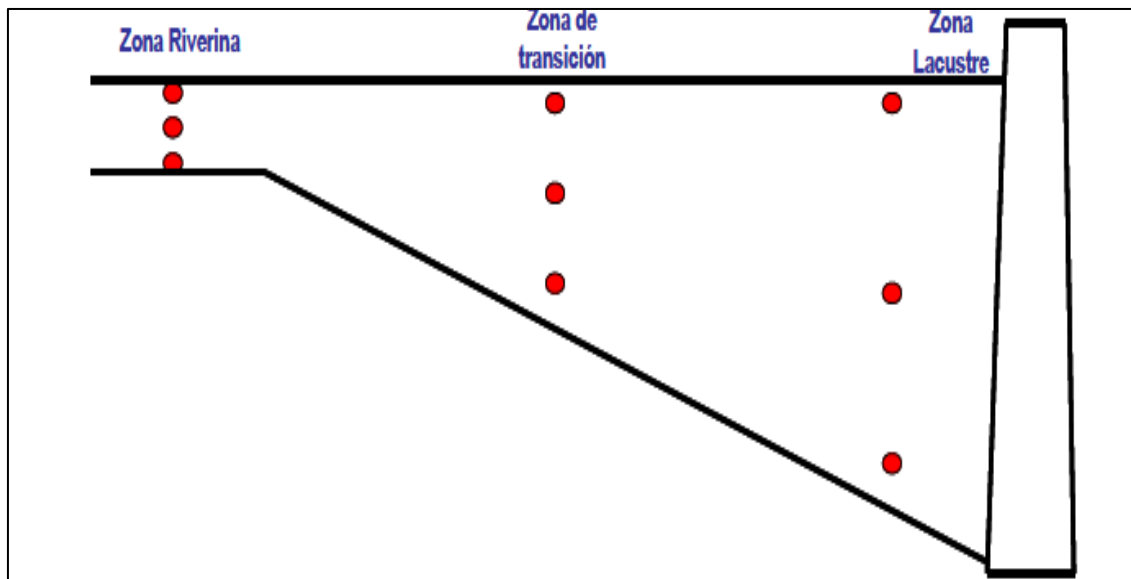
El embalse presenta fluctuaciones anuales en el nivel, que en verano disminuye de manera que el punto medio y la zona ribarina se desplazan, el menor nivel se alcanza entre marzo y abril recuperándose entre junio y julio (Monroy-González, 2008), sin embargo, este régimen hidrológico depende la duración de las lluvias durante el año (Vega-Rodríguez et al., 2002), además, Monroy-González, (2008) explica que el embalse presentó un incremento en la tasa de sedimentación en las zonas más profundas, lo cual se encuentra relacionado con el tiempo de retención que en el momento del estudio de 2008 fue de 28 a 1494 días proporcional a la cota de nivel.

4.2 Fase de Campo

El estudio se realizó en varias etapas, la primera comprende cuatro meses, durante los cuales se llevó a cabo muestreos semanales; la segunda corresponde a la fase de laboratorio con una duración de cuatro meses, en cuanto a la última fase, incluye el tratamiento de datos y elaboración del documento.

La fase de campo se llevó a cabo a partir de un diseño muestral donde se tuvo en cuenta factores de variación temporal y espacial tanto horizontal como vertical. Para esto se tomaron muestras de parámetros fisicoquímicos en tres (3) estaciones (Tabla 4-1) y en cada una, muestras a tres profundidades (fondo, media, superficie) como se observa en la Figura 4-2; que se establecieron semanalmente (16 semanas) a partir de la cota de elevación del embalse (a medida que aumenta la cota la profundidad varia).

Figura 4-2. Diseño experimental para la toma de muestras en el Embalse La Esmeralda.



Tomado de: Monroy-González, (2008)

De acuerdo con lo anterior, la fase de campo tuvo una duración total de cuatro meses, durante los cuales se realizó un (1) muestreo semanal hasta completar 16 sesiones (tiempo que tarda el embalse en alcanzar su cota o nivel máximo), que llevó a cabo en las fechas entre el 27 de junio al 7 de octubre de 2022; siguiendo la recomendación de Aranguren y Monroy, (2014), quienes señalan que la frecuencia temporal adecuada en sistemas tropicales debe ser semanal mediante muestreos verticales.

Para observar la variación del comportamiento de la comunidad zooplanctónica en el Embalse La Esmeralda (Chivor) en los años 2007 y 2022, se siguió el método utilizado por Monroy-Gonzales (2008), tomando las muestras en las mismas coordenadas.

Tabla 4-1. Coordenadas estaciones de muestreo en el Embalse la Esmeralda (Chivor, Colombia)

Estación	Zona	Referencia	Latitud Norte	Longitud Oeste
E1	Riverina o Entrada	Confluencia Qda. El Datil y Río Garagoa	05°00'59,6"	073°22'19,5"
E2	Transición	Frente del Puerto Puente Batá	04°58'09,1"	073°20'40,0"
E3	Lacustre o Presa	800 mts antes de la Presa (aprox)	04°54'36,5"	073°18'12,2"

Tomado de: Monroy-González, (2008)

4.2.1 Componente abiótico

Las muestras físicas y químicas se tomaron simultáneamente con el componente biológico (Aranguren & Monroy, 2014). Oxígeno Disuelto (O_2), Conductividad Eléctrica ($\mu S/cm$), Temperatura ($^{\circ}C$), pH (H^+), Potencial Redox (mV) y Transparencia (m) se estimaron *in situ* en cada estación de muestreo, en cada profundidad (superficie, media, fondo); estas mediciones se realizaron por medio de un multiparámetro de marca Hanna Instruments modelo HI98494 con sondas específicas para oxígeno disuelto, conductividad, pH, potencial redox y temperatura, así mismo la transparencia se midió con Disco Secchi convencional (Gazonato-Neto et al., 2014; Jaramillo & Gaviria, 2003; Rodríguez-Zambrano & Aranguren-Riaño, 2014).

En cuanto a los Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Disueltos (SDT), Alcalinidad ($C_2CO_3^-$), Fósforo Reactivo Soluble (PO_4^-) se tomaron muestras de 1 litro; para Fosfatos, Nitritos y Nitratos se tomaron muestras de 300 mL. Para estos parámetros se tomaron muestras en cada profundidad (fondo, media, superficie) que luego fueron integradas en una sola muestra para cada estación (Riberina, Transición, Presa). Para el transporte las muestras fueron refrigeradas a una temperatura de $4^{\circ}C$ en ausencia de luz hasta ser llevadas al laboratorio para posterior análisis (APHA-AWWA-WPCF, 2017).

De igual forma, para Fósforo Total y Nitrógeno Total (Kjedhal) se tomaron muestras de 500 mL; en cada profundidad (fondo, media, superficie) que luego fueron integradas en una sola muestra para cada estación (Riberina, Transición, Presa). Para el transporte, las muestras se almacenaron en frascos de vidrio color ámbar oscuro y fijadas con 2 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4 [10 N]) cada una (APHA-AWWA-WPCF, 2017).

4.2.2 Componente biótico

- **Zooplankton Cualitativo**

En cada estación de muestreo se realizaron arrastres horizontales (Woelfi et al., 2018) durante 5 minutos procurando mantener el bote a mínima velocidad, para ello se utilizó una red cónica de zooplankton con poro de $50\ \mu m$ de diámetro (Monroy-Gonzales, 2008);

el material colectado fue integrado y depositado en frascos de 300 mL (Monroy-Gonzales, 2008) y preservado con alcohol 70% (APHA-AWWA-WPCF, 2017; EPA, 2016; Gallo-Sánchez et al., 2009; Steedman, 1976)., por recomendación del manual “Standard Methods” (APHA-AWWA-WPCF, 2017) se adormecieron los organismos con 3 ml de agua carbonatada para prevenir o reducir la contracción de los organismos.

- **Zooplancton Cuantitativo**

Teniendo en cuenta la conformación física de los embales señalada por Roldán y Ramírez, 2008; Thornton et al., (1990), las muestras se obtuvieron en tres estaciones: zona riberrina o cola, zona de transición o media y zona lacustre o presa, donde se colectaron muestras de 30 L en tres profundidades superficial, media y fondo, mediante una botella Schindler – Patalas y se filtró por medio de una malla de 50 μm , de acuerdo con la recomendación de Woelfi et al., (2018); las muestras se tomaron de forma descendente, es decir, se inició en la superficie y se finalizó en el fondo, con el fin de evitar turbulencia en la columna de agua.

Por otro lado, las muestras fueron almacenadas en frascos de 300 mL por cada profundidad en cada una de las estaciones (Boltovskoy, 1981) y se preservaron con alcohol al 70% (APHA-AWWA-WPCF, 2017; EPA, 2016; Steedman, 1976; Varghese et al., 2015).

- **Clorofila “a” (biomasa fitoplanctónica)**

Para estimar la Clorofila α se tomaron muestras en cada estación de muestreo integrando 2L a tres profundidades: superficie, media y fondo (Aranguren y Monroy, 2014; Monroy, 2008), las muestras fueron depositadas en frascos oscuros para evitar el contacto con la luz y se refrigeraron a 4 °C para conservar la naturaleza de la muestra (Hernández et al., 2011), luego fueron transportadas al laboratorio para su posterior análisis.

4.3 Fase de Laboratorio

4.3.1 Componente Abiótico

Las muestras de parámetros fisicoquímicos se analizaron en un laboratorio certificado por métodos acreditados ante el Instituto de Hidrología, Metrología y Estudios Ambientales (IDEAM), utilizando los métodos descritos en la **Tabla 4-2**, también se incluye el método de análisis para Clorofila *a*.

Tabla 4-2. Método de análisis en laboratorio para parámetros ambientales del embalse La Esmeralda

Análisis	Método
Aniones por Cromatografía Iónica	EPA 300.0: Determination of Inorganic Anion by Ion Chromatography. Cincinnati-Ohio. Rev. 2.1. 1993
Clorofila <i>a</i>	APHA-AWWA-WEF-SM 10200 H 2.B. Spectrophotometric Determination of Chlorophyll - 23rd Edition. 2017
Alcalinidad Total	APHA-AWWA-WEF-SM 2320B: Alakalinity - Titration Method. 22nd Edition. 2012
Sólidos Disueltos Totales	APHA-AWWA-WEF-SM 2540C: Solids - Total Dissolved Solids Dried at 180 °C. 23rd Edition. 2017
Sólidos Suspendidos Totales	APHA-AWWA-WEF-SM 2540C: Solids - Total Dissolved Solids Dried at 103 - 105 °C. 23rd Edition. 2017
Nitrógeno Total . Kjeldahl	APHA-AWWA-WEF-SM 4500-Norg B / SM 4500-NH3 B, C: Nitrogen (Ammonia) - Preliminary Distillation Step Titrimetric Method. 22nd Edition. 2012
Fósforo Reactivo Soluble	APHA-AWWA-WEF-SM 4500-P B, E: Phosphorus - Ascorbic Acid Method. 23rd Edition. 2017.
Fósforo Total	APHA-AWWA-WEF-SM 4500-P B, E: Phosphorus - Sample Preparation - Nitric Acid - Sulfuric Acid Digestion, Ascorbic Acid Method. 23rd Edition. 2017.

4.3.2 Componente biótico

- **Análisis cualitativo y determinación taxonómica**

Se realizó la identificación taxonómica de los organismos utilizando claves especializadas (Battistoni P., 1995; Gaviria & Aranguren, 1998; Koste, 1978; Monroy-Gonzales, 2008; J. Paggi, 1995; J. Paggi & Paggi, 1995; Thorp et al., 2015).

La determinación taxonómica de los organismos zooplanctónicos se realizó mediante dos técnicas, la primera para rotíferos utilizando cámara de sedimentación Utermöhl bajo un microscopio invertido (Paggi, 1995). Los microcrustáceos se separaron de la muestra original y se observarán en cajas Petri reticuladas (J. Paggi & Paggi, 1995) bajo un estereoscopio utilizando agujas finas para realizar la disección (Goswami, 2004). Además, se tomaron medidas de largo, ancho y alto de cada individuo, así mismo se diferenciaron machos y hembras de cada especie siguiendo el mismo método utilizado por Monroy-Gonzales (2008).

▪ **Análisis cuantitativo y estimación de abundancia**

La estimación de la abundancia se realizó por medio de un microscopio invertido y cámaras de sedimentación (J. Paggi & Paggi, 1995). Se midió el volumen de la muestra utilizando una probeta aforada, luego se homogenizó para asegurar la selección de organismos al azar, para lo cual se tomaron 30 ml de muestra hasta realizar conteos representativos entre 100 y 200 individuos de la especie más abundante (EPA, 2016; Monroy, 2008; J. Paggi & Paggi, 1995), a la vez se tomaron medidas de longitud, ancho y alto de los individuos diferenciados por especie, sexo y estado de desarrollo por medio de un ocular micrométrico (Monroy-González, 2008).

▪ **Estimación de biomasa zooplanctónica**

La determinación de la biomasa de microcrustáceos se realizó según la recomendación de J. Paggi & Paggi, (1995) quienes indican la determinación del peso seco o húmedo en función de las dimensiones de los organismos. Esto se realizó con base a Villabona-González, (2015), que menciona este parámetro como una medida adecuada para la evaluación de la estructura trófica; luego, se aplicaron las ecuaciones correspondientes a cada especie identificada incluyendo las recomendaciones de (Monroy-Gonzales, 2008).

Para la estimación de la biomasa de rotíferos se utilizó el método de Ruttner-Kolisko, (1974) retomada por Monroy, (2008) y Villabona-González et al., (2014), que consiste en el cálculo de las formas geométricas semejantes a la forma del cuerpo de cada especie, para lo cual se midieron largo, ancho y alto (de la forma más precisa posible), de todos los individuos de cada una las especies identificadas; esos valores de biovolumen fueron convertidos a peso húmedo donde se supone que $10^6 \mu\text{m}^3$ son equivalentes a 1 μg de

peso húmedo, así, el peso seco se estimó como el 10% del peso húmedo (Claps et al., 2004; Villabona-González et al., 2014).

4.4 Análisis de la información

Los datos de precipitación en cada una de las estaciones durante las 16 semanas se presentan en promedios mensuales, que fueron proporcionados por AES Colombia, a partir de los registros de sus estaciones. Para la zona Riberina los datos corresponden a la estación INST. AGR. MACANAL, para la zona Transición de la estación MACANAL y para la zona Lacustre la estación SITIO PRESA.

Se comprobaron los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk), homocedasticidad (Levene) y aleatoriedad (Box-Pierce) para las variables ambientales y se realizó un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis para cada una; a partir de la hipótesis nula que no hay diferencias significativas entre fechas, estaciones y profundidades (para los parámetros *in situ*), utilizando el programa estadístico StatGraphics. A partir de esto se aplicaron los análisis estadísticos como sigue:

Para la estimación y clasificación de estado trófico se utilizó la propuesta, para lagos cálidos tropicales basado en el índice de Carlson modificado por Toledo y aplicado para las variables Disco Secchi (m), Fosfatos PO₄-P (mg/m³), NTK (mg/L) y Clorofila “a” (mg/m³) y Fósforo Total (mg/m³). Se utilizaron las fórmulas de índices recalculadas para lagos tropicales a partir de datos del embalse de Barra Bonita (Brasil) y su criterio de aplicación descrito por Henao (1987) (Tabla 4-3), mismo que aplicó Monroy-Gonzales (2008), para fines de comparación temporal (2007 vs 2022).

$$IET Ds = 10 \left[6 - \frac{0,64 + Ln(Ds)}{Ln2} \right]$$

Ecuación 4-1. Índice de Estado Trófico con Disco Sechhi (IET-Ds)

$$IET Chl = 10 \left[6 - \frac{2,04 - 0,695Ln(Chl)}{Ln2} \right]$$

Ecuación 4-2. Índice de Estado Trófico con Clorofila a (IET-Chl)

$$IET_{PT} = 10 \left[6 - \frac{\ln\left(\frac{80,32}{PT}\right)}{\ln 2} \right]$$

Ecuación 4-3. Índice de Estado Trófico con Fósforo Total (IET-PT)

$$IET_{PO_4 - P} = 10 \left[6 - \frac{\ln\left(\frac{21,67}{PO_4 - P}\right)}{\ln 2} \right]$$

Ecuación 4-4. Índice de Estado Trófico con Ortofosfatos (IET-Ds)

$$IET_{NTK} = 10 \left[6 - \frac{\ln\left(\frac{1,47}{NTK}\right)}{\ln 2} \right]$$

Ecuación 4-5. Índice de Estado Trófico con NTK (IET-NTK)

Tabla 4-3. Rangos de valoración para el Índice de Estado Trófico

Rango del Índice	Estado Trófico
<44	Oligotrofia
44 <54	Mesotrofia
>54	Eutrófico

Tomado de: (Henaó, 1987)

Para el cálculo del nutriente limitante se utilizó la metodología (CEPIS, 2001), donde el nutriente que controla la máxima cantidad de biomasa vegetal es aquel que primero se consume o alcanza un mínimo antes que los otros nutrientes. Para establecer el nutriente limitante en un cuerpo de agua tropical se utilizó la relación 9:1 (CEPIS, 2001). Para el propósito de este estudio se utilizó el Nitrógeno Total de Kjendhal (NTK).

Para la comunidad zooplanctónica, se calcularon los índices ecológicos de Shannon-Wiener para diversidad a partir de la distribución de abundancias de especies, el índice de Equidad de Pielou (J') y el índice de dominancia de Simpson (Moreno, 2001).

También se ejecutó el Análisis de Componentes Principales (ACP) para establecer el grado de contribución de las variables tanto *in situ* como fisicoquímicas a partir de la varianza acumulada. Este método transforma medidas de la dimensión de un conjunto de datos con gran cantidad de variables que se encuentran correlacionadas entre sí, a otro conjunto de datos con variables no correlacionadas, lo cual se lleva a cabo en términos de varianza a partir de los datos originales (de la Fuente Fernández, 2011; Terradez-Gurrea, 2011).

Luego de identificar las variables de mayor influencia, e realizó Adicionalmente, se realizaron el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), este método cuantifica la validez de la relación entre dos conjuntos de variables; desarrolla varias funciones canónicas que maximizan la correlación entre combinaciones lineales (valores teóricos canónicos) que son conjuntos de variables dependientes e independientes, además se obtienen valores teóricos para maximizar la correlación.

Este análisis se centra en explicar la cantidad máxima de relación entre dos conjuntos de variables. Para realizar el cálculo de la correlación canónica, primero se diseña una matriz de correlación (R). Luego se resuelve la ecuación para los valores de la matriz (R) que resultan en la consolidación de la varianza, redistribuida de la varianza original en variables compuestas (Badii et al., 2007). Este análisis se utilizó para identificar las relaciones existentes entre las variables ambientales y la densidad y biomasa zooplanctónica.

Par realizar la comparación de resultados entre los obtenidos durante el año 2007 y 2022, se verificaron los supuestos estadísticos para cada conjunto de datos; para aquellos que no cumplen los requisitos se aplican la prueba no paramétrica W (Wilcoxon) para identificar diferencias significativas entre dos grupos de datos. En tanto para, aquellos grupos de datos que, si cumplen con los supuestos, se utilizó la prueba t-student para muestras independientes. Para esto se estableció como hipótesis nula que no existente diferencias estadísticamente significativas entre los grupos de datos de ambos años.

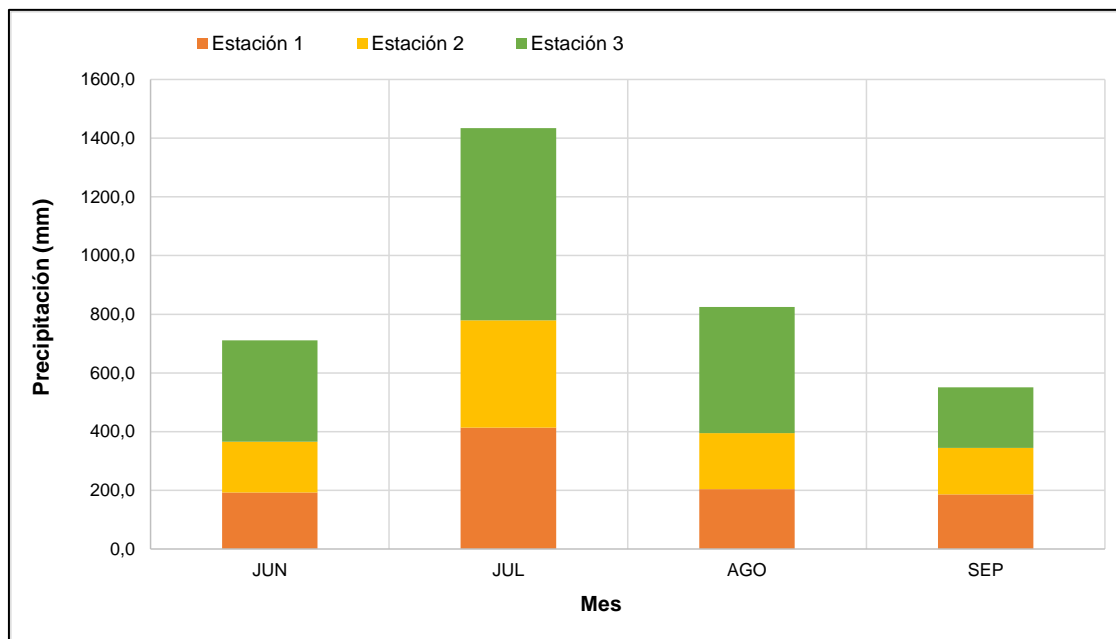
Para la comparación de las variables ambientales se utilizó la prueba t-student para dos muestras independientes, para identificar diferencias significativas entre las dos temporadas de muestreo. Así mismo, se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon para realizar la comparación entre dos temporadas de muestreo, y establecer diferencias entre las medias de dos conjuntos de datos.

5 Resultados

5.1. Condiciones ecológicas y ambientales del embalse

Durante los cuatro meses que se presentó aumento de la cota del embalse, la precipitación presentó para la Estación 1 (Entrada) un promedio de 248,9 mm en la; 222,1 mm para la Estación 2 (zona de transición) y 409,2 mm en la Estación 3 (zona de presa). En términos de variación temporal, durante el mes de julio que corresponde a las semanas de muestreo dos (2) a seis (6) (de 01 de julio al 29 de julio de 2022), se registró la mayor cantidad de lluvias con un promedio de 478,1 mm (Figura 5-1). De acuerdo con esto, se observó un comportamiento monomodal.

Figura 5-1. Promedio de precipitación mensual durante la toma de muestras en el Embalse La Esmeralda.



La variación temporal del pH osciló entre 6,04 unidades y 7,99 unidades, que expresa una tendencia neutra-alkalina durante las semanas 11, 12 y 13, con registros de 6,75 unidades, 6,73 unidades y 6,95 unidades respectivamente. La tendencia de variación tanto horizontal como vertical estuvo en un rango entre 7,3 unidades y 7.5 unidades en promedio (Figura 5-2).

Los valores de conductividad estuvieron en el rango entre 60,07 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 143 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que reflejan mineralización débil, condición que se mantiene en el tiempo durante el aumento de la cota; sin embargo, se observaron diferencias significativas durante las semanas de muestreo 7, 11 y 13 con 65,37 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 78,22 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 119,78 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente, aunque el último es el registro más alto durante el estudio. La variación horizontal entre estaciones no mostró diferencias significativas y los valores promedio fueron de 98,76 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la Estación 1 (Zona Riberina o entrada), 95,55 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la Estación 2 (Zona transición) y 97,24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Zona de presa o lacustre). El comportamiento de la conductividad verticalmente se mantiene en el rango de mineralización relativamente débil con promedios de 99,41 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Superficie, 94,74 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en profundidad Media y 97,39 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el Fondo (Figura 5-2).

Temporalmente el OD estuvo en un rango entre 1,6 mg/L y 12,4 mg/L durante el aumento de la cota, por otro lado, la variación espacial horizontal estuvo entre 7,65 mg/L y 7,48 mg/L, al igual que el comportamiento vertical, que registró promedios de 7,36 mg/L en superficie y 7,47 mg/L a profundidad media al igual que para fondo (Figura 5-3).

El potencial redox también mostró diferencias significativas en su comportamiento temporal, con registros entre -1097,9 mV y 1037,2 mV; en cuanto a la tendencia espacial horizontal, no hubo diferencias significativas, con valores entre -419,38 mV y -419,43 mV, al igual que su comportamiento vertical donde los registros fueron entre -397,97 mV y -499,95 mV (Figura 5-4).

Respecto a la zona fótica aumentó en relación con el aumento de la cota, destacando que en la zona de presa (Estación 3) ésta fue más profunda, así mismo, para la semana 16 de muestreo en la máxima cota (1275 m.s.n.m.) la zona fótica fue de 137,5 cm, diferente al registro durante las primeras semanas de estudio donde se alcanzó una zona fótica entre 40 cm y 60 cm aproximadamente (Figura 5-5).

Luego de verificar supuestos estadísticos de normalidad, aleatoriedad y homocedasticidad para las variables medidas *in situ*, se realizó el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis el cual mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) entre fechas (aumento de la cota); en cuanto a la tendencia espacial horizontal (estaciones) y vertical (profundidades) no existen diferencias significativas ($p < 0,05$), excepto para las variables pH y Temperatura que presentaron variación horizontal, aunque, la última también mostró cambios verticales (profundidades) ($p < 0,05$), ya que fue más caliente en la superficie que la zonas media y profunda (**Tabla 5-1**).

Tabla 5-1. Kruskal – Wallis para variables *in situ* en el embalse La Esmeralda.

Parámetros	Semana	Valor P	Estación	Valor P	Profundidad	Valor P
pH	84,43	<0,05	11,49	<0,05	2,13	0,35
Conductividad	84,06	<0,05	1,41	0,49	3,37	0,19
Oxígeno Disuelto	126,67	<0,05	2,71	0,26	0,20	0,91
Temperatura	27,85	<0,05	10,47	<0,05	63,12	<0,05
%SatO2	122,21	<0,05	4,01	0,13	2,45	0,29
PRx	113,47	<0,05	0,04	0,98	2,30	0,32

Figura 5-2. Tendencia temporal, espacial horizontal y vertical de las variables *in situ* – pH y Conductividad.

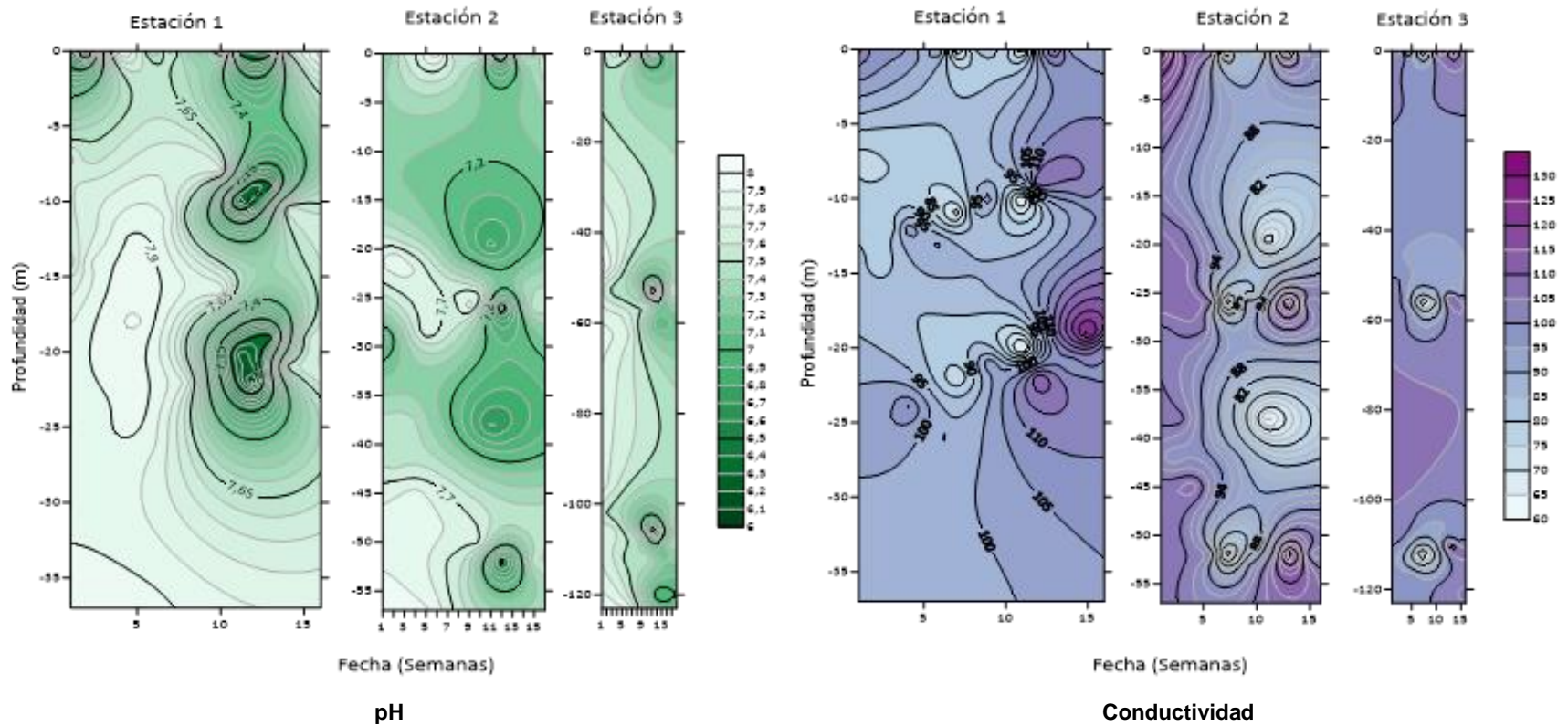


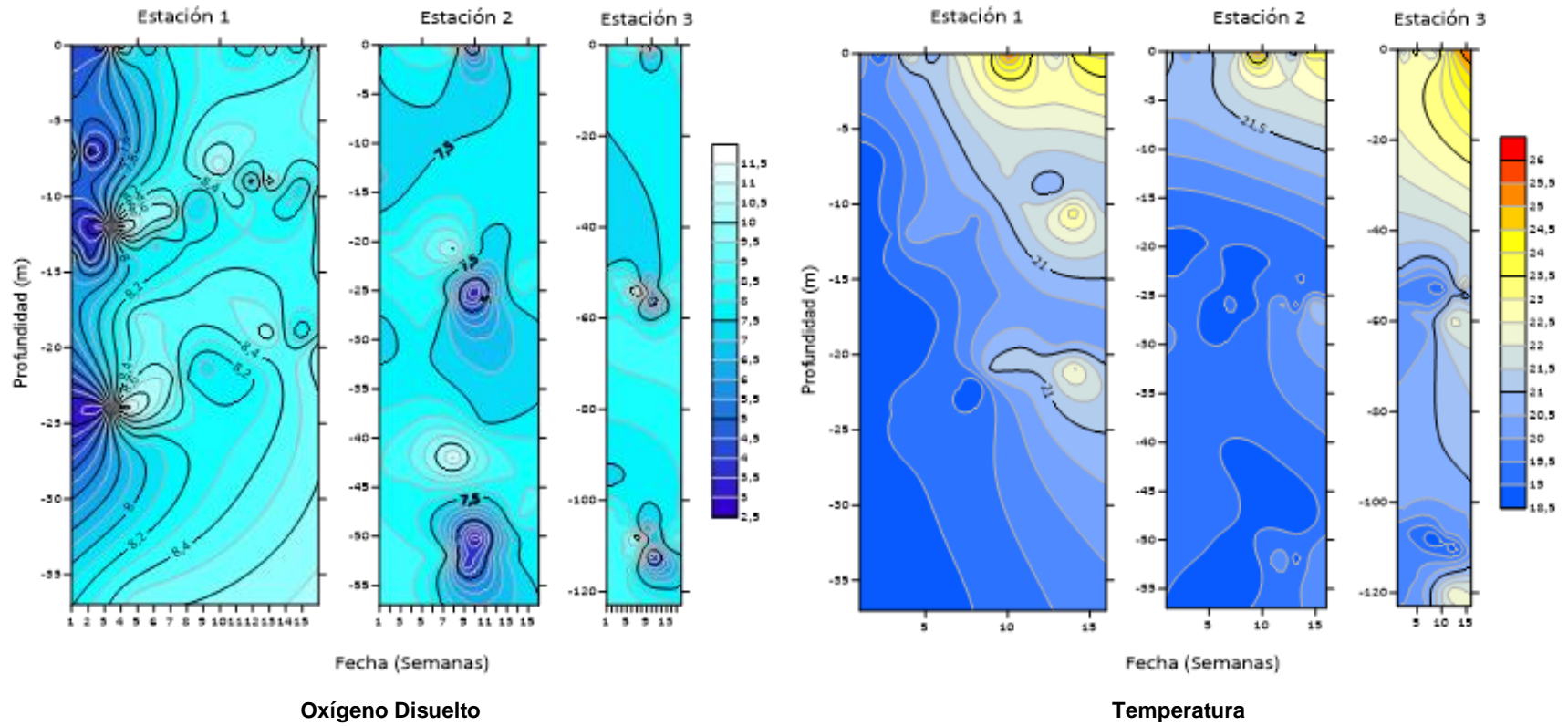
Figura 5-3. Tendencia temporal, espacial horizontal y vertical de las variables *in situ* – Oxígeno Disuelto y Temperatura.

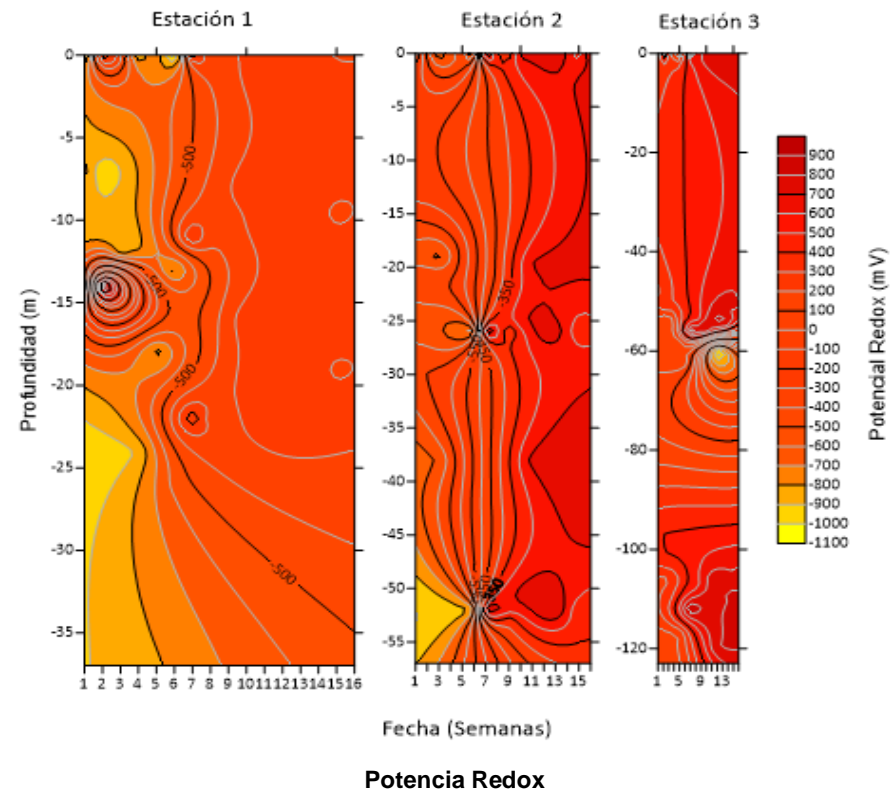
Figura 5-4. Tendencia temporal, espacial horizontal y vertical de las variables *in situ* – Potencial Redox.

Figura 5-5. Tendencia temporal, espacial horizontal y vertical de la zona fótica en el Embalse La Esmeralda.



El Fósforo Total se comportó de forma similar hasta la semana 10 (26 agosto de 2022), para la semana 11 (02 septiembre de 2022), aumentó significativamente en las tres estaciones con los registros más altos para el estudio de 0,740 mg/L para la Estación 1 (Zona Riberina), 1,330 mg/L en la Estación 2 (Zona Transición) y 6,510 mg/L en la Estación 3 (Zona de Presa o Lacustre) (Tabla 5-3 y Figura 5-6, b).

Respecto al fosfato (PO_4^-), durante las primeras fechas correspondientes a la cota baja del embalse en las Estaciones 2 (Zona Transición) y 3 (Zona de presa) las concentraciones de fosfatos fueron menores respecto a las registradas en la Estación 1 (Zona riberina o entrada) con 0,110 mg/L S2, 0,276 mg/L S3, 0,133 mg/L S4 y 0,147 mg/L S5. Los mayores registros se observaron durante la Semana 3 en la Estación 1 (0,276 mg/L), Semana 8 en la Estación 2 (0,144 mg/L) y Semana 11 en la Estación 3 (0,370 mg/L); en tanto los valores más bajos fueron a partir de la Semana 12 hasta la 16, ya que la concentración de fosfatos se mantuvo, teniendo en cuenta que para esas fechas el embalse ya había alcanzado cota máxima de 1275 m.s.n.m. (Tabla 5-3 y Figura 5-6, a).

Durante las primeras etapas de elevación de la cota, la concentración de nitratos (NO_3^-) en la Estación 3 (zona de presa) registró los valores más bajos de nitratos (0,050 mg/L), así mismo, durante la semana 5 (22 julio de 2022) la presa obtuvo los máximos registros de este nutriente (0,950 mg e⁻/L), no obstante, durante las demás fechas la fluctuación de los nitratos se mantuvo entre 0,250 mg/L y 0,950 mg/L en conjunto para las tres estaciones, con excepción de la semana 12 (09 septiembre de 2022) fecha durante la cual, en los tres sitios el nitrato fue el más bajo con 0,070 mg/L en la Estación 1 (Zona riberina o entrada), 0,100 mg/L para la Estación 2 (Zona transición) y 0,180 mg/L en la Estación 3 (Zona de presa) (Tabla 5-3 y Figura 5-6, e).

Para la alcalinidad durante la primera semana (24 junio de 2022) los registros fueron de 39,120 mg/L para la Estación 1 (zona de entrada), 30,610 mg/L en la Estación 2 (Zona transición) y 35,180 mg/L en la estación 3 (Zona de presa); los mayores registros se obtuvieron durante las semanas 3 y 7 principalmente en la zona de entrada (Estación 1) con 39,650 mg/L y 40,060 mg/L respectivamente; para la semana 15 (30 septiembre de 2022) en las tres estaciones se registró baja alcalinidad respecto a las fechas anteriores y

posterior con 33,130 mg/L (Estación 1), 27,030 mg/L (Estación 2) y 24,410 mg/L (Estación 3) (Tabla 5-3 y Figura 5-6, f).

Los SDT registraron concentraciones similares durante cada una de las fechas de muestreos, así como entre estaciones; donde la mayor cantidad de SDT se obtuvo durante la semana 1 (24 junio de 2022) para las tres estaciones con 85 mg/L en la Estación 1 (zona de entrada), 76 mg/L en la Estación 2 (zona transición) y 80 mg/L en la Estación 3 (zona de presa); en la semana 2 (01 julio de 2022) el contenido de sólidos disueltos disminuyó con registros de 65 mg/L (Estación 1), 72 mg/L (Estación 2) y 67 mg/L (Estación 3) (Tabla 5-3 y Figura 5-6, c).

Los SST durante la semana 3 (08 julio de 2022) reportaron los máximos valores en las Estaciones 1 y 3 con 601,00 mg/L y 279,00 mg/L respectivamente, aunque en la Semana 2 (01 julio de 2022) para la Estación 2 hubo mayor contenido de sólidos suspendidos con 207,00 mg/L, y a partir de la semana 4 disminuyó hasta la última semana, con registros bajos para las Estaciones 2 y 3 de 44,840 mg/L y 36,40 mg/L respectivamente, a diferencia de la Estación 1 (zona de entrada) donde hubo 360,667 mg/L (Tabla 5-3 y Figura 5-6, d).

La Clorofila "a" en la Estación 3 se registró las concentraciones más altas durante las semanas 8 y 14 con 6,80 mg/m³ y 2,03 mg/m³ respectivamente; en la Estación 1 se observó un comportamiento similar, aunque los mayores valores se obtuvieron durante las semanas 11 y 13 con 4,81 mg/m³ y 3,14 mg/m³; respecto a la Estación 2 los registros de Clorofila a fueron entre 0,151 mg/m³ y 1,362 mg/m³ (Tabla 5-3 y Figura 5-6, g).

El Fósforo Total (PT), Fosfatos (PO₄), Nitratos (NO₃), Alcalinidad Total (CaCO₃⁻) y Clorofila "a", mostraron diferencias significativas entre fechas (p<0,05); diferente al comportamiento observado para Nitrógeno Total (NTK), Sólidos Disueltos Totales (SDT) y Sólidos Suspendidos (SS) que no mostraron variación significativa entre fechas; así mismo la mayoría de estas variables no presentaron cambios significativos estadísticamente entre estaciones (p<0,05), excepto la Alcalinidad con registros entre 30,3 mg/L y 34,78 mg/L.

Tabla 5-2. Kruskal – Wallis para variables fisicoquímicas en el embalse La Esmeralda.

Parámetros	Semana	Valor P	Estación	Valor P
P Total	36,75	<0,05	0,76	0,68
Alcalinidad Total	7,58	<0,05	20,31	<0,05
Clorofila a	31,26	<0,05	0,53	0,77
NTK	14,31	0,50	1,02	0,60
PO ₄	35,73	<0,05	0,27	0,87
SDT	19,91	0,18	4,80	0,09
SST	25,15	0,05	3,10	0,21
NO ₃	33,30	<0,05	0,86	0,65

Tabla 5-3. Concentración de parámetros físico y químicos en el Embalse La Esmeralda (Chivor, Colombia)

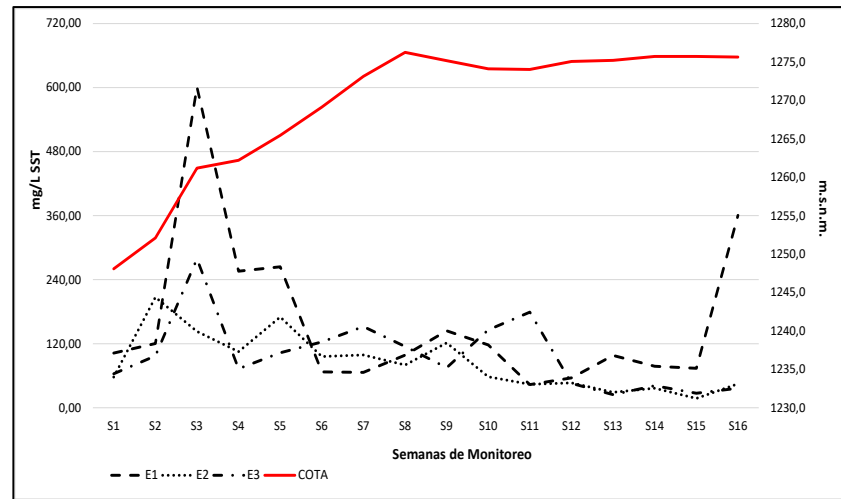
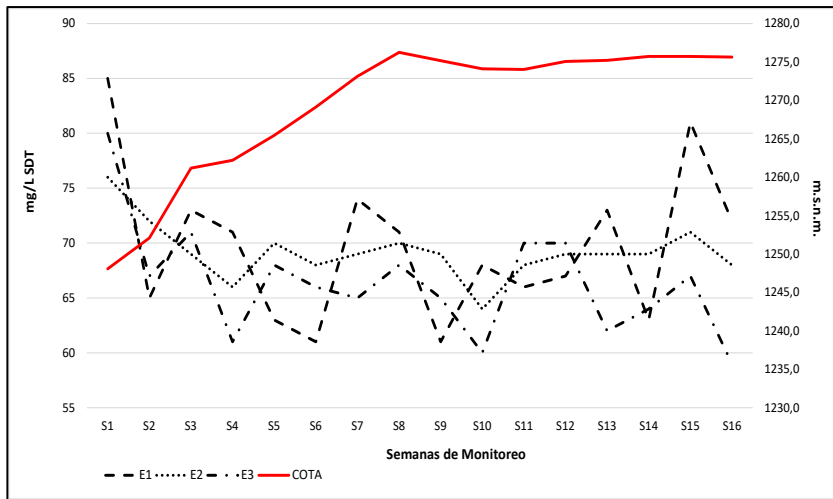
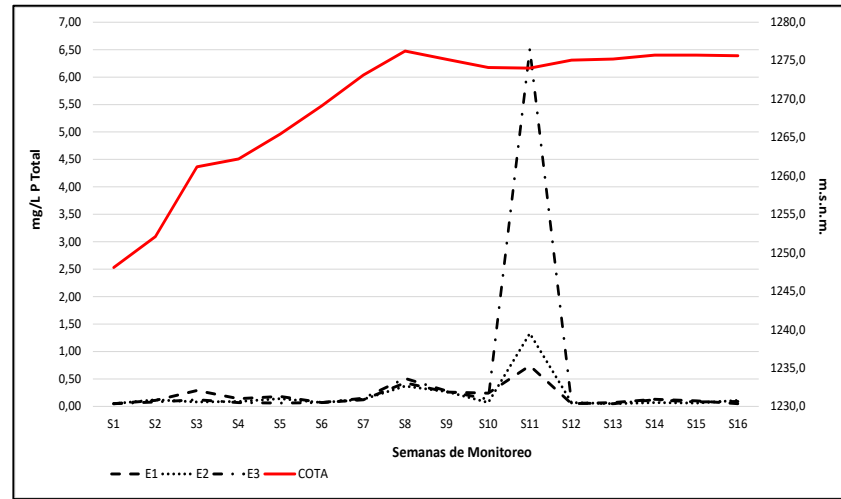
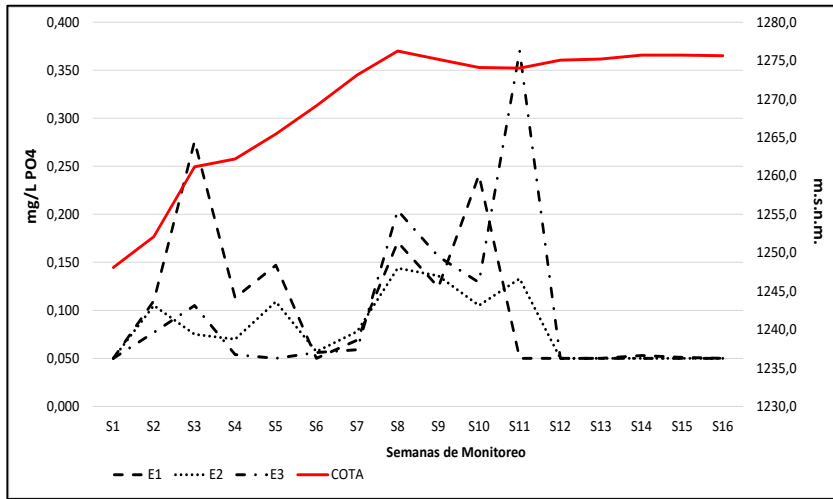
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
COTA	1248,1	1252,1	1261,2	1262,2	1265,4	1269,1	1273,1	1276,3	1275,2	1274,1	1274,0	1275,1	1275,2	1275,7	1275,7	1275,6
PO₄ (mg/L)																
E1	0,05	0,11	0,28	0,11	0,15	0,05	0,07	0,17	0,12	0,24	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
E2	0,05	0,11	0,08	0,07	0,11	0,06	0,08	0,14	0,14	0,11	0,13	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
E3	0,05	0,08	0,11	0,05	0,05	0,06	0,06	0,20	0,16	0,13	0,37	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Fósforo Total (mg/L)																
E1	0,05	0,11	0,29	0,14	0,18	0,07	0,12	0,43	0,26	0,24	0,74	0,05	0,07	0,13	0,10	0,05
E2	0,05	0,12	0,08	0,09	0,14	0,07	0,13	0,37	0,27	0,07	1,33	0,07	0,05	0,07	0,06	0,11
E3	0,05	0,08	0,12	0,07	0,06	0,07	0,15	0,51	0,28	0,13	6,51	0,06	0,05	0,12	0,08	0,09
SDT (mg/L)																
E1	85	65	73	71	63	61	74	71	61	68	66	67	73	63	81	72
E2	76	72	69	66	70	68	69	70	69	64	68	69	69	69	71	68
E3	80	67	71	61	68	66	65	68	65	60	70	70	62	64	67	59
SST (mg/L)																
E1	102,33	120,40	601,00	256,00	264,00	67,20	66,33	98,50	144,00	117,60	43,33	56,00	98,00	77,83	74,00	360,67
E2	57,33	207,00	143,00	105,00	170,00	96,00	99,00	80,00	121,50	58,00	44,00	46,40	28,80	36,67	17,33	44,84
E3	63,50	97,00	279,00	73,00	103,00	123,33	152,00	114,67	75,00	146,00	179,00	45,67	24,40	41,33	27,00	36,40
NO3 (mg/L)																
E1	0,78	0,56	0,65	0,80	0,52	0,49	0,41	0,46	0,45	0,79	0,77	0,07	0,69	0,83	0,93	0,88
E2	1,08	0,84	0,73	0,70	0,66	0,51	0,48	0,54	0,44	0,83	0,91	0,10	0,70	0,71	0,80	0,73
E3	0,88	0,05	0,69	0,63	0,95	0,55	0,45	0,66	0,25	0,74	0,71	0,18	0,75	0,67	0,70	0,67
Alcalinidad (mg/L)																
E1	39,12	27,64	39,65	31,22	24,90	30,63	40,06	32,25	35,00	37,51	37,78	38,00	35,61	38,22	33,13	35,89
E2	30,61	29,23	34,86	27,79	27,67	29,35	33,68	29,95	32,98	29,16	32,01	34,08	32,99	34,19	27,03	33,60

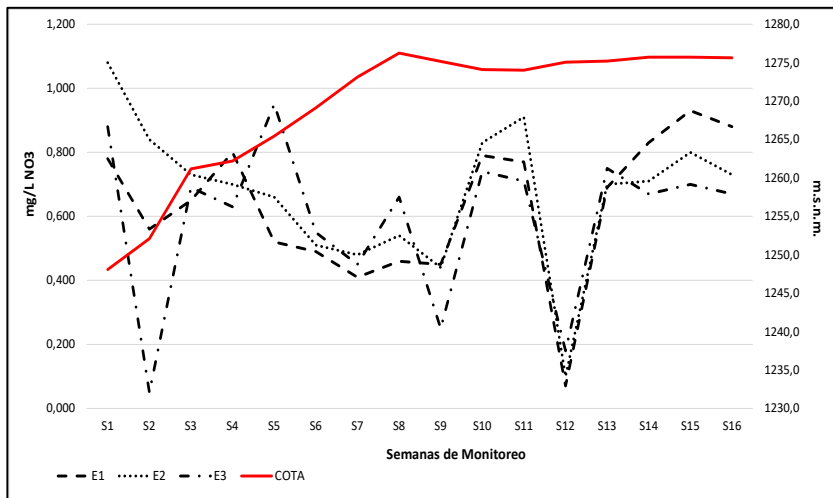
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
COTA	1248,1	1252,1	1261,2	1262,2	1265,4	1269,1	1273,1	1276,3	1275,2	1274,1	1274,0	1275,1	1275,2	1275,7	1275,7	1275,6
E3	35,18	28,91	29,66	24,36	25,10	27,77	35,05	29,75	32,98	27,45	33,97	35,39	31,03	34,08	24,41	30,76
Chl a (mg/m³)																
E1	0,25	0,32	0,91	0,22	0,53	0,94	1,07	0,91	0,91	0,51	4,81	0,96	3,14	1,13	0,29	0,15
E2	0,56	0,32	0,85	0,22	0,53	1,20	1,36	1,21	0,91	0,26	0,32	1,27	0,36	0,77	0,56	0,15
E3	0,52	0,32	0,68	0,31	0,92	0,67	0,45	6,80	0,23	0,80	0,32	1,27	0,36	2,03	0,19	0,16

*Las muestras de parámetros fisicoquímicos en cada estación se muestrearon y analizaron de forma integrada como se indica en el método.

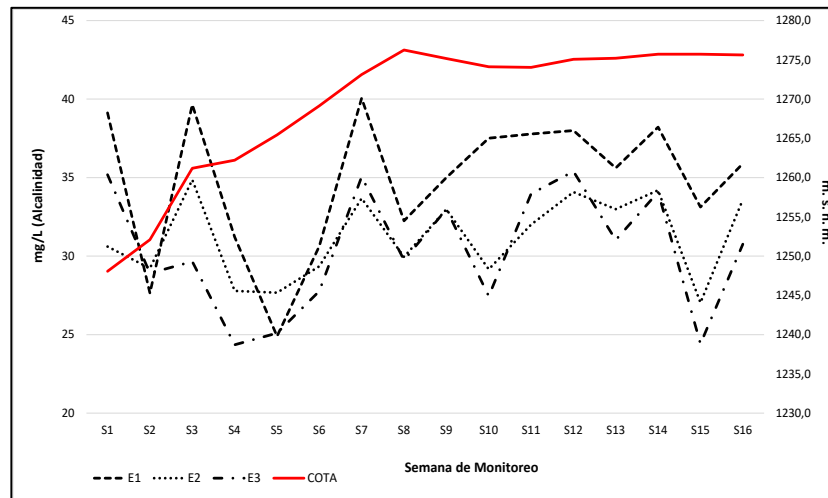
*No se incluyen registros de Nitritos (NO₂) puesto que reportaron valores inferiores al límite de cuantificación.

Figura 5-6. Tendencia temporal y espacial de variables ambientales en el Embalse La Esmeralda

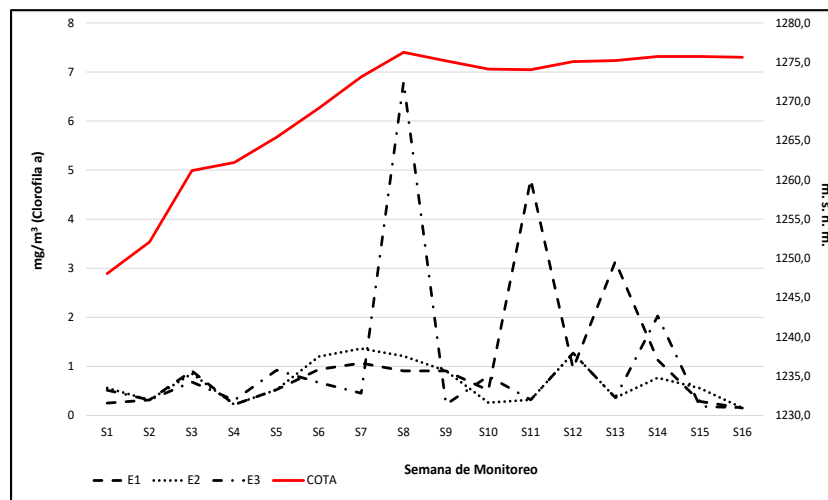




e. Nitratos.



f. Alcalinidad.



g. Clorofila a.

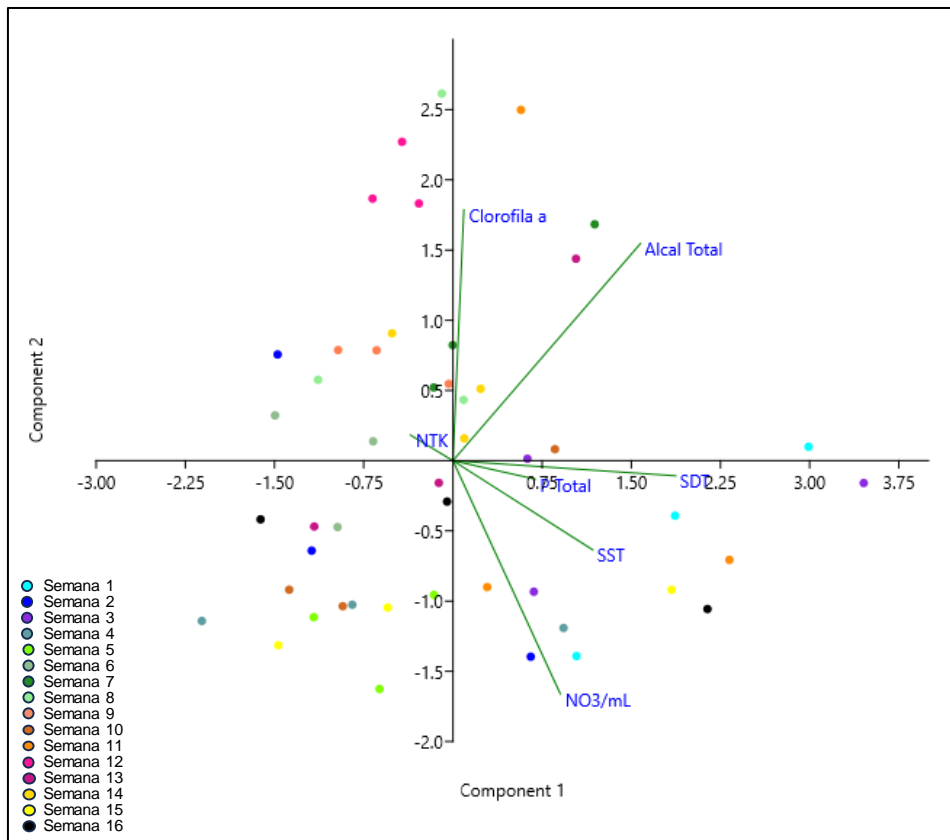
*Se muestran valores por estación para cada parámetro puesto que el muestreo fue integrado.

En el ACP de variables *in situ* arrojó tres componentes, donde la mayor cantidad de varianza es explicada por los dos primeros componentes (Tabla 5-4) con un total de 52,40%, donde el primer componente explica el 29,83% y el segundo 22,57% la varianza de los datos. El componente 1 relaciona de forma positiva las variables temperatura y potencial redox, y está asociada negativamente con el oxígeno disuelto; en cuanto al componente 2 muestra relación negativa con el pH y potencial redox, y positiva con la conductividad (Figura 5-7).

Tabla 5-4. Componente del ACP para las variables *in situ*

Parámetros	PC 1	PC 2	PC 3
pH	-0,496	-0,415	0,519
Conductividad	-0,045	0,870	0,149
Oxígeno Disuelto	-0,458	0,074	-0,388
Temperatura	0,407	0,054	0,680
Potencial Redox	0,614	-0,251	-0,310

Figura 5-7. Análisis de componentes principales de variables *in situ*.



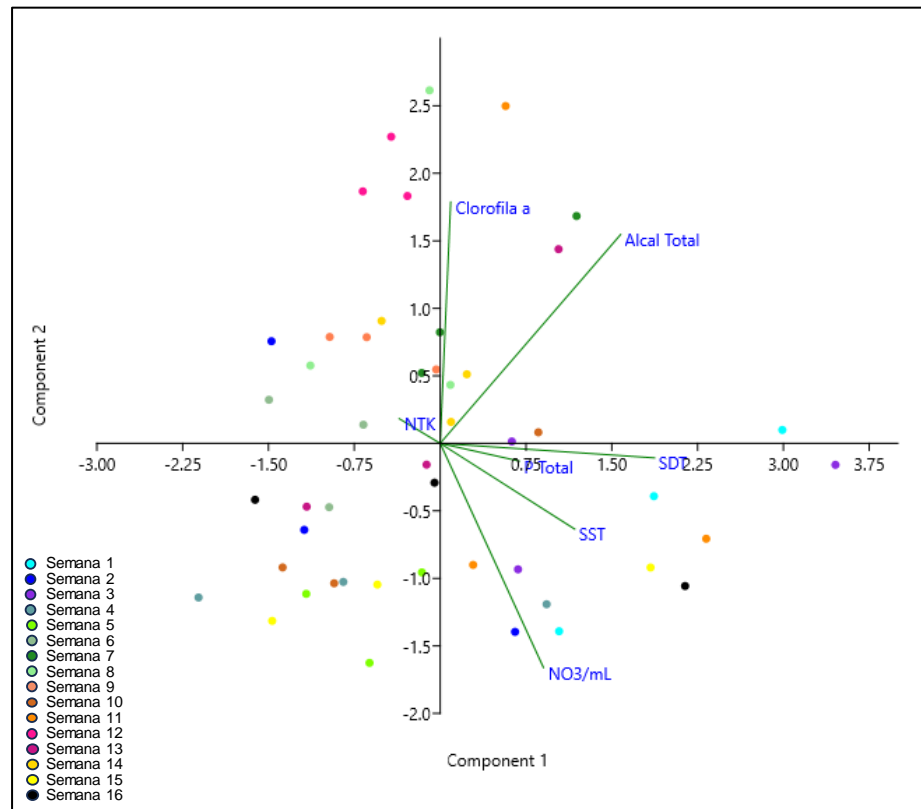
*Cada grupo de color se refiere a la semana durante la cual fue tomada la muestra.

Para los parámetros Clorofila "a", Alcalinidad Total, Nitrógeno Total (NTK), Fósforo Total (P Total), SDT, SST y Nitratos (NO_3^-) el ACP explica la mayor cantidad de varianza en los dos primeros ejes con 39,26% (Tabla 5-5); de esta forma el primer componente asoció Alcalinidad Total, Fósforo Total, Sólidos Disueltos Totales, Sólidos Suspendidos Totales y Nitratos; en cuanto al componente 2 incluye la Clorofila "a" y Alcalinidad Total en una asociación positiva, y NO_3^- de forma negativa (Figura 5-8).

Tabla 5-5. Componente del ACP para las variables físicas y químicas

Parámetro	PC 1	PC 2	PC 3
Alcalinidad Total	0,531	0,521	-0,119
Clorofila a	0,031	0,602	0,166
NTK	-0,121	0,062	0,871
P Total	0,233	-0,044	0,008
SDT	0,631	-0,036	0,293
SST	0,396	-0,214	-0,242
NO_3/mL	0,304	-0,559	0,236

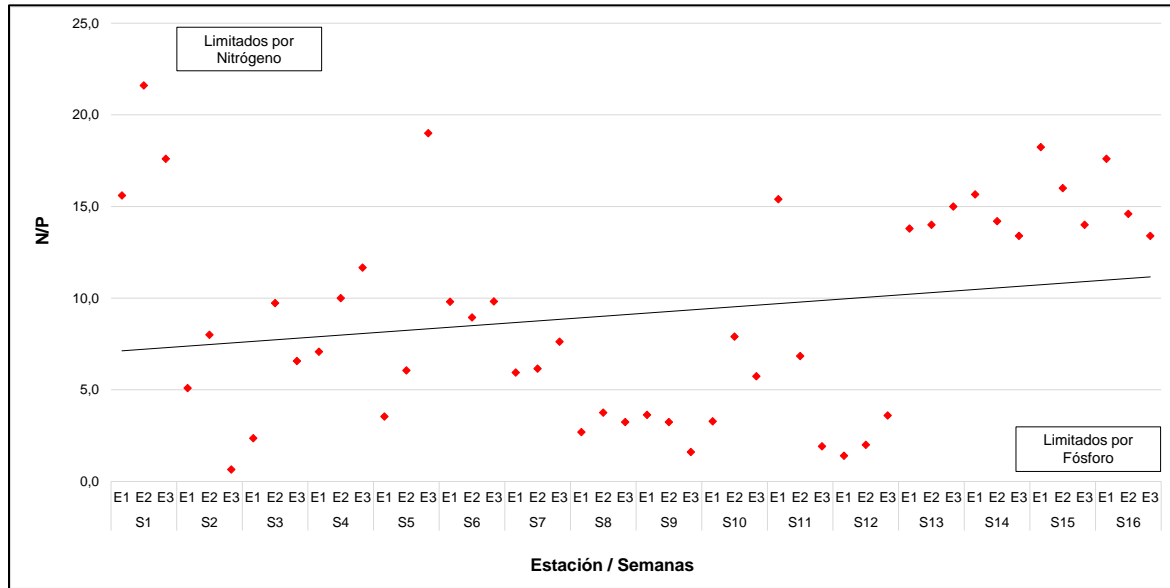
Figura 5-8. Análisis de componentes principales de variables fisicoquímicas



*Cada grupo de color se refiere a la semana durante la cual fue tomada la muestra.

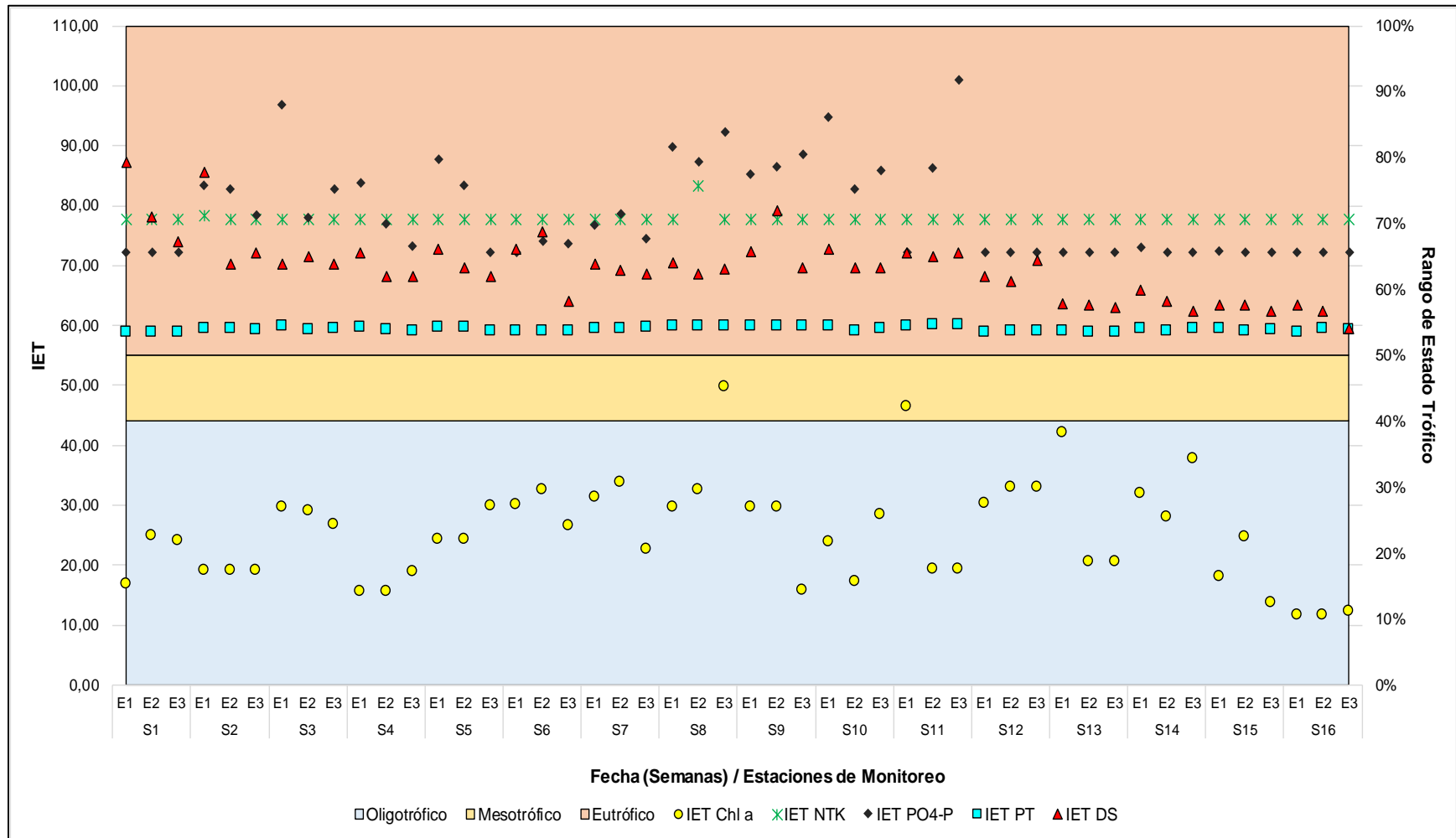
La relación N:P fue variable en el tiempo; de esta forma se observa que, durante las primeras semanas de elevación de la cota, la proporción fue equitativa entre ambos nutrientes, sin embargo, entre las semanas 7 (05 agosto de 2022) y 12 (09 septiembre de 2022) el fósforo fue el nutriente limitante, y a partir de la semana 13 (16 septiembre de 2022) hasta la semana 16 (07 octubre de 2022) el nitrógeno fue el limitante (Figura 5-9).

Figura 5-9. Relación Nitrógeno/Fósforo – Nutriente Limitante en el Embalse La Esmeralda



Por otro lado, la estimación del estado trófico del embalse mediante el método modificado de Carlson indicó condiciones de eutrofia a partir de las variables NTK, PO_4 , Fósforo Total y Disco Secchi, sin embargo, de acuerdo con el puntaje obtenido a partir de la Clorofila "a" se cataloga como Oligotrófico (Figura 5-10).

Figura 5-10. Índice de Estado Trófico del Embalse La Esmeralda



5.2. Ensamble Zooplanctónico

5.2.1 Composición

Entre junio y agosto de 2022, en el Embalse La Esmeralda se identificaron 28 morfoespecies, dos (2) copépodos, un (1) cladócero, 16 rotíferos, siete (7) protozoos, un ciliado y un tardígrado; su clasificación taxonómica se muestra a continuación:

Phyllum Arthropoda

Subphyllum: Crustacea

Clase: Branchiopoda

Superorden: Diplostraca

Orden: Anomopoda

Familia: Moinidae

Género: *Moina*

Especie: *Moina micrura* (Kurz, 1875)

Clase: Copepoda

Superorden: Gymnoplea

Orden: Calanoida

Familia: Diaptomidae

Género: *Arctodiaptomus*

Especie: *Arctodiaptomus dorsalis* (Marsh, 1907)

Orden: Cyclopoida

Familia: Cyclopidae

Género: *Thermocyclops*

Especie: *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929)

Phyllum Rotifera

Clase: Eurotatoria

Subclase: Bdelloidea

Familia: Adinetidae

Género: *cf. Adineta*

Especie: *cf. Adineta* sp. (Hudson, 1886)

Familia: Philodinidae

Género: *cf. Anomopus*

Especie: *cf. Anomopus* sp. (Piovanelli, 1903)

Subclase: Monogononta

Superorden: Gnesiotrocha

Orden: Colothecaceae
Familia: Collothecidae
Género: *cf. Collotheca*
Especie: *cf. Collotheca* sp. (Harring, 1913)

Orden: Flosculariaceae
Familia: Testudinellidae
Género: *cf. Testudinella*
Especie: *cf. Testudinella* sp. (Bory de St. Vincent, 1826)

Superorden: Pseudotrocha
Orden: Ploima

Familia: Brachionidae
Género: *Keratella*
Especie: *Keratella cochlearis*. (Gosse, 1851)
Keratella serrulata (Ehrenberg, 1838)
Keratella tropica tropica (Apstein, 1907)

Género: *Platyias*
Especie: *Platyias quadricornis* (Harring, 1913)

Género: *cf. Euchlanis*
Especie: *cf. Euchlanis* sp. (Ehrenberg, 1832)

Familia: Lecanidae
Género: *Lecane*
Especie: *Lecane cf. bulla*. (Gosse, 1851)
Lecane sp. (Nitzsch, 1827)

Familia: Lepadellidae
Género: *Lepadella*
Especie: *Lepadella* sp. (Bory de St. Vincent, 1826)

Familia: Notommatidae
Género: *Cephalodella*
Especie: *Cephalodella* sp. (Bory de St. Vincent, 1826)

Familia: Synchaetidae
Género: *cf. Synchaeta*
Especie: *cf. Synchaeta* sp. (Ehrenberg, 1832)

Género: *Polyarthra*
Especie: *Polyarthra* sp. (Ehrenberg, 1834)

Phyllum Tardigrada

Clase: Eutardigrada
Orden: Parachela
Familia: *cf. Hypsibiidae* (Pilato, 1969)

Phyllum Ciliophora

Subphyllum: Intramacronucleata
Clase: Oligohymenoforea
Subclase: Peritrichia

Orden: Sessilida
Familia: Vorticellidae
Género: *Vorticella*
Especie: *Vorticella* sp. (Ehrenberg, 1838)

Phyllum Cercozoa

Subphyllum: Filosia
Clase: Imbricatea
Orden: Euglyphida
Familia: Cyphoderiidae
Género: *cf. Cyphoderia*
Especie: *cf. Cyphoderia* sp. (Schlumberger, 1845)

Familia: Euglyphidae
Género: *Euglypha*
Especie: *Euglypha* sp. (Dujardin, 1840)

Familia: Trinematidae
Género: *Trinema*
Especie: *Trinema* sp. (Dujardin, 1841)

Phyllum Amoebozoa

Subphyllum: Lobosa
Clase: Tubulinea
Orden: Arcellinida
Familia: Arcellidae
Género: *Arcella*
Especie: *Arcella* sp. (Ehrenberg, 1832)

Familia: Centropyxidae
Género: *Centropyxis*
Especie: *Centropyxis* sp. (Stein, 1857)

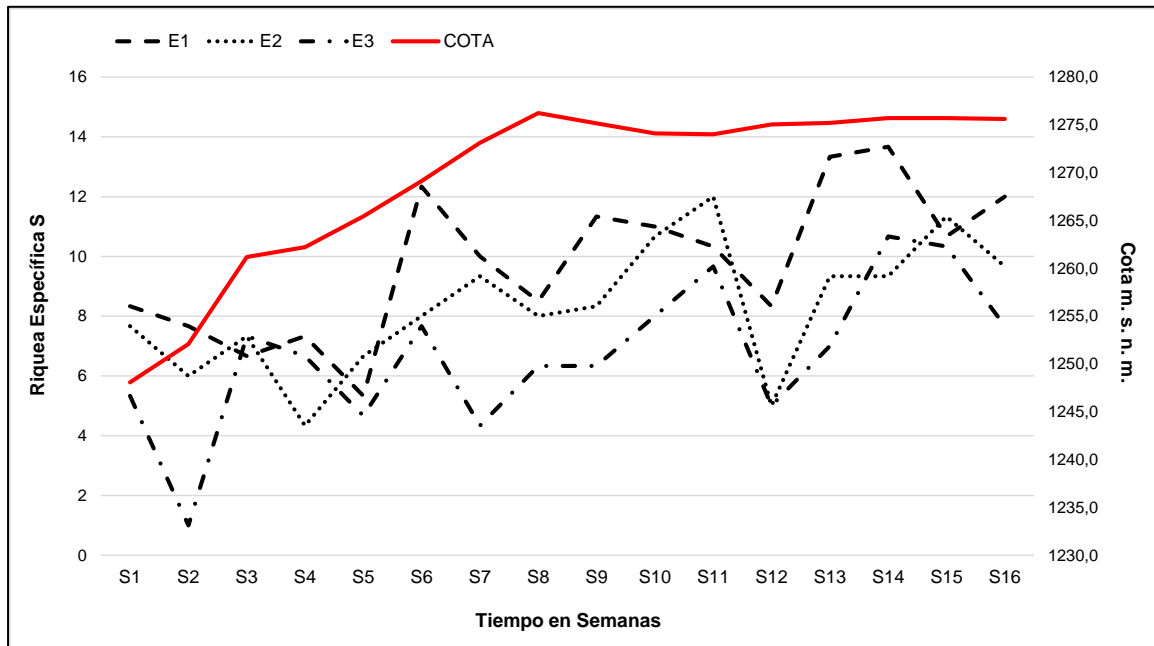
Familia: Diffflugidae
Género: *Diffflugia*
Especie: *Diffflugia* sp. (Leclerc, 1815)

Familia: Nebelidae
Género: *cf. Apodera*
Especie: *cf. Apodera* sp. (Loeblich & Tappan, 1961)

La riqueza de especies en el embalse presentó diferencias significativas entre fechas (K-W=42,97; p<0,05; nc=95%), estaciones (K-W=14,85; p<0,05; nc=95%) y profundidades (K-W=26,05; p<0,05; nc=95%); de esta forma, el número de morfoespecies se encontró entre 6 y 11 taxa durante todo el estudio (**Figura 5-11**). De acuerdo con esto, para cada una de las estaciones (zona entrada o riberina, transición y presa) los mayores registros de riqueza

se observaron durante las últimas semanas de muestreo, tiempo durante el cual el embalse alcanzó su máxima cota de llenado.

Figura 5-11. Variación Temporal y espacial (horizontal) de la Riqueza de especies en el embalse La Esmeralda.



La composición mostró variaciones tanto temporales como espaciales, sin embargo, se observó que los artrópodos *Moina* sp., *Arctodiaptomus dorsalis* y *Thermocyclops* cf. *decipiens*, se identificaron en las tres estaciones durante todo el estudio; al igual que los rotíferos *Keratella tropica tropica* y *Polyarthra* sp.; aunque algunos rotíferos como cf. *Synchaeta* sp., *K. cochlearis* y *K. serrulata* aparecieron en los últimos muestreos cuando el embalse tuvo la máxima cota (1275 m.s.n.m.).

5.2.2 Variación espacial y temporal del ensamblaje

5.2.2.1 Densidad

Existen diferencias estadísticamente significativas entre fechas ($K-W=60,69$; $p<0,05$; $nc=95\%$), estaciones ($K-W=22,12$; $p<0,05$; $nc=95\%$) y profundidades ($K-W=116,54$; $p<0,05$; $nc=95\%$), en densidad.

De acuerdo con esto, desde el inicio hasta la mayor cota del embalse, la densidad (Ind/m^3) fue más alta en la zona superficial con un promedio de $6733 \text{ Ind}/\text{m}^3$ (70,15%), tendencia que se observa en las tres estaciones para la misma profundidad (superficie), en cuanto a las zonas media y profunda, la densidad fue menor con $1560 \text{ Ind}/\text{m}^3$ (2,27%) y $1905 \text{ Ind}/\text{m}^3$ (17,58%) respectivamente (Figura 5-12). Por otro lado, la variación horizontal muestra una densidad mayor en la zona de entrada o riberina (Estación 1), asociados con el máximo nivel de la cota del embalse, contrario a la estación de la presa (Estación 3) donde la densidad zooplanctónica fue menor (Tabla 5-6 y Figura 5-13).

Tabla 5-6. Promedio de Densidad (Ind/m^3) de zooplancton en el embalse la esmeralda

SEMANA	E1			E2			E3			Total general
	FON	MED	SUP	FON	MED	SUP	FON	MED	SUP	
S1	1192,8	906,3	7964,4	3575,0	937,0	12059,3	527,5	358,3	2311,1	4018,2
S2	1527,8	920,8	5840,4	555,6	266,7	1569,1	---	---	1944,4	2382,4
S3	833,3	912,7	1736,1	647,8	1545,2	7083,3	505,6	505,6	3177,8	2299,7
S4	937,0	1226,9	6555,6	505,6	491,7	533,3	714,3	950,0	3250,0	2284,1
S5	277,8	1444,4	883,3	950,0	2571,1	1472,2	283,3	392,6	5246,9	2059,0
S6	2885,6	1814,8	9416,7	820,2	600,0	2350,6	5864,4	1161,1	10133,3	4229,4
S7	1932,2	1704,4	9180,0	1629,6	515,9	5416,7	977,8	294,4	1492,9	3198,3
S8	---	1714,3	12543,3	2800,0	1504,2	7662,4	1266,7	794,4	9817,3	6022,0
S9	2888,9	2059,9	7512,0	2256,3	527,8	12076,8	1127,8	857,1	3903,7	4373,2
S10	5911,1	9780,0	11170,4	2700,0	918,3	10212,5	1222,2	1037,0	4564,8	5709,6
S11	2546,3	1583,3	14048,5	1750,0	1935,8	10200,0	1095,6	1764,3	3571,3	4713,0
S12	886,7	1586,7	13157,8	1299,1	500,0	13907,1	633,3	544,4	966,7	4830,3
S13	1159,8	2999,1	8533,3	740,7	395,4	4511,1	409,7	401,9	1753,5	2972,5
S14	7153,8	4451,3	10268,1	1212,8	917,8	12512,8	1191,9	921,2	3697,2	5391,0
S15	4056,8	3096,3	10902,4	4676,9	3456,8	9962,0	2148,1	1222,2	4641,0	5323,3
S16	7726,2	6118,5	9402,6	966,7	1944,4	9668,4	644,4	761,9	2383,3	5290,0

Figura 5-12. Variación Temporal y espacial vertical (profundidades) en la densidad (Ind/m^3) del ensamble zooplanktónico Embalse La Esmeralda (Promedio de densidad).

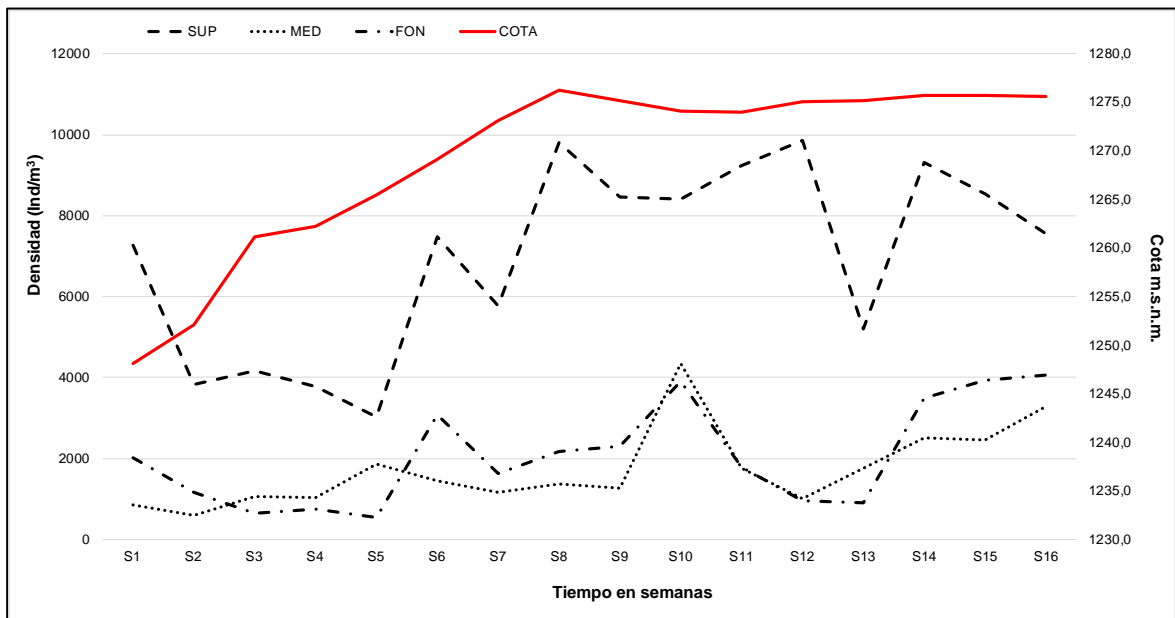
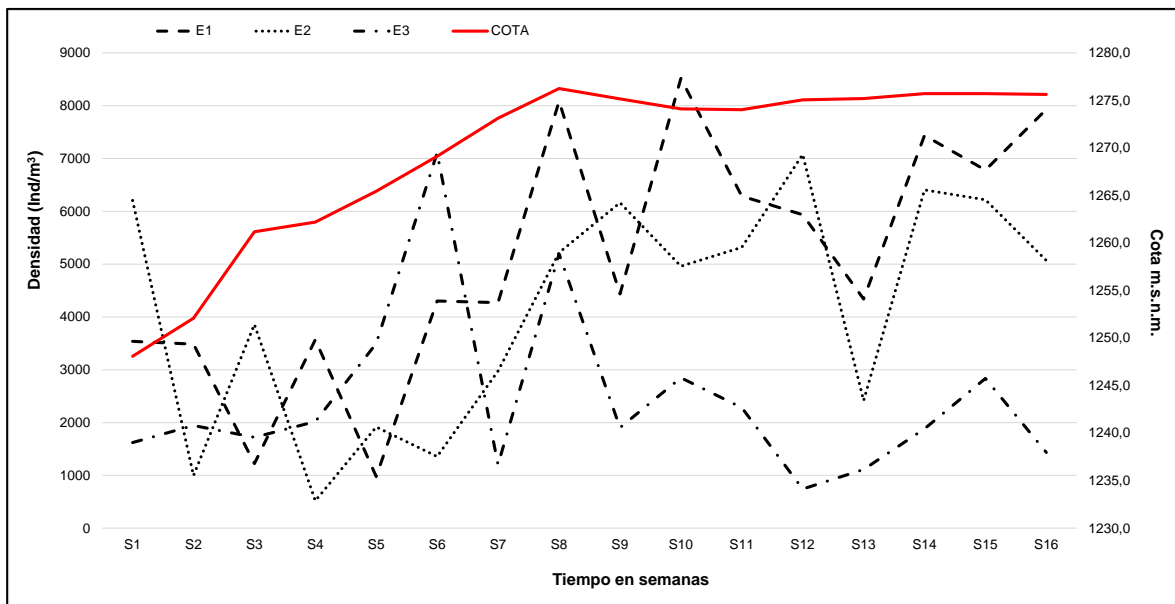


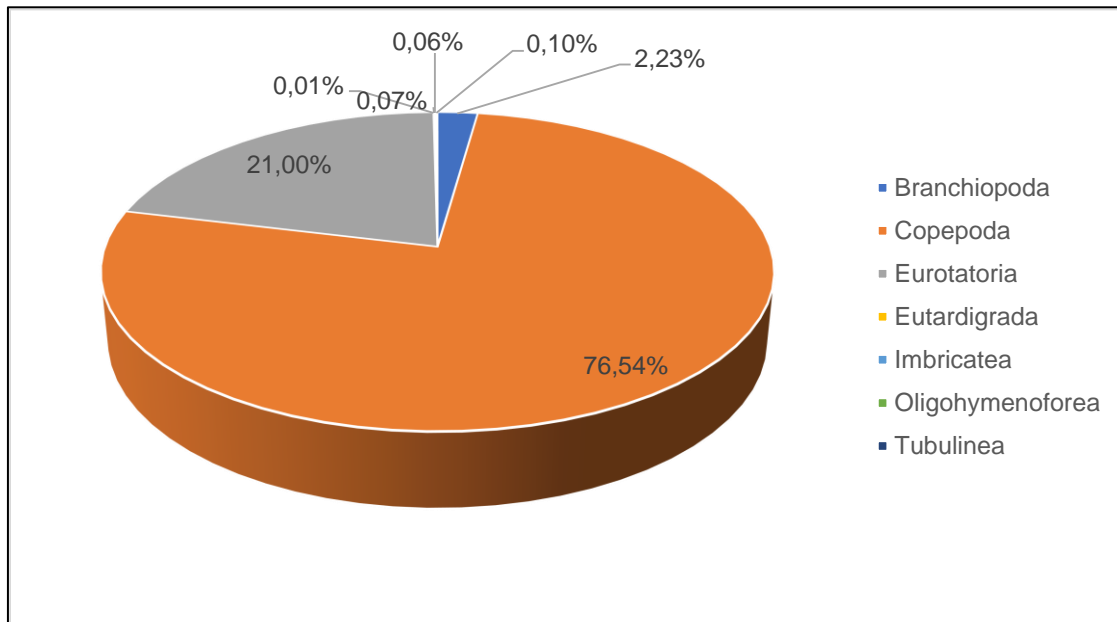
Figura 5-13. Variación Temporal y espacial horizontal (estaciones) en la densidad promedio (Ind/m^3) del ensamble zooplanktónico embalse la esmeralda.



Entre tanto y durante el aumento del nivel del embalse, la variación espacial (horizontal) las clases Copepoda (75,54%) y Eurotatoria (21%) presentaron mayor representatividad, respecto a Branchiopoda, Tubulinea, Imbricatea, Oligohymenoforea y Eutardigrada, que obtuvieron valores inferiores a 3% cada uno (Figura 5-14 y Figura 5-15).

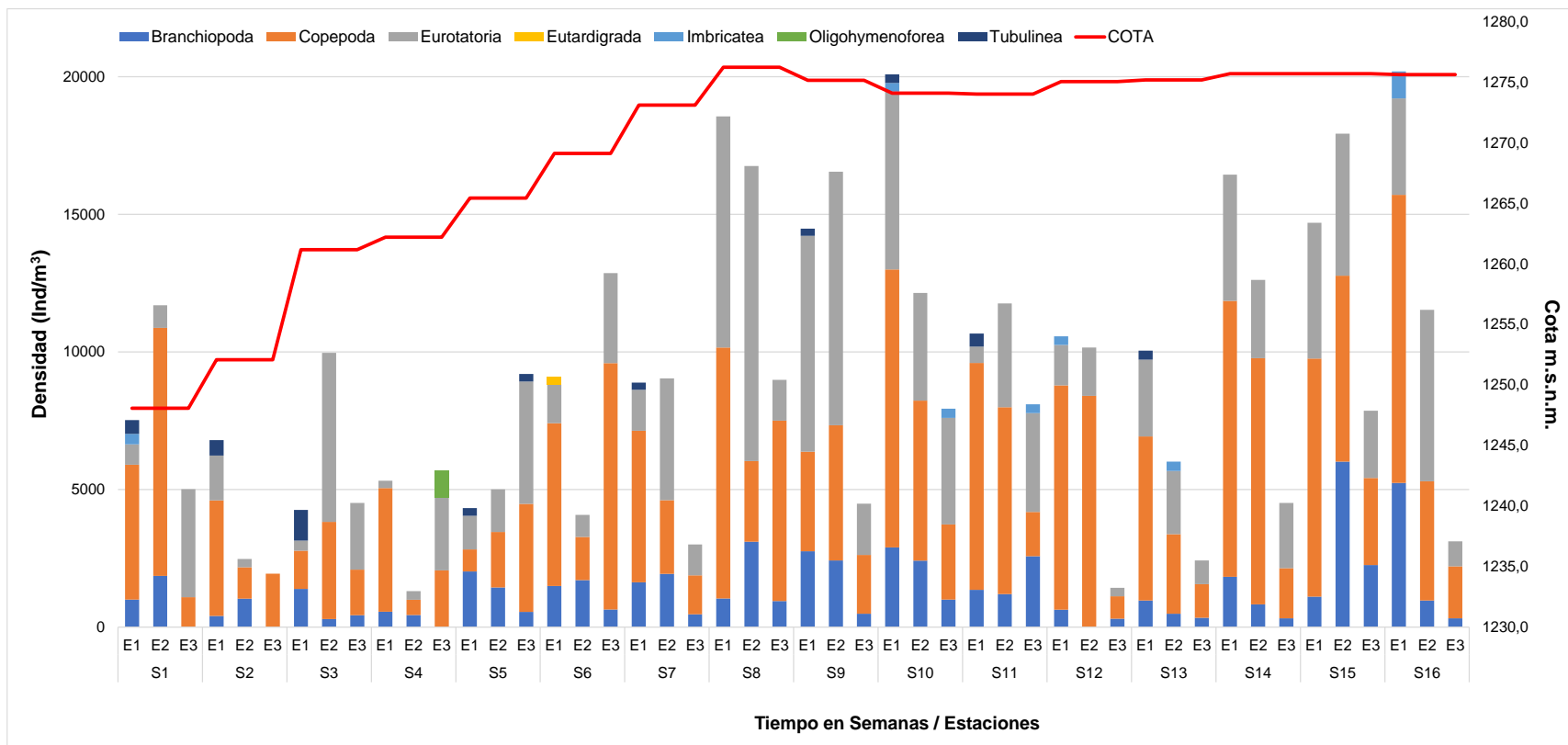
Respecto a los grupos con menor densidad durante el incremento de la cota, corresponden a Eutardigrada con *cf. Hypsibiidae* (0,01%), Oligohymenoforea con *Vorticella* sp. (0,06%), Imbricatea con las morfoespecies *cf. Cyphoderia* (0,06%), *Euglypha* sp. (0,01%) y *Trinema* sp. (0,05%); y Tubulinea con los taxa *Arcella* sp. (0,06%), *Centropyxis* sp. (0,02%), *cf. Apodera* sp. (0,01%) y *Diffflugia* sp. (0,01%) (Figura 5-14 y Figura 5-15).

Figura 5-14. Representatividad del ensamble zooplanctónico embalse La Esmeralda.

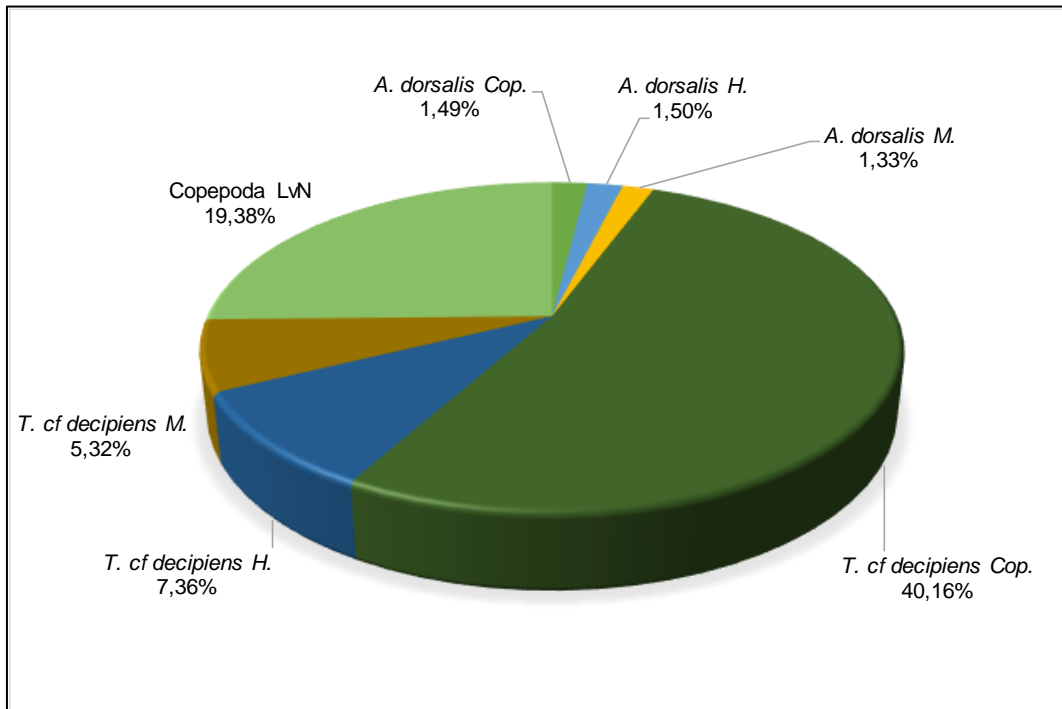
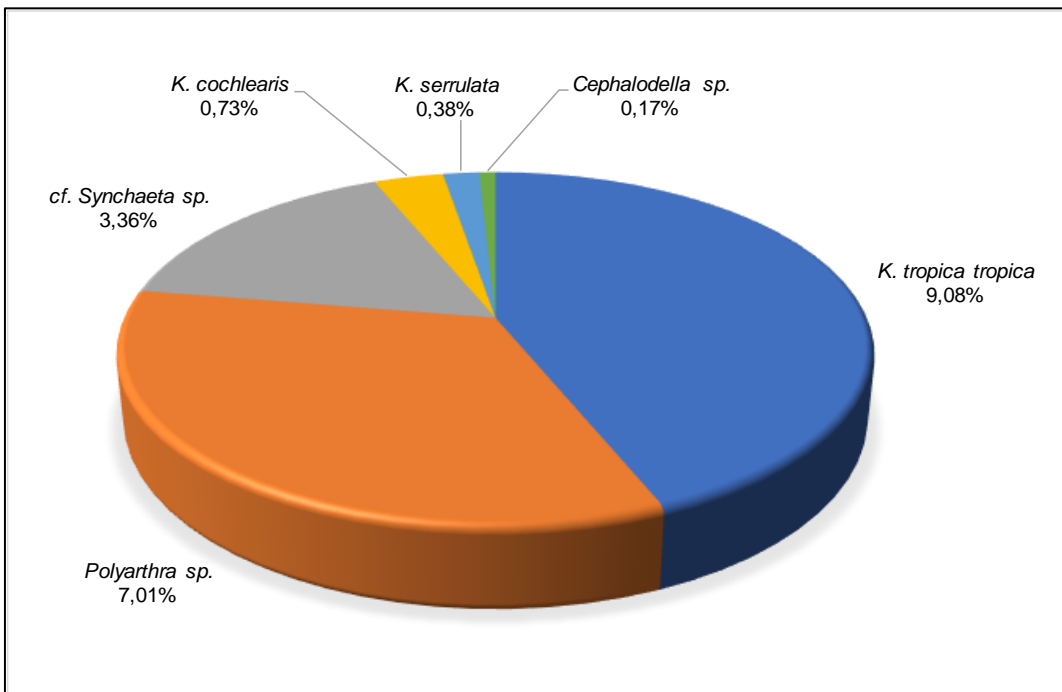


Por otro lado, la representatividad de los copépodos se refleja en la presencia de los estadios inmaduros de *Thermocyclops decipiens* (copepodito) y Larva Nauplio con 40,16% (14979 Ind/m³) y 19,38% (4582 Ind/m³) respectivamente (Figura 5-16), tanto en las tres estaciones como en el tiempo. En cuanto a los rotíferos, el mayor registro correspondió a *Keratella tropica tropica* (9,31% - 4864 Ind/m³), *Polyarthra* sp. (7,19% - 4359 Ind/m³) y *Synchaeta* sp. (3,36% - 3929 Ind/m³) (Figura 5-17).

Figura 5-15. Representatividad espacial horizontal del promedio de densidad del zooplancton en el embalse La Esmeralda.



*Se utilizó el promedio de densidad entre profundidades

Figura 5-16. Representatividad del orden Copepoda en el Embalse La Esmeralda.**Figura 5-17.** Representatividad del orden Ploima (phyllum Rotifera) en el Embalse La Esmeralda.

5.2.2.2 Estimación de Diversidad de Especies

El índice de diversidad de Shannon (H') mostró diferencias significativas entre fechas, aunque entre estaciones y profundidades no hubo diferencias estadísticamente significativas. El índice de Dominancia (D) mostró que no hubo diferencias significativas entre semanas, estaciones ni profundidades. Respecto al índice de Equidad (J), presentó diferencias estadísticamente significativas entre, fechas y profundidades (Tabla 5-7).

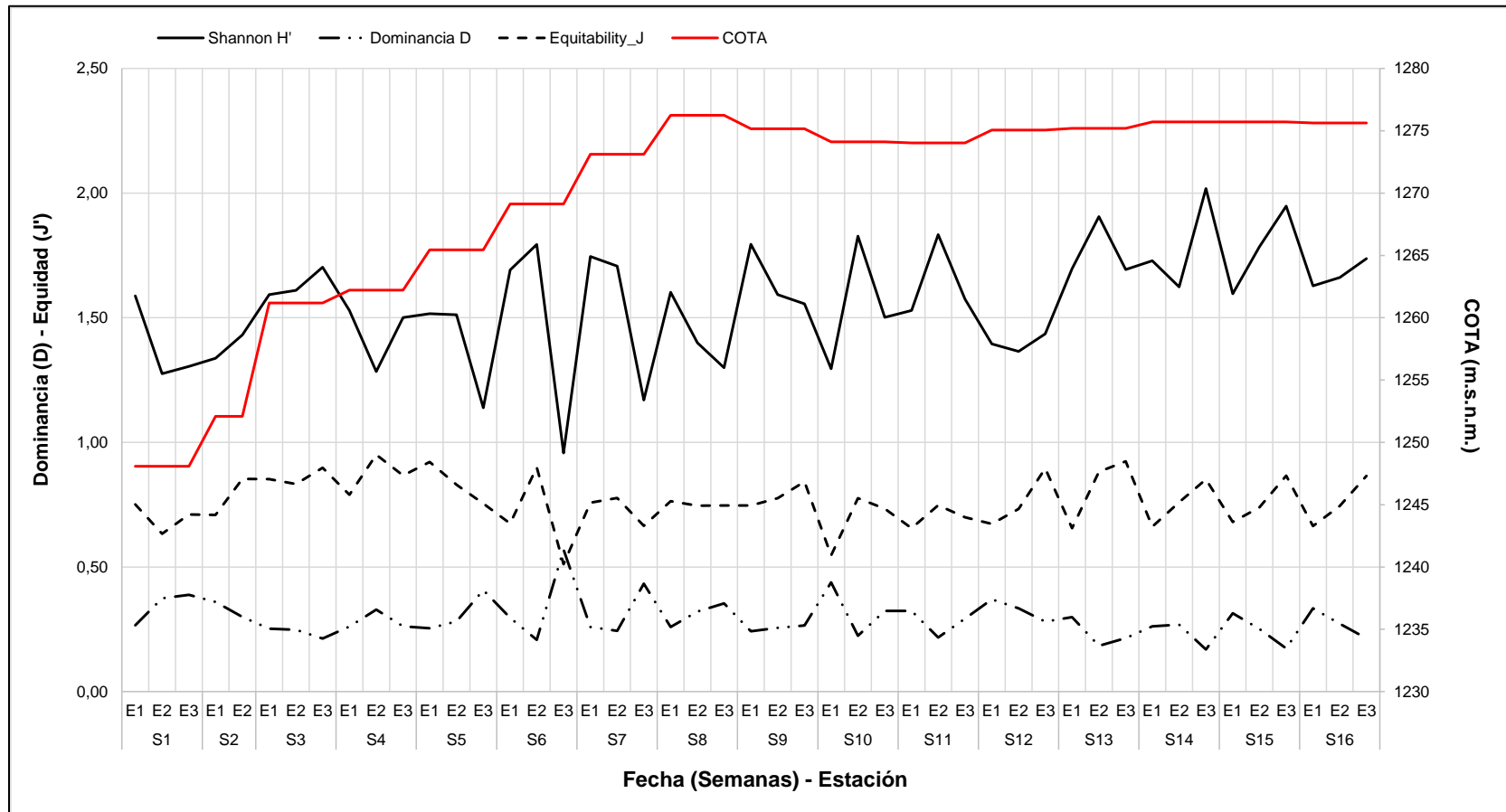
Tabla 5-7. Kruskal – Wallis los índices de diversidad de zooplancton en el embalse La Esmeralda.

Parámetros	Semana	Valor P	Estación	Valor P	Profundidad	Valor P
No. Individuos	42,03	<<0,01	32,00	<<0,01	120,86	<<0,01
Densidad (Ind/m3)	60,69	<<0,01	22,12	<<0,01	116,54	<<0,01
Biomasa(µg/m3)	15,08	0,45	35,39	<0,05	99,17	<0,05
Riqueza Específica S	42,97	<<0,01	14,85	<<0,01	26,05	<<0,01
Dominancia D	24,55	0,06	3,09	0,21	0,91	0,63
Shannon H	34,75	<<0,05	2,84	0,24	1,71	0,43
Equidad J'	26,67	<<0,05	12,62	<<0,05	27,57	<<0,01

La tendencia temporal para el comportamiento de la diversidad de Shannon fue variable; el registro más bajo se presentó durante la semana 6 en la estación 3 con 0,96 nats/Ind, diferente a lo observado en las demás fechas en cada una de las estaciones, donde se obtuvieron registros entre 1,14 nats/Ind y 2,02 nats/Ind. Durante gran parte del tiempo de aumento de la cota, los registros para Shannon mostraron valores mayores a 1,50 nats/Ind; sin embargo, en las semanas en las que se alcanzó la cota máxima se observaron valores entre 1,62 nats/Ind y 2,02 nats/Ind (**Figura 5-18**). De acuerdo con lo descrito por (Magurran, 2004) los resultados obtenidos para el embalse reflejan que el ensamble zooplanctónico tiene entre valores bajos a relativamente medios de diversidad.

El índice de Dominancia (D) y de Equidad (J), presentaron fluctuaciones tanto temporales como espaciales (horizontal), de esta forma se observó que el primer atributo arrojó valores entre 0,17 y 0,44, sin embargo, durante la semana 6 en la zona de presa (Estación 3) el registro fue de 0,57; en cuanto al segundo, los resultados estuvieron entre 0,51 y 0,91 (**Figura 5-18**). De acuerdo con esto, durante el estudio del embalse, en general el ensamble zooplanctónico presentó distribución de abundancias equitativas, excepto para

lo observado en la zona de presa (Estación 3) en la semana 6, en la que la proporción de densidades fue heterogénea, reflejando dominancia de una de las morfoespecies.

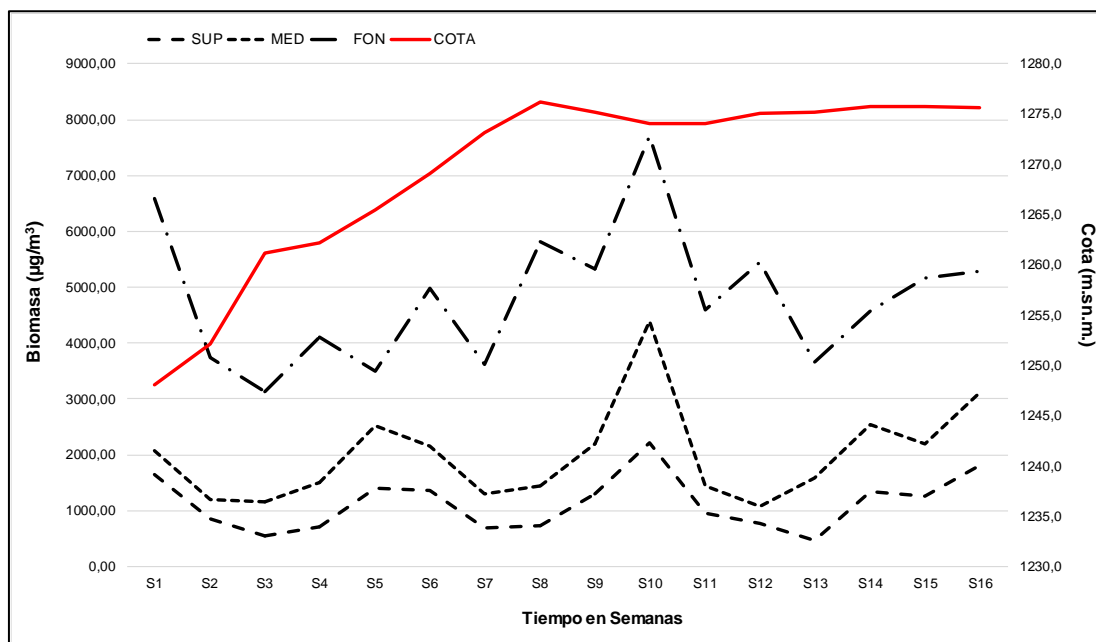
Figura 5-18. Índices de diversidad del ensamble zooplanctónico presente en el Embalse La Esmeralda. (Promedios de profundidad)

5.2.2.3 Estimación de Biomasa

Para la biomasa no existen diferencias estadísticamente significativas entre fechas (K-W=15,08; $p=0,45$; $nc=95\%$), sin embargo, si hubo diferencias significativas entre estaciones (K-W=35,39; $p<0,05$; $nc=95\%$) y profundidades (K-W=99,17; $p<0,05$; $nc=95\%$).

De acuerdo con esto, a partir del nivel mínimo (1248,1 m.s.n.m.) el contenido de biomasa se mantuvo bajo para las profundidades superficie y media, con un leve aumento durante la semana 10, a una cota de 1274 m.s.n.m. donde registraron valores de 2211,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 2172,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Sin embargo, se observa variación en la biomasa durante el aumento del nivel del embalse (Figura 5-19).

Figura 5-19. Variación Temporal y espacial vertical (profundidades) en promedio de la biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) del ensamble zooplanctónico Embalse La Esmeralda.

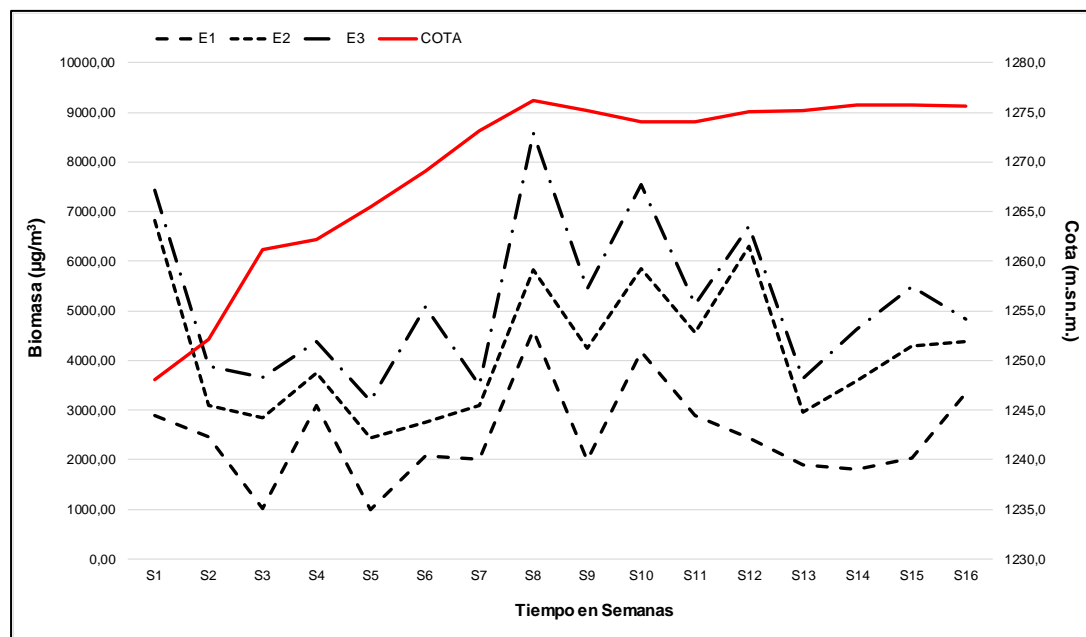


Por otro lado, aunque hubo diferencias significativas entre estaciones, el comportamiento en términos temporales es similar, destacando un mayor registro durante la primera semana con 2886,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la Estación 1 (Zona de entrada), 3934,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la Estación 2 (transición) y 607,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la Estación 3 (Presa); en tanto, en las semanas 3 y 7 se observaron menores registros de biomasa (Figura 5-20).

Así mismo, se observó que para las tres estaciones en la semana 8, la biomasa alcanzó los mayores registros de biomasa (Figura 5-20), por parte de los copepoditos *T. cf. decipiens* con 9927,5 mg/m³ en la Estación 1 (entrada), 2328,4 mg/m³ en la Estación 2 (transición) y 8001,8 mg/m³ en la Estación 3 (presa).

De igual forma, el mayor aporte de biomasa durante el aumento de la cota fue por el copepodito Cyclopoida *T. cf. decipiens* con un promedio de 4573 µg/m³, el Calanoida *A. dorsalis* Hembra con 4315,8 µg/m³ y la Hembra Cyclopoida *T. cf. decipiens* con 4158,7 µg/m³, que a su vez fueron más representativos en la Estación 1 (entrada) (Figura 5-21), al igual que en la zona superficial (Figura 5-22).

Figura 5-20. Variación Temporal y espacial horizontal (Estaciones) en el promedio de la biomasa (µg/m³) del ensamble zooplanctónico Embalse La Esmeralda



Con relación a los rotíferos, presentaron menor registro de biomasa respecto a los copépodos. De esta forma, durante el aumento en el nivel de la cota del embalse *cf. Synchaeta* sp. representó mayor aporte de biomasa por parte de los rotíferos en la Estación 2 (transición) con 2364,6 µg/m³; seguido de *K. tropica tropica* (633,3 µg/m³) y *Polyarthra* sp. (308,3 µg/m³); en cuanto a los otros representantes su aporte fue poco significativo con registros inferiores a 50 µg/m³ (Figura 5-21).

Figura 5-21. Distribución espacial (horizontal) de la biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de morfoespecies zooplancónicas presentes en el Embalse La Esmeralda

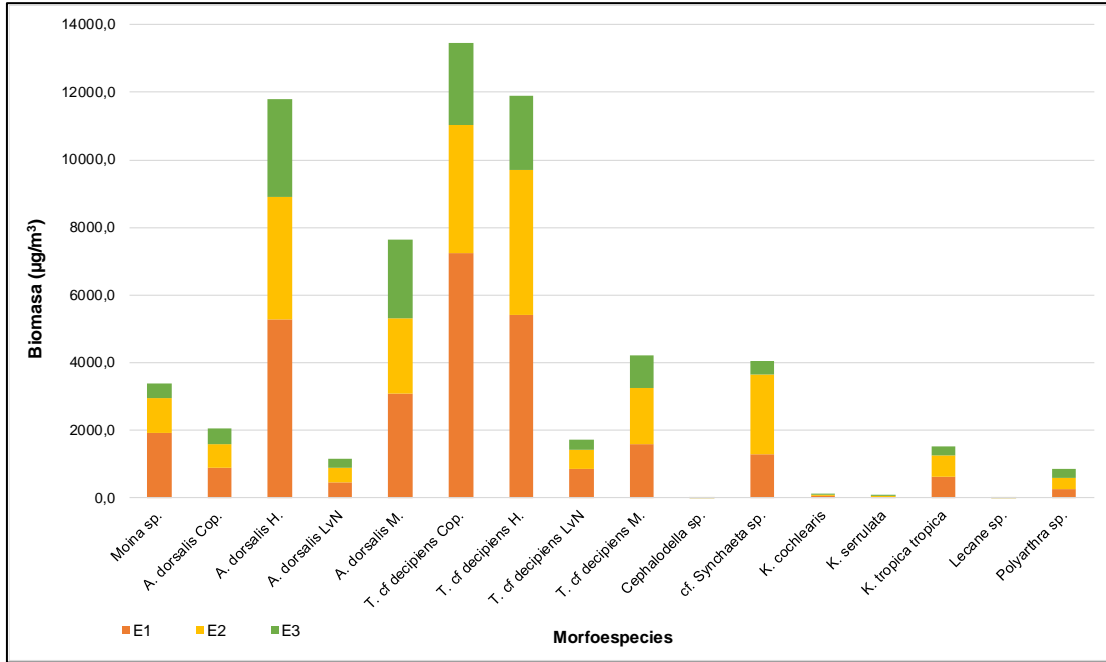
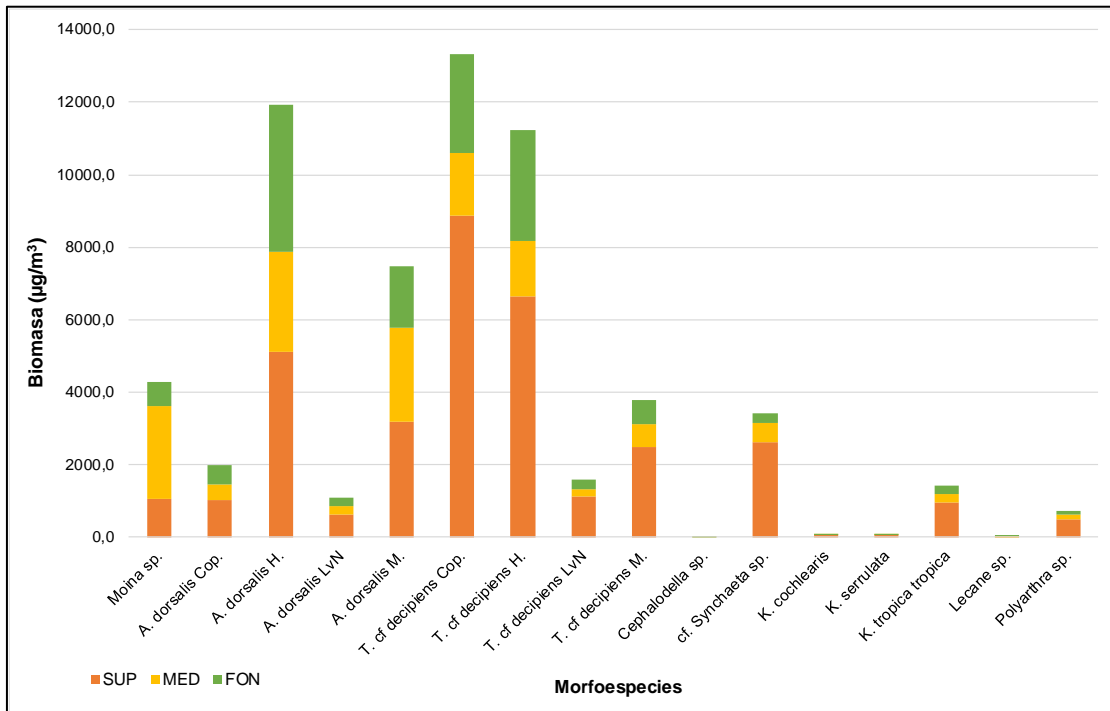


Figura 5-22. Distribución espacial (vertical) de la biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de morfoespecies zooplancónicas presentes en el Embalse La Esmeralda



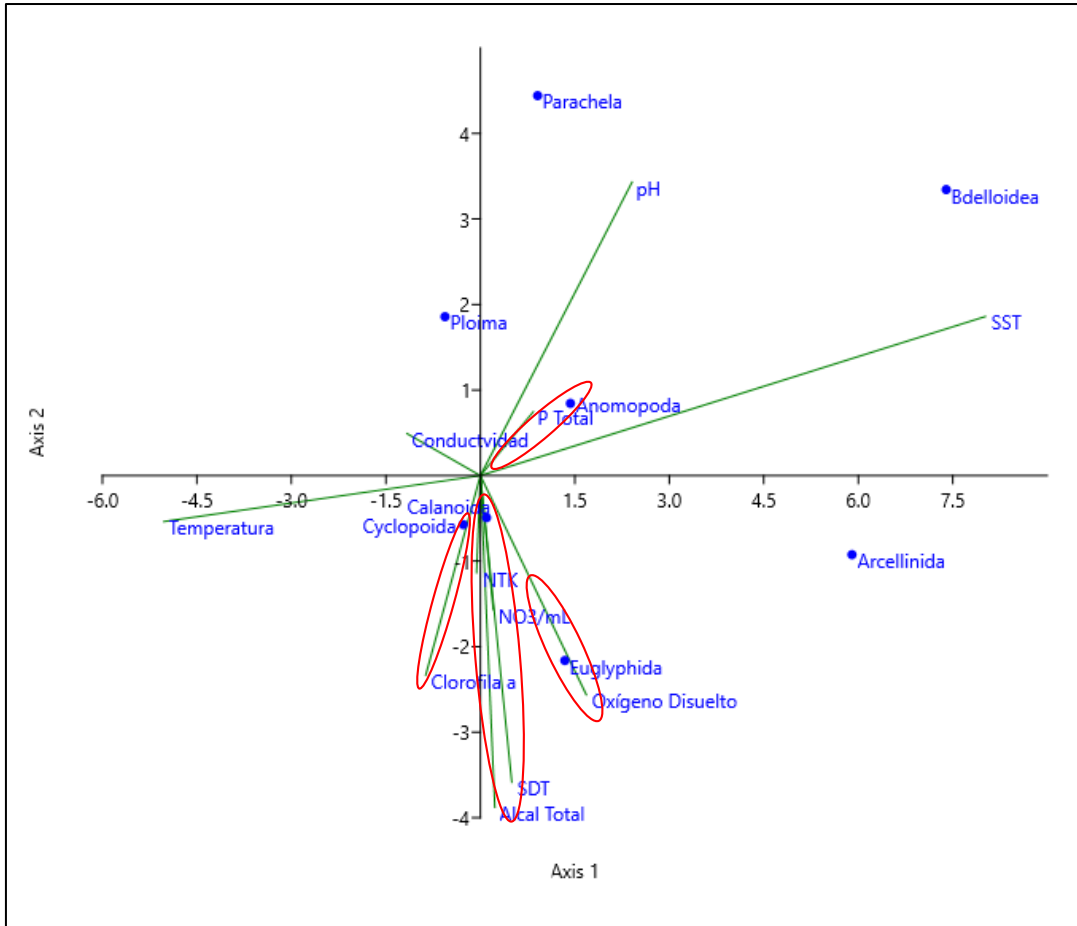
5.2.3 Relación entre variables ambientales y la estimación de densidad zooplanctónica

Para la Estación 1 o zona de entrada (riberina), el ACC mostró varianza acumulada del 70,41% de los cuales 41,66% se asocian con el primer eje y 28,75% en el segundo; donde se observaron varias asociaciones entre las variables. Los copépodos de los órdenes Calanoida y Cyclopoida mostraron una relación directa sobre el eje vertical negativo con la mayoría de estas variables. En el mismo eje, el orden Euglyphida mostró asociación con el oxígeno disuelto. El cladócero del orden Anomopoda (*Moina*) reflejó una relación positiva con el Fósforo Total (Figura 5-23).

Por otra parte, el orden Bdelloidea presentó asociación inversa con los registros de temperatura, y directa con la alta concentración de sólidos suspendidos totales y el pH que presentó tendencia neutra. Los rotíferos del orden Ploima también mostraron asociación inversa con las variables Clorofila "a", Sólidos Disueltos Totales, Alcalinidad Total, Nitrógeno de Kjeldahl y Oxígeno Disuelto (Figura 5-23).

Respecto al orden Parachela (Tardigrada), mostró asociación inversa con las variables Clorofila "a", Sólidos Disueltos Totales, Alcalinidad Total, NTK, Nitratos (NO_3) y oxígeno disuelto. Las tecamebas del orden Arcellinida, reflejaron asociación inversa con la conductividad (Figura 5-23).

Figura 5-23. Relación entre las variables ambientales y la densidad del zooplancton en la Estación 1 (zona de entrada) del Embalse La Esmeralda.

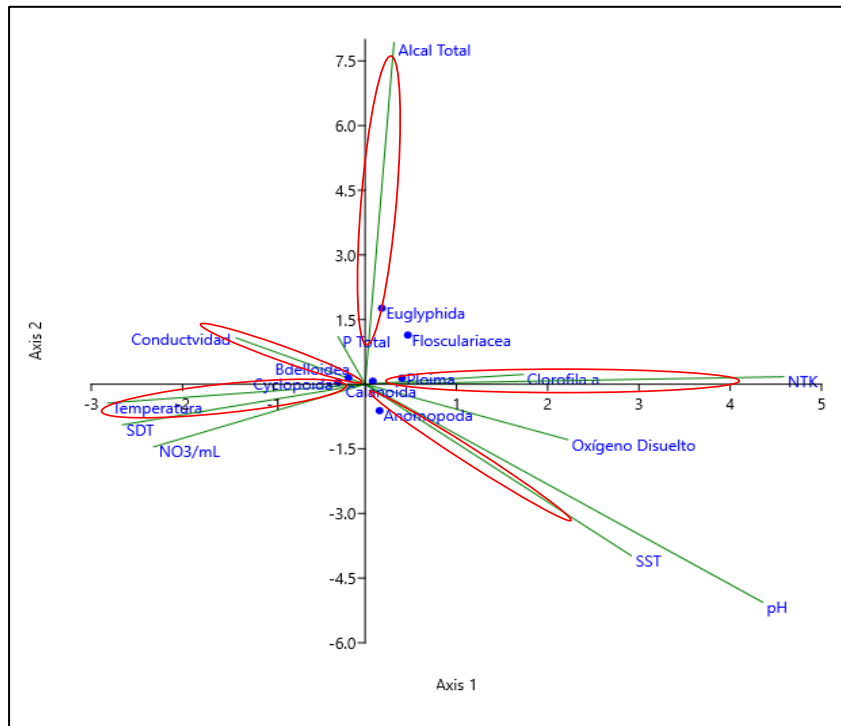


En la Estación 2 (zona de transición) la varianza acumulada fue de 68,97%, donde el 1er eje explicó el 42,38% y el segundo 26,59% de la varianza de los datos. Se observaron cinco (5) asociaciones. La primera muestra afinidad de los rotíferos *Bdelloidea* con la conductividad, y los del orden *Ploima* con la Clorofila "a" y NTK. Respecto a los copépodos, los *Cyclopoida* mostraron fuerte relación negativa con la Temperatura, Conductividad y los SDT; en cuanto a los *Calanoida* mostraron relación positiva con la Alcalinidad Total, Clorofila "a", NTK y OD.

El cladócero del orden *Anomopoda* mostró relación con los Sólidos Suspendidos Totales. En cuanto a *Euglyphida* y *Flosculariaceae* se asociaron de forma positiva con la Alcalinidad Total; sin embargo, los organismos del orden *Flosculariaceae* también mostraron

asociación inversa con los nitratos (NO_3), Sólidos Disueltos Totales y Temperatura (Figura 5-24).

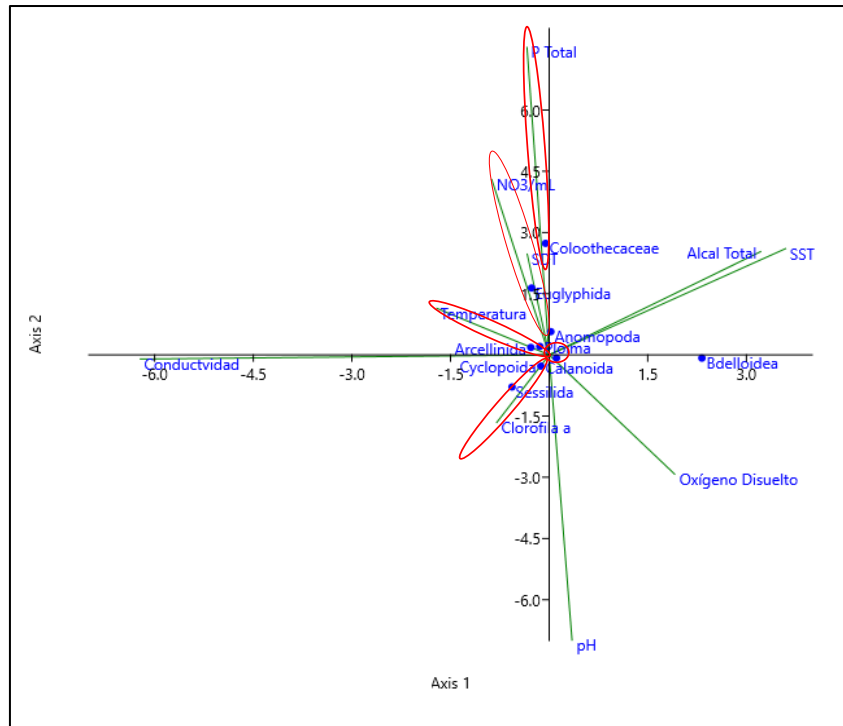
Figura 5-24. Relación entre las variables ambientales y la densidad del zooplancton en la Estación 2 (zona de transición) del Embalse La Esmeralda.



Para la Estación 3 (zona de presa) la varianza acumulada fue de 73,37%, el primer eje explicó el 44,87% y el segundo el 28,5% de la varianza de los datos. En este lugar se evidenciaron varias asociaciones, la primera muestra relación positiva entre organismos del orden Euglyphida NO_3 y SDT. El segundo agrupó Collothecacea con el Fósforo Total de forma positiva e inversa con el pH. Las amebas del Orden Arcellinida y los rotíferos Ploima presentaron relación directa con la Temperatura.

En cuanto a los copépodos Cyclopoida y el Tardígrado del orden Sessilida mostraron asociación negativa con la Clorofila "a". Respecto a los copépodos Calanoida asociación positiva con la Alcalinidad Total, SST y OD. Por otro lado, los rotíferos Bdelloidea mostraron relación inversa con la Conductividad, Temperatura y Clorofila "a" (Figura 5-25).

Figura 5-25. Relación entre las variables ambientales y la densidad del ensamble zooplanctónico en la Estación 3 (zona de presa) del Embalse La Esmeralda.



5.2.4 Relación entre índices de estado trófico y la estimación de densidad zooplanctónica

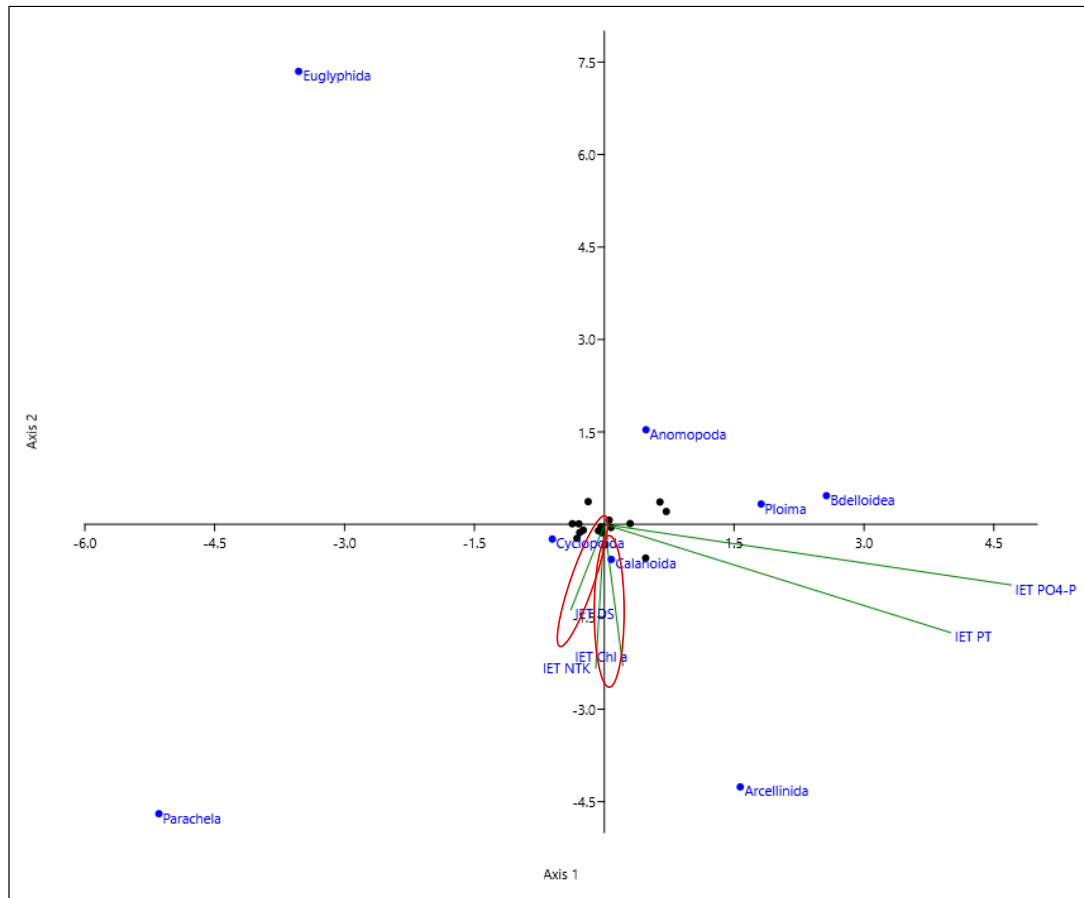
Para establecer la relación entre el índice de estado trófico (IET) y la densidad zooplanctónica durante el llenado del embalse, los dos primeros ejes del ACC explican el 85,72% de la varianza de los datos, el primer eje con 62,15% y el segundo con 23,57%.

De acuerdo con esto en la Estación 1, se observó que los copépodos del orden Calanoida presentaron relación directa de forma negativa con IET-Chla e IET-NTK. Los Cyclopoida con el IET-DS y una asociación inversa con los IET-PT e IET-PO4 (Figura 5-26).

Por otro lado, los órdenes Ploima y Bdelloidea mostraron asociación con el IET-PO4, aunque junto con los cladóceros Anomopoda presentaron relación inversa con el IET-Ds, IET-NTK e IET-Chla.

Los protozoos del orden Arcellinida presentaron poca asociación con el IET-Chla. A diferencia de los órdenes Euglyphida y Parachela (Tardigrada) que no mostraron relación directa con alguno de los índices (Figura 5-26).

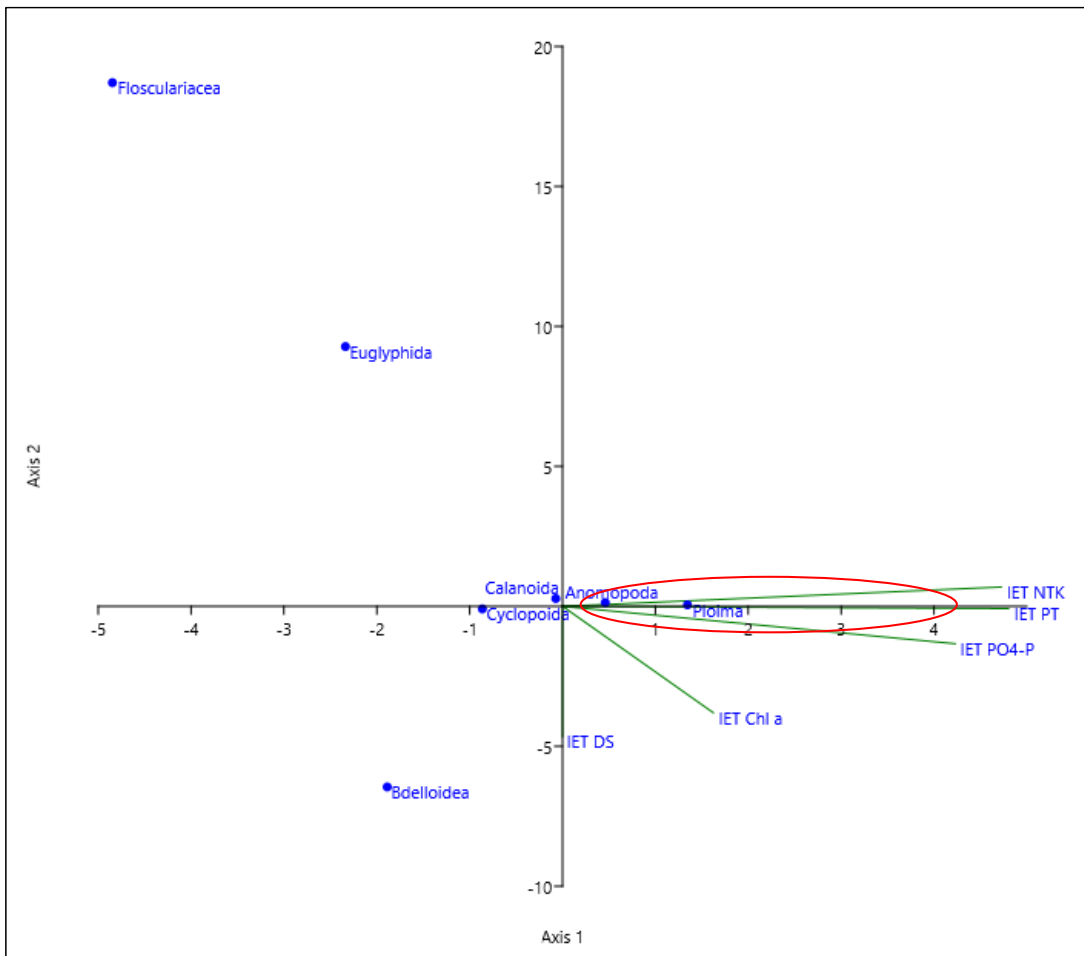
Figura 5-26. Relación entre los índices de estado trófico (IET) y la densidad del ensemble zooplanctónico en la Estación 1 (zona de entrada) del Embalse La Esmeralda.



En la Estación 2 o zona de transición, los índices de estado trófico (IET) y la densidad del ensemble zooplanctónico, explicaron las 2das pruebas del 95,52% de la varianza de los datos. De acuerdo con esto, la relación entre los órdenes Anomopoda y Ploma con los IET-NTK, IET-PT e IET-PO₄. En cuanto a los copépodos, tanto Calanoida, mostraron relación negativa con el IET-Chla, e inversa con el IET-Ds. Los Cyclopoida presentaron relación inversa con los IET-NTK, IET-PT e IET-PO₄.

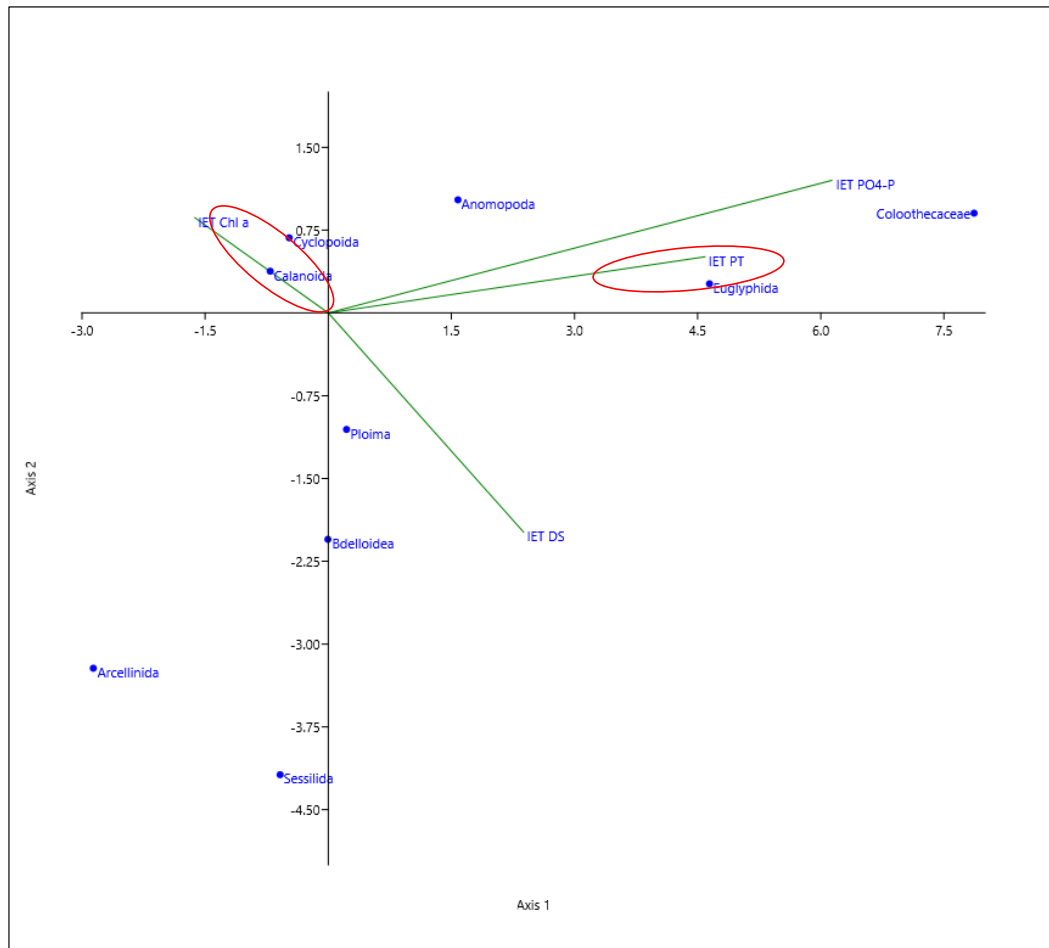
Los órdenes Bdelloidea, Euglyphida y Flosculariaceae presentaron relación inversa con el IET-Chla, IET-NTK, IET-PT, IET- PO₄ y IET-Ds. Los órdenes Coloothecacea y Anomopoda se asociaron positivamente con el IET-PO₄ (Figura 5-27).

Figura 5-27. Relación entre los índices de estado trófico (IET) y la densidad del ensamblaje zooplanctónico en la Estación 2 (zona de transición) del Embalse La Esmeralda.



En la Estación 3 (zona de presa), la varianza de los datos de la asociación entre la densidad de zooplancton y los IET fue del 94,66%, expresado en dos ejes con acumulación del 61,14% en el primero y 33,52% en el segundo. De acuerdo con esto, los copépodos Cyclopoida y Calanoida mostraron relación negativa con el IET-Chla e inversa con el IET-Ds. Las amebas del orden Euglyphida presentaron relación positiva con el IET-PT, al igual que los órdenes Arcellinida, Anomopoda y Coloothecaceae con el IET- PO₄.

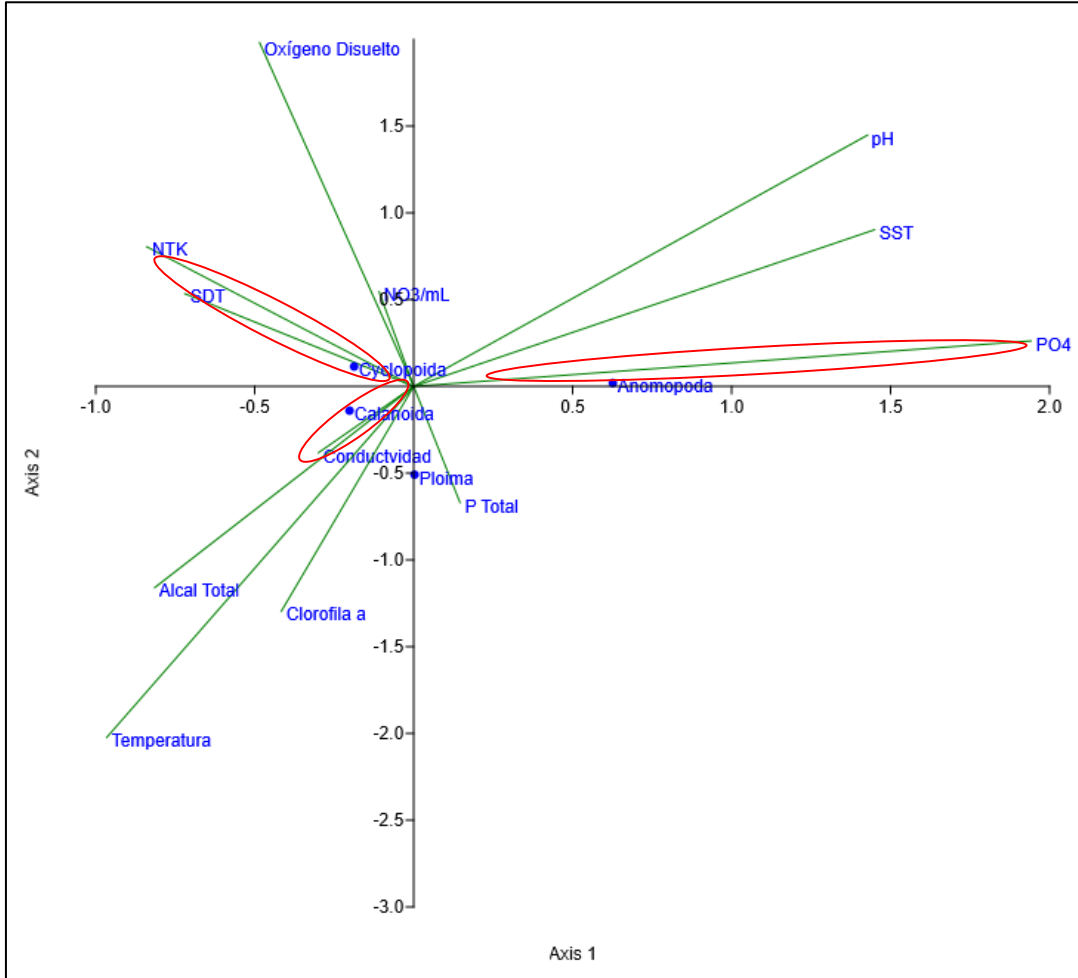
Figura 5-28. Relación entre los índices de estado trófico (IET) y la densidad del ensamble zooplanctónico en la Estación 3 (zona de presa) del Embalse La Esmeralda.



5.2.5 Relación entre variables ambientales y la biomasa zooplanctónica

El ACC que muestra la relación entre las variables ambientales y la biomasa zooplanctónica, en la Estación 1 (Zona de Entrada) mostró una distribución de varianza de los datos del 92,49% explicados por dos ejes, el primero con 77,51% y el segundo con 14,98%. Donde los Cyclopoida se asociaron con SST y NTK. Los Anomopoda con PO_4^- ; y los Calanoida se relacionaron con la conductividad y Alcalinidad Total. Respecto a los rotíferos del orden Ploima, aunque no se asociaron directamente con alguna de las variables, mostraron cercanías con Fósforo Total y relación inversa con el Oxígeno Disuelto y los Nitratos (NO_3) (Figura 5-29).

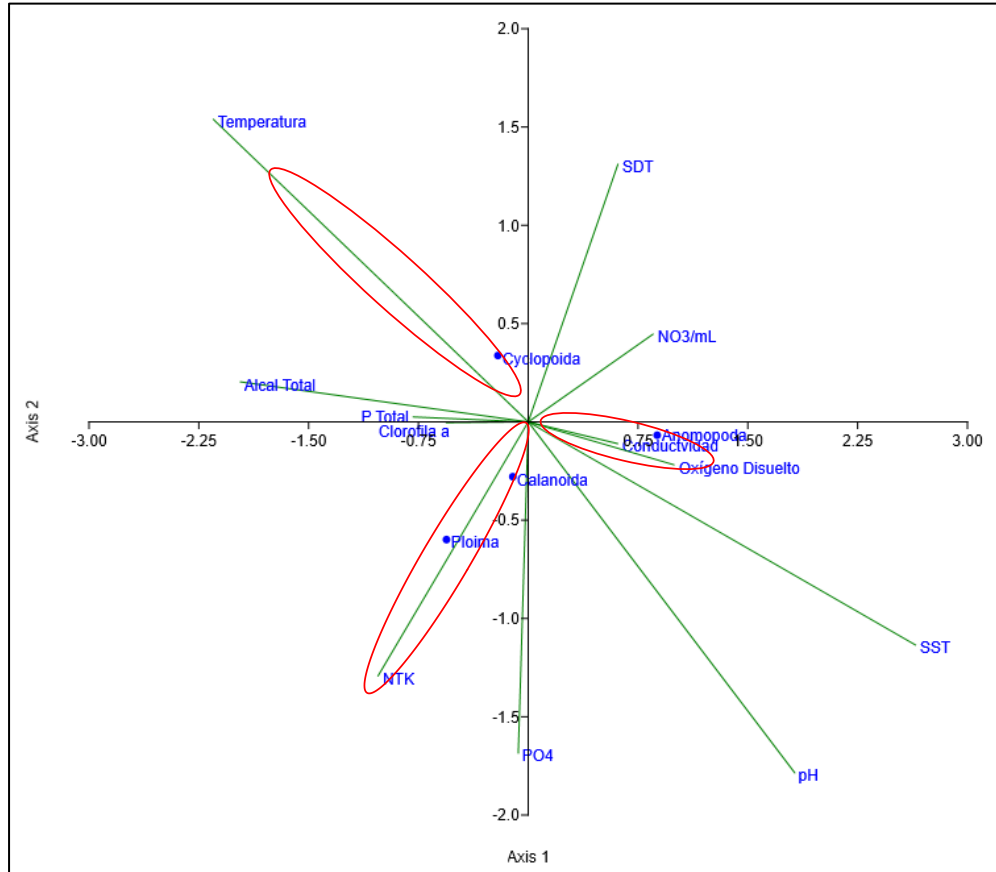
Figura 5-29. Relación entre las variables ambientales y la biomasa zooplanctónica en la Estación 1 (zona de entrada) del Embalse La Esmeralda.



En la Estación 2 (zona de transición), la distribución de varianza de los datos fue de 86,38% reflejada en dos ejes, el primero con 56,94% y el segundo con 29,44%. Los Cyclophorida se asociaron directamente con la Temperatura, e inversamente con la Conductividad, Oxígeno Disuelto, Sólidos Suspendedos Totales y pH. Los copépodos Calanoida y rotíferos Ploima mostraron relación negativa directa con NTK, e inversa con los Sólidos Disueltos Totales y los Nitratos (NO₃) (Figura 5-30).

Los cladóceros del orden Anomopoda mostraron relación positiva con la conductividad y el Oxígeno Disuelto; además presentó asociación inversa con la Clorofila "a", Fósforo Total y Alcalinidad Total (Figura 5-30).

Figura 5-30. Relación entre las variables ambientales y la biomasa zooplanctónica en la Estación 2 (zona de transición) del Embalse La Esmeralda.

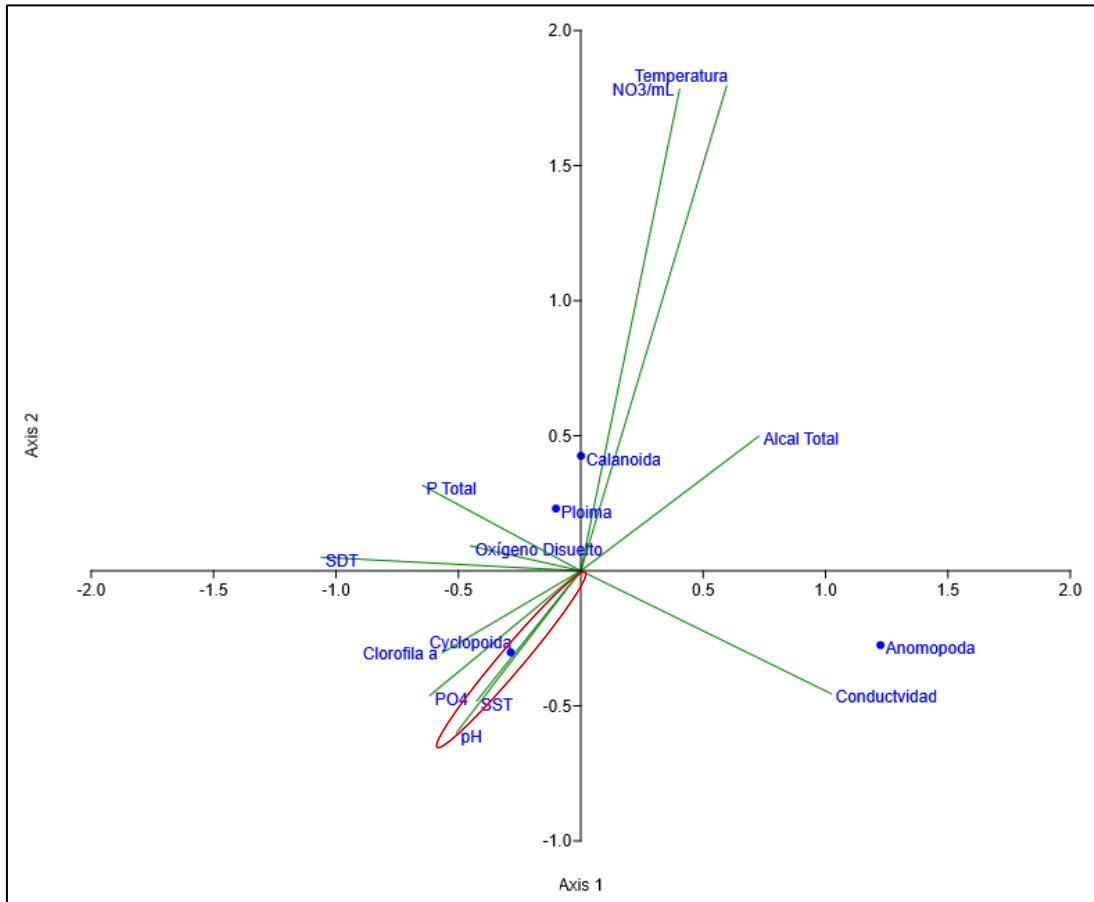


Para la Estación 3 (zona de presa) la distribución de varianza de los datos fue de 90,49%, expresada en dos ejes; el primero con 57,48% y el segundo con 33,01%. Los Cyclopoida se asociaron con PO_4^- , SST y pH, aunque mostraron relación inversa con la Temperatura, Nitratos (NO_3) y Alcalinidad Total. Los Anomopoda se relacionaron positivamente con la Conductividad, e inversamente con los Sólidos Disueltos Totales, Oxígeno Disuelto y Fósforo Total (Figura 5-31).

Los copépodos Calanoida mostraron cercanía positiva con NO_3^- y Temperatura, además mostraron asociación inversa con las variables Sólidos Suspendidos Totales, pH, PO_4 y Clorofila "a". Por otro lado, los rotíferos del orden Ploima, aunque no presentaron asociación directa con alguna de las variables, se acercaron al Fósforo Total y NO_3^- ,

aunque reflejaron relación inversa con la Conductividad, Sólidos Suspendidos Totales, pH, PO_4 y Clorofila "a" (Figura 5-31).

Figura 5-31. Relación entre las variables ambientales y la biomasa zooplanctónica en la Estación 3 (zona de presa) del Embalse La Esmeralda.



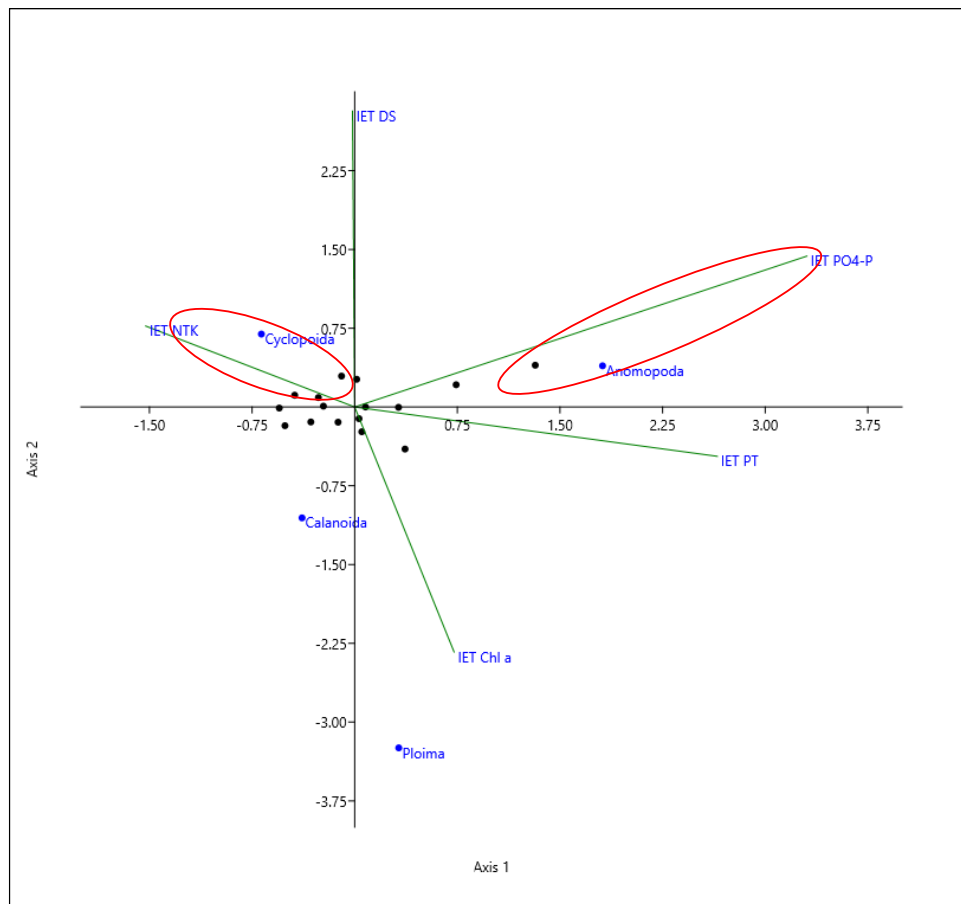
5.2.6 Relación entre índices de estado trófico y la biomasa zooplanctónica

La relación entre el estado trófico y la biomasa zooplanctónica se muestra por el ACC, que en la Estación 1 (zona de entrada) la acumulación de varianza de los datos fue de 99,61%, de los cuales 81,34% se reflejan en el primer eje y 18,27% en el segundo. De acuerdo con esto, se observó que los copépodos Calanoida presentaron relación inversa con las variables IET-Ds e IET- PO_4 . Los rotíferos del orden Ploima mostraron relación positiva con

el IET-Chla (Clorofila "a"), aunque se observó asociación inversa con el IET-Ds (Figura 5-32).

Los copépodos Cyclopoida presentaron asociación negativa con el IET-NTK; y relación inversa con el IET-PT e IET-Chla. Los Anomopoda mostraron relación positiva con el IET-PO₄-P y con el IET-PT, además presentó asociación inversa con el IET-NTK (Figura 5-32).

Figura 5-32. Relación entre los IET y la biomasa zooplanctónica en la Estación 1 (zona de entrada) del Embalse La Esmeralda.

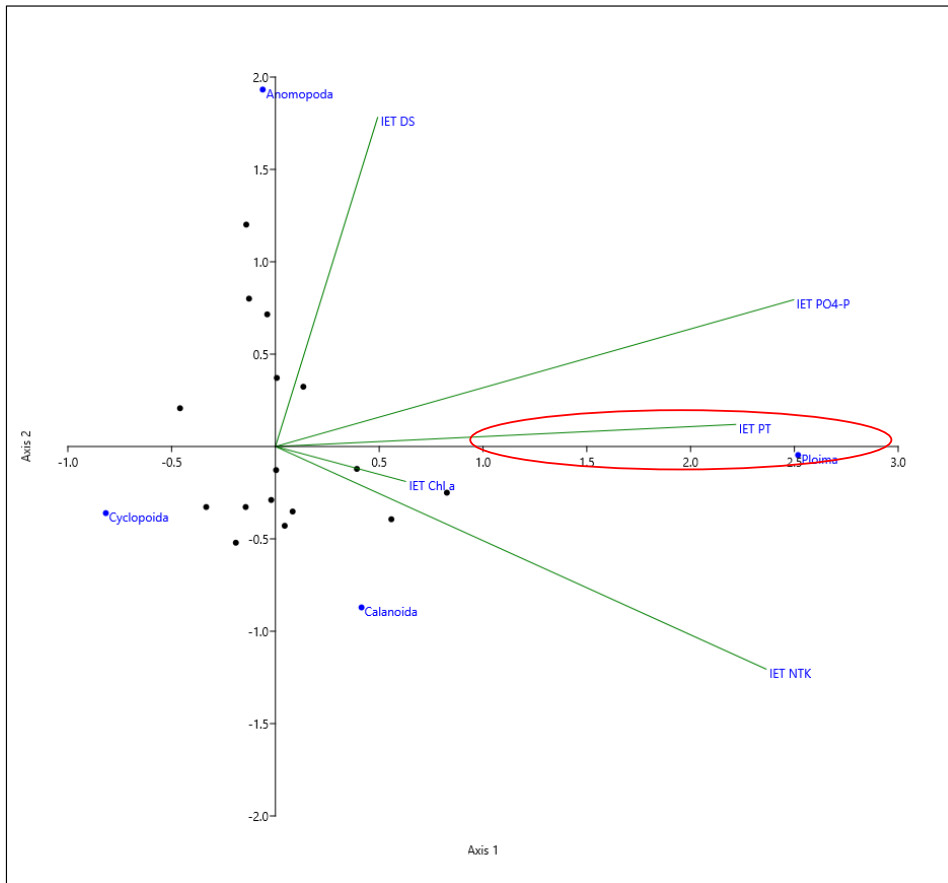


En la Estación 2 (transición), la distribución de varianza de los datos fue del 86,17%. En el primer eje con 54,72% y el segundo con 31,45%. Se observó asociación positiva de los rotíferos Ploima con IET-PT e IET-Chla (Clorofila "a"), aunque también presentaron relación positiva no directa con los IET-PT e IET-NTK. Los cladóceros del orden Anomopoda mostraron cercanía con IET-Ds (Disco Secchi – Transparencia). Los

copépodos Cyclopoida mostraron asociación inversa con los IET-Ds, IET-PO₄-P, IET-PT, IET-Chla e IET-NTK (Figura 5-33).

En cuanto a los Calanoida, aunque no presentaron relación directa con alguna de las variables, se evidenció una leve asociación positiva con el IET-NTK, además otras asociaciones inversas con los IET-Ds e IET- PO₄-P (Figura 5-33).

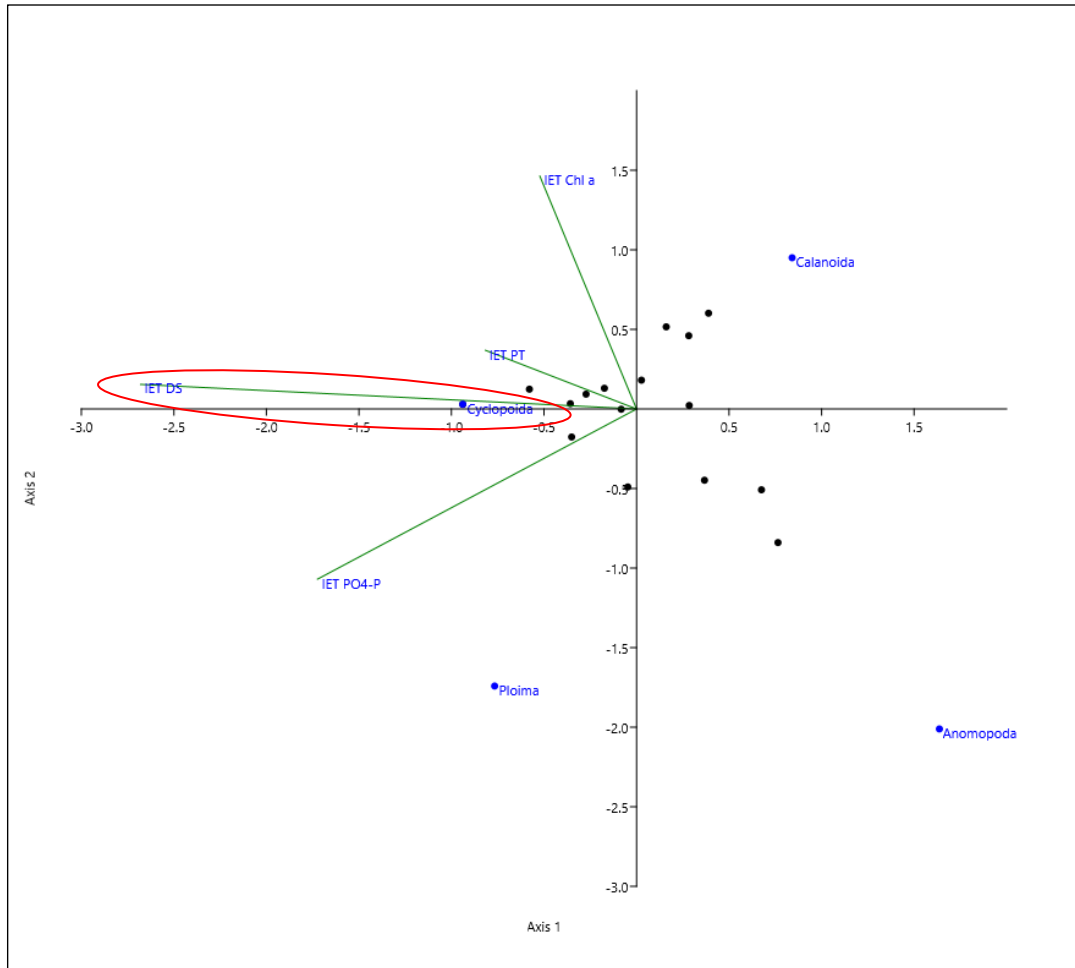
Figura 5-33. Relación entre los IET y la biomasa zooplanctónica en la Estación 2 (zona de transición) del Embalse La Esmeralda.



En la Estación 3 (presa) la distribución de varianza de los datos fue del 93,25%, de los cuales 57,36% se reflejan en el primer eje y 35,89% en el segundo. Los copépodos Cyclopoida presentaron relación negativa directa con el IET-Ds, además mostró asociación negativa con IET-PT (Figura 5-34).

Los rotíferos del orden Ploima mostraron asociación negativa con el IET- PO₄-P, e inversa con los IET-PT e IET-Chla. Respecto a los ordenes Calanoida y Anomopoda presentaron relación inversa con los IET-Chla, IET-PT, IET-Ds e IET- PO₄-P (Figura 5-34).

Figura 5-34. Relación entre los IET y la biomasa zooplancónica en la Estación 3 (zona de presa) del Embalse La Esmeralda.



5.3 Comparación temporal 2007 vs. 2022

5.3.1 Entorno Ambiental

La comparación los resultados obtenidos en los años 2007 y 2022, mostraron diferencias significativas para las variables ambientales excepto en Temperatura ($t=-1,94$; $p=0,06$; $nc=95\%$).

El embalse mostró variación en el pH, conductividad y oxígeno disuelto tanto temporal como espacialmente (**Anexo:** Tabla t-student 2007-2022 variables *in situ*). El pH mantuvo en términos amplios su condición de neutralidad, una baja a media mineralización. Para el caso del oxígeno en 2007 no hubo cambios significativos, sin embargo, al comparar los años hay diferencias significativas, ya que para 2022 la concentración de oxígeno fue menor (Figura 5-35).

Para las variables fisicoquímicas, la alcalinidad registró diferencias estadísticamente significativas entre 2007 y 2022 ($t=-8,55$; $p<0,05$; $nc=95\%$). Ligeros incrementos pasaron en 2007 de 25 mg/L a 30 mg/L para 2022 (Figura 5-36, a). Los SST no mostraron diferencias significativas entre 2007 y 2022 ($t=1,62$; $p=0,11$; $nc=95\%$). Durante 2007 los registros de sólidos suspendidos totales en promedio fueron de 144,15 mg/L y en 2022 fue de 114,22 mg/L. (Figura 5-35, d).

La clorofila "a", arrojó diferencias estadísticamente significativas entre 2007 y 2022 ($t=4,20$; $p<0,05$; $nc=95\%$). En 2007 obtuvo un promedio de 2,609 mg/m³, en tanto para 2022 fue de 0,915 mg/m³ (Figura 5-36, b.).

Con relación a los nutrientes, el fósforo total no tuvo diferencias estadísticamente significativas entre las dos campañas de muestreo ($t=-0,54$; $p=0,59$; $nc=95\%$). En términos amplios, para el 2007 la concentración promedio fue de 0,228 mg/L y para 2022 de 0,303 mg/L (Figura 5-36, c.). De igual forma, los PO₄⁻ no mostraron diferencias significativas entre 2007 y 2022 ($t=-1,77$; $p=0,08$; $nc=95\%$). En 2007 registraron un promedio de 0,076 mg/L y para 2022 de 0,094 mg/L; sin embargo, entre las semanas 8 y 10 en 2007 la concentración de fosfatos fue menor respecto a la registrada durante 2022, en tanto para la semana 11 el comportamiento fue inverso (Figura 5-36, d.).

Por otro lado, para los IET NTK e IET- IET PO₄ se realizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon y establecer si hay diferencias significativas entre los resultados de los años 2007 y 2022, que, de acuerdo con resultado obtenido, se obtuvo fuerte evidencia de diferencias estadísticamente significativas entre fechas para el IET-NTK ($W=2304,0$; $p<0,05$; $nc=95\%$), contrario a lo obtenido para el IET- IET PO₄, para el cual se evidenció que no hubo diferencias significativas entre 2007 y 2022 ($W=1159,5$; $p=0,958$).

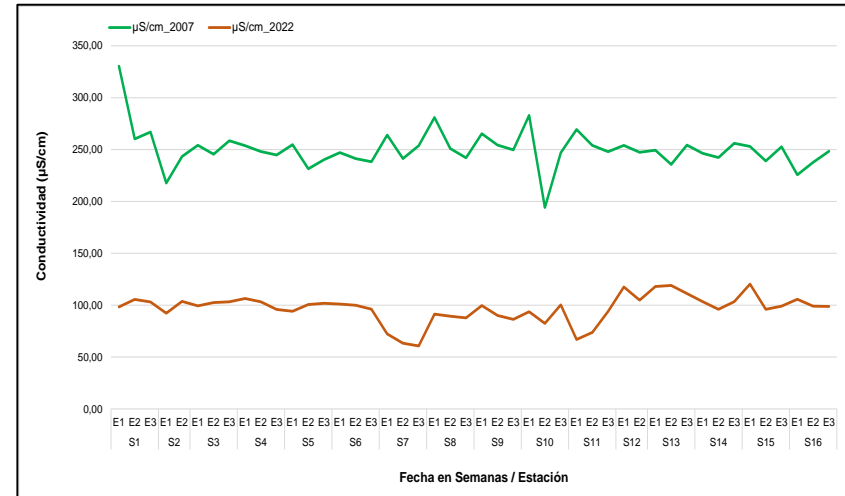
Para los IET-Chl a, IET-PT e IET-Ds se realizó la prueba paramétrica t pareada. Para el IET-PT ($t=1,17$; $p<0,05$) el estadístico indicó que no hubo diferencias significativas entre los años 2007 y 2022. Para el IET-PO₄, el estadístico reflejó diferencias significativas entre ambas fechas ($t=14,71$; $p<0,05$) al igual que para el IET-Chla ($t=6,37$; $p<0,05$).

De esta forma, se observó los IET-Chla, IET- PO₄, IET-PT los registros fueron mayores durante el año 2007 respecto al 2022 (Figura 5-37), indicando que durante el primer año el embalse mostró un comportamiento de eutrofia, condición que se mantuvo durante el año 2022. En cuanto a lo observado durante el muestreo más reciente, en general los índices reflejaron tendencia eutrófica, sin embargo, el IET-Chla (Clorofila "a") reflejó tendencia oligotrófica (Figura 5-37), donde en la mayor parte del proceso de llenado del embalse el nutriente limitante fue el fósforo.

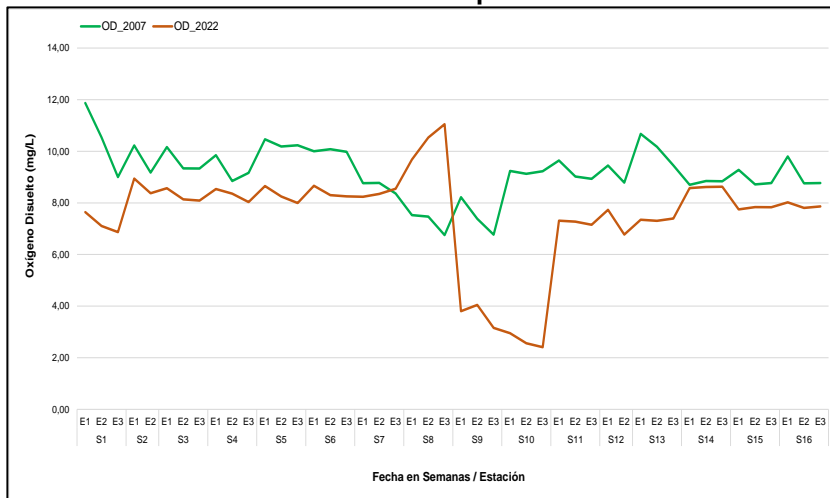
Figura 5-35. Parámetros *in situ* 2007 vs. 2022 en el Embalse La Esmeralda.



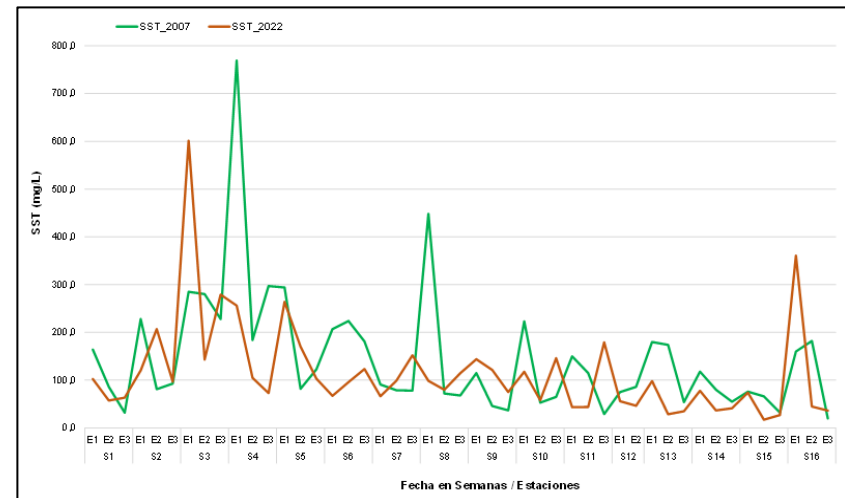
a. pH



b. Conductividad

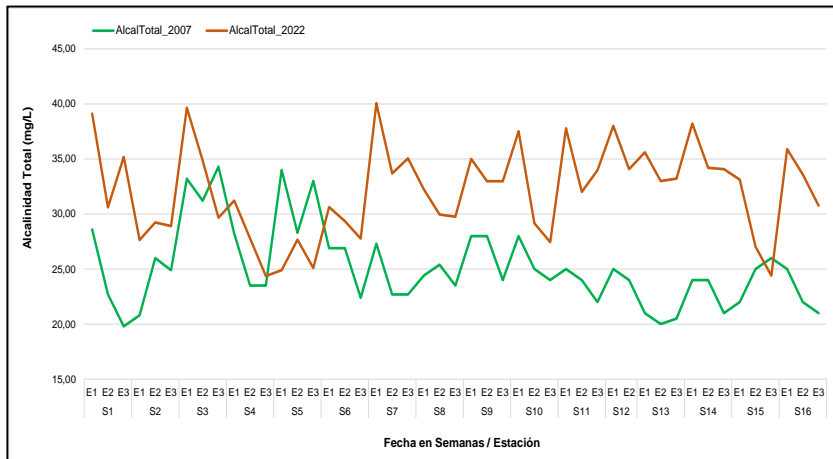


c. Oxígeno Disuelto

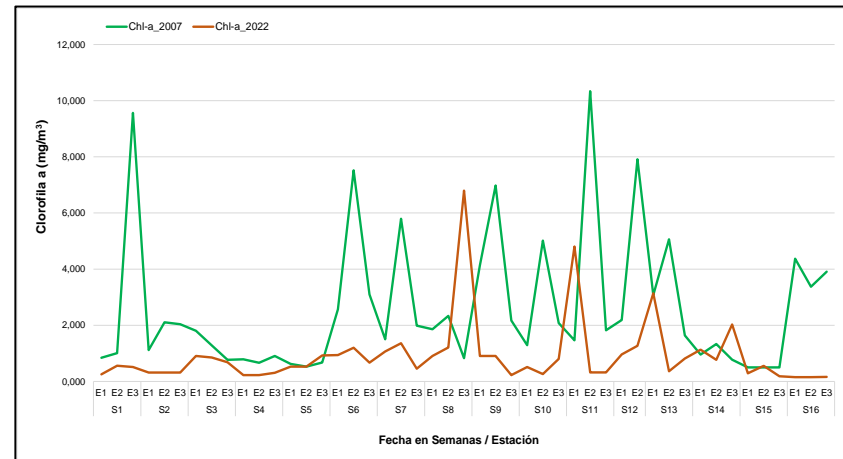


d. Sólidos Suspendedos Totales

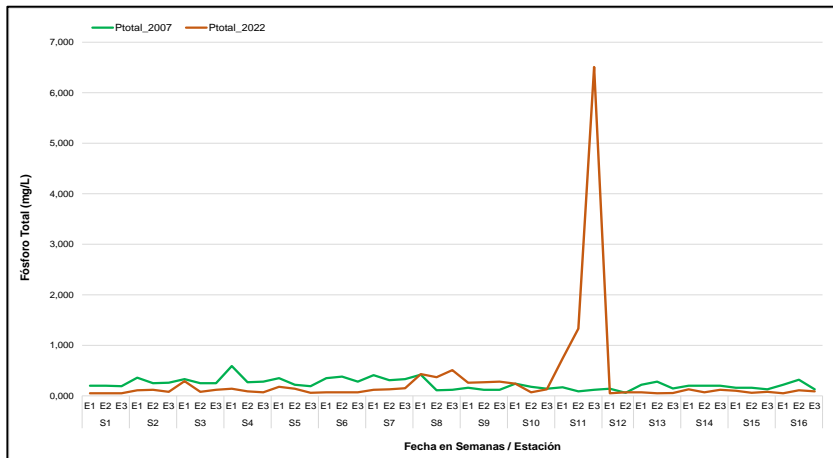
Figura 5-36. Parámetros fisicoquímicos 2007 vs. 2022 en el Embalse La Esmeralda.



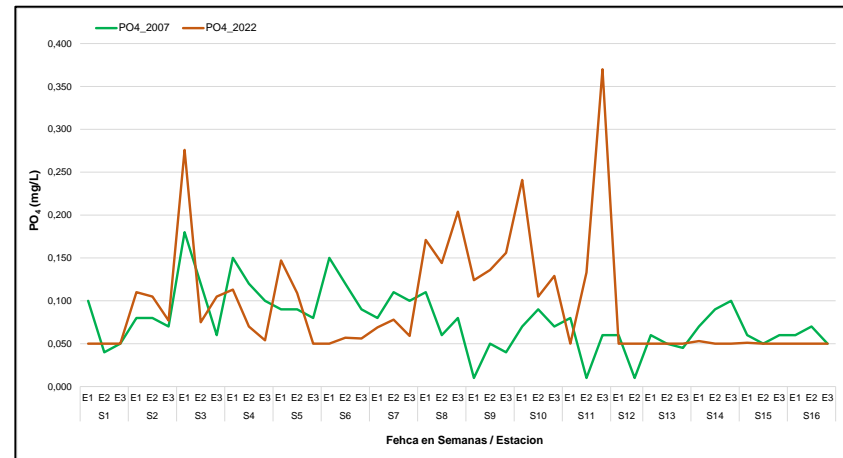
a. Alcalinidad Total



b. Clorofila a

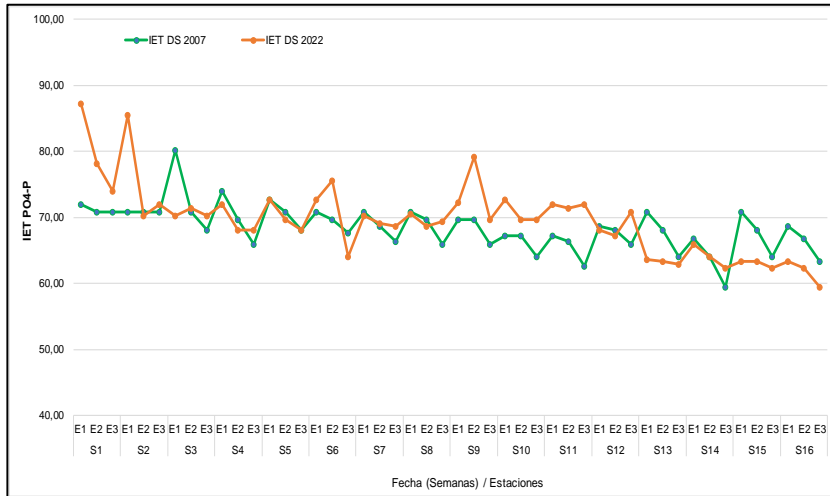


c. Fósforo Total

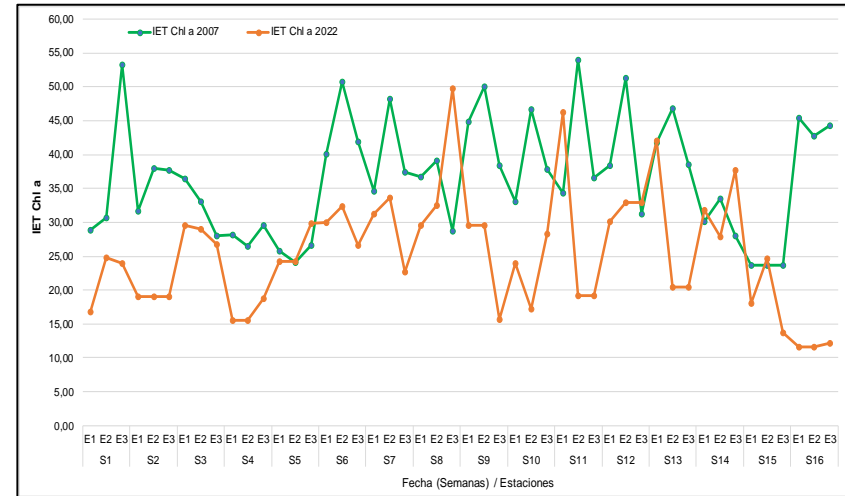


d. Fosfatos

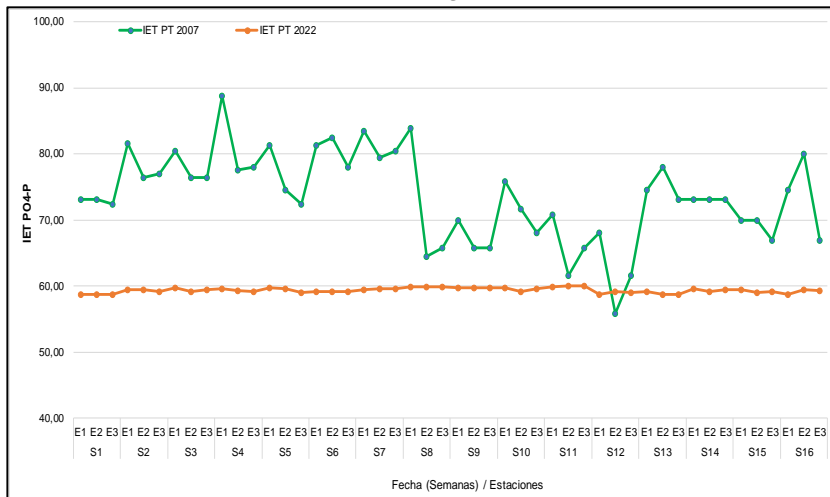
Figura 5-37. Índices de Estado Trófico 2007 vs. 2022 en el Embalse La Esmeralda.



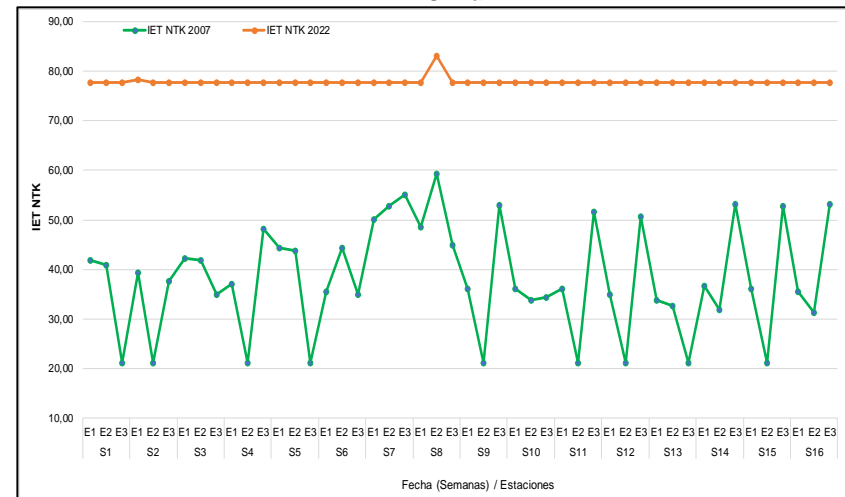
IET Ds



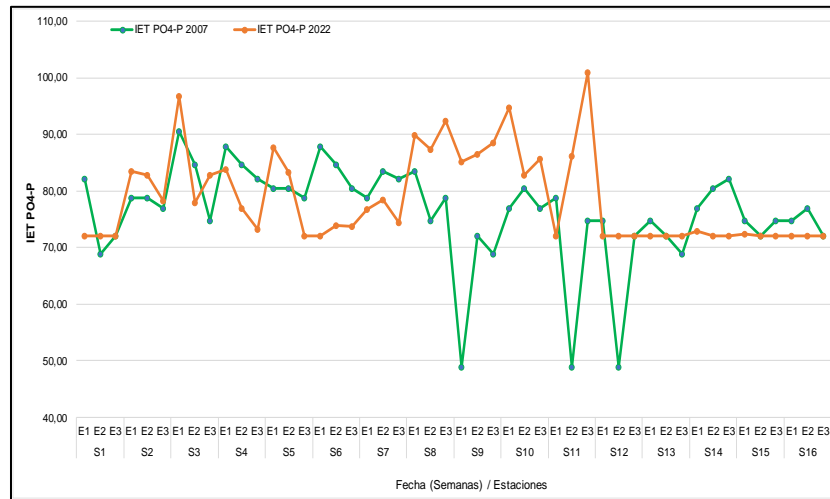
IET Chl a



IET P



IET-NTK



IET PO₄

5.3.2 Ensamble Zooplanctónico

5.3.2.1 Composición

En el año 2007 para el ensamble zooplanctónico se identificaron 12 morfoespecies que incluyeron tres (3) especies de Artrópodos crustáceos de los órdenes Cyclopoida (*Thermocyclops decipiens*), Calanoida (*Arctodiaptomus dorsalis*) y Cladocera (*Moina micrura*), además de siete (7) rotíferos de la clase Monogononta. Estos registros son obtenidos para el año 2022, durante el cual se registró un total de 28 morfoespecies, entre ellas los mismos crustáceos, tres (3) morfoespecies de rotíferos Bdelloidea, 13 de Monogononta, además de registros para organismos protozoarios de los phylum Amoebozoa con cuatro (4) géneros, tres (3) del phylum Cercozoa y un (1) taxa del phylum Ciliophora, además de un Tardígrado de la familia Hypsibiidae (cf.) (Figura 5-38 y Figura 5-39).

Figura 5-38. Composición del ensamble zooplanctónico por phylum en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.

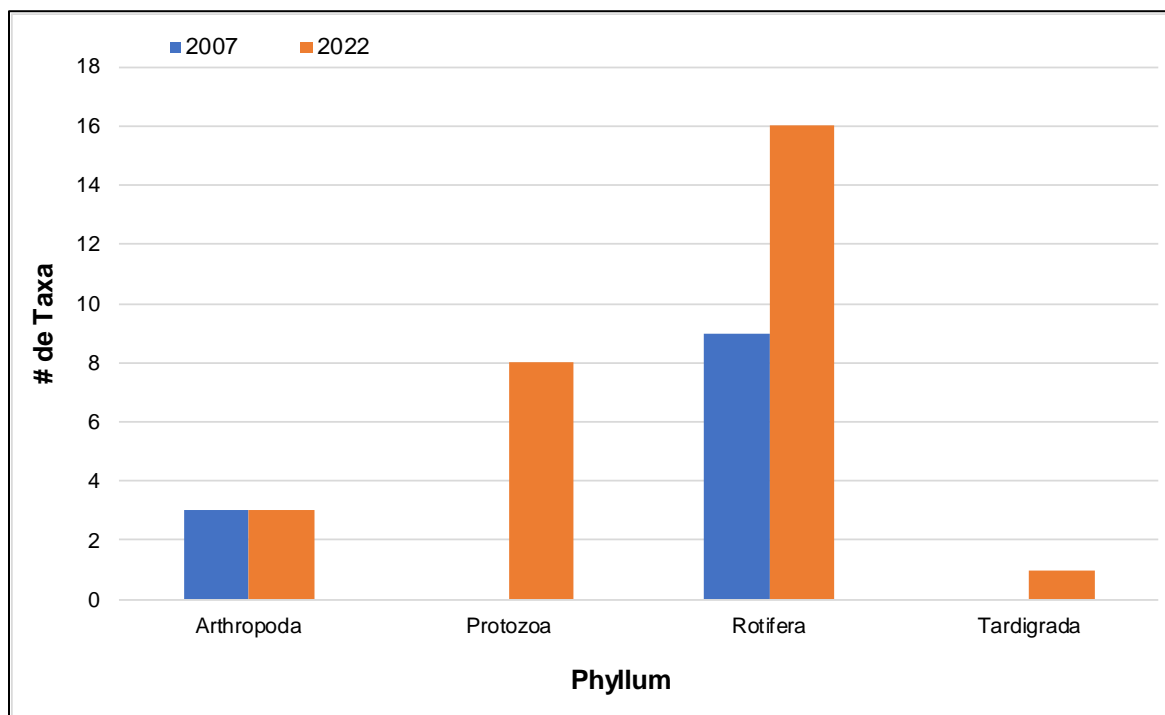
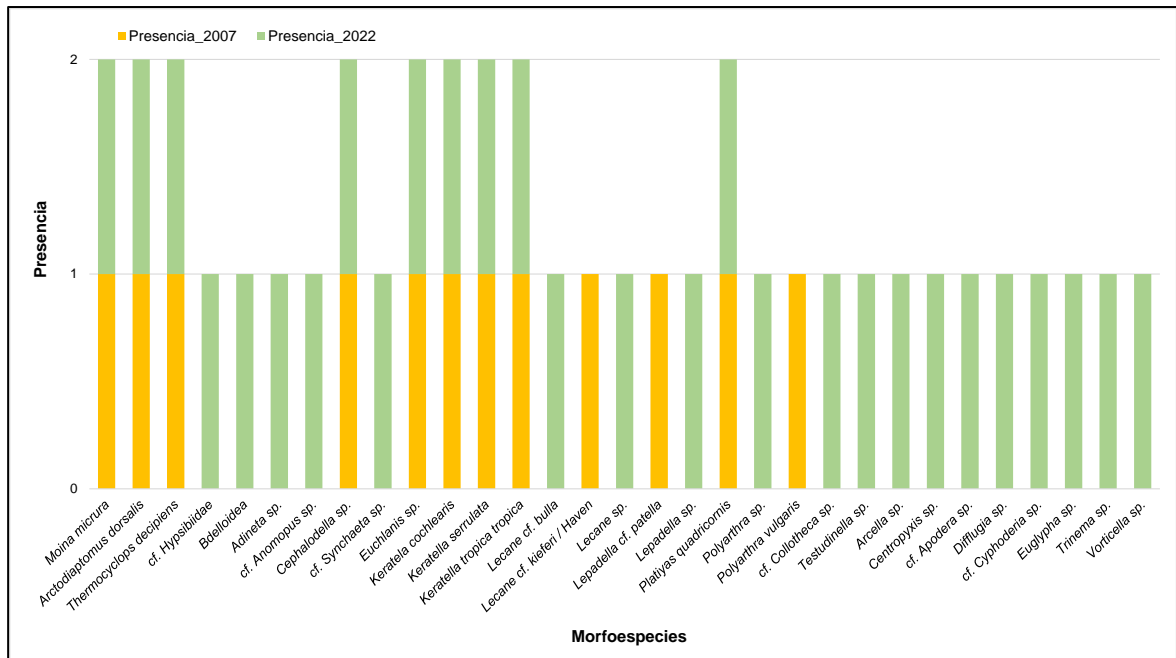


Figura 5-39. Composición del ensamble zooplanctónico por Morfoespecie en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.

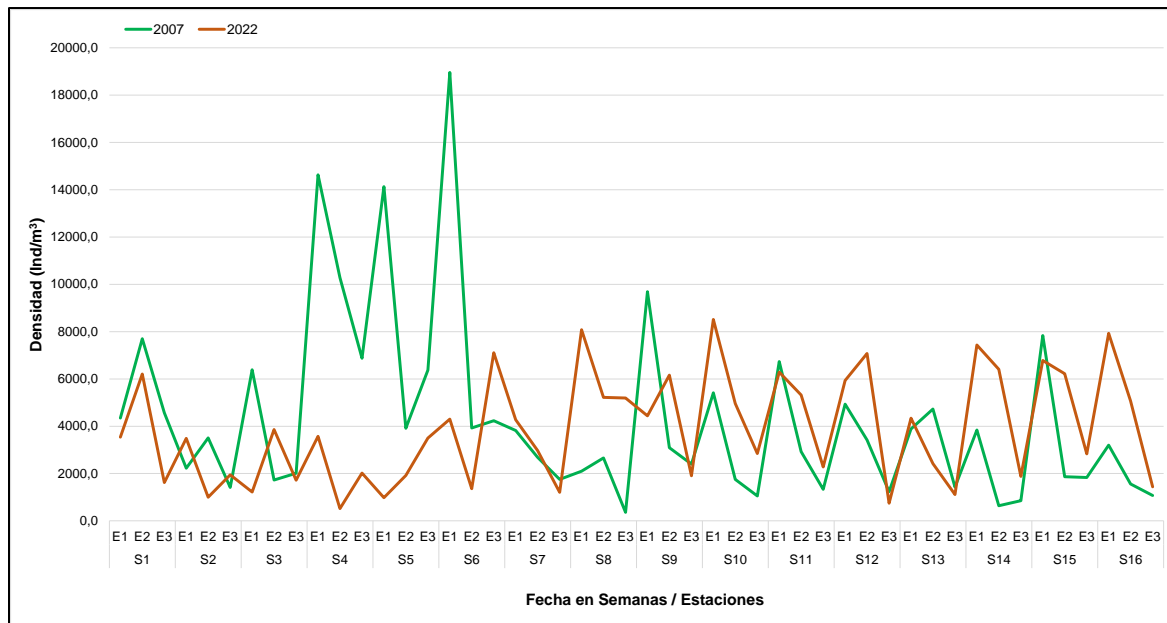


5.3.2.2 Densidad

La densidad no se ajusta a la distribución normal en ninguno de los dos años (2007 S-W=0,79; $p < 0,05$; $nc=95\%$ – 2022 S-W=0,92; $p < 0,05$; $nc=95\%$); por lo tanto, se utilizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon (W). Esta prueba indicó que las medianas de los dos grupos no fueron estadísticamente diferentes (W=1192,0; $p=0,77$; $nc=95\%$).

De acuerdo con esto, se observó que durante el aumento de la cota del embalse, en ambos años el promedio de densidad fue similar; sin embargo, para el año 2007 durante las semanas 4 a 6 de muestreo, las densidades fueron mayores respecto a los registros obtenidos durante 2022, principalmente en la Estación 1 (zona de entrada); así mismo, cabe señalar que los mayores promedios de densidad durante el llenado del embalse en ambos años, corresponden a la zona de entrada (Estación 1) (Figura 5-40).

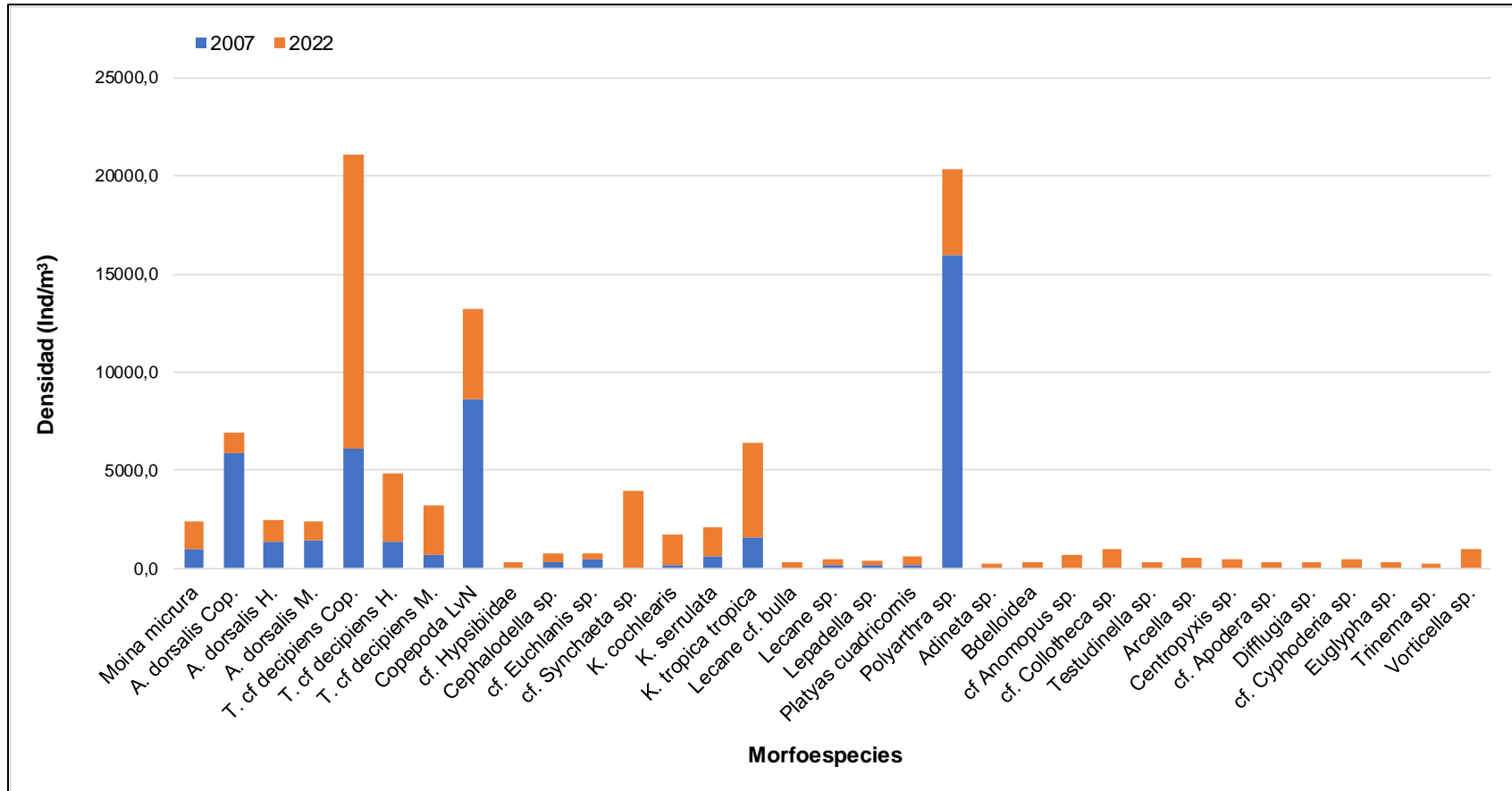
Figura 5-40. Densidad (Ind/m³) del ensamble zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.



Por otro lado, teniendo en cuenta la composición del ensamblaje zooplanctónico en el embalse tanto en 2007 como en 2022, no existen diferencias significativas ($W=256,0$; $p=0,62$; $nc=95\%$).

Durante el año 2007 el rotífero *Polyarthra* sp. fue la especie más representativa en el embalse, seguido de la Larva Nauplio del orden Copepoda, y los copepoditos de *A. dorsalis* y *T. decipiens*; en contraste con lo observado para el año 2022, tiempo durante el cual los copepoditos de *T. decipiens* fue el grupo con mayor representatividad para el embalse, junto con la Larva Nauplio de copepoda y el rotífero *K. tropica tropica*. Por otra parte, las morfoespecies nuevas registradas durante el 2022 presentaron baja densidad respecto a los demás taxa (Figura 5-41).

Figura 5-41. Densidad (Ind/m³) de morfoespecie del ensamble zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.

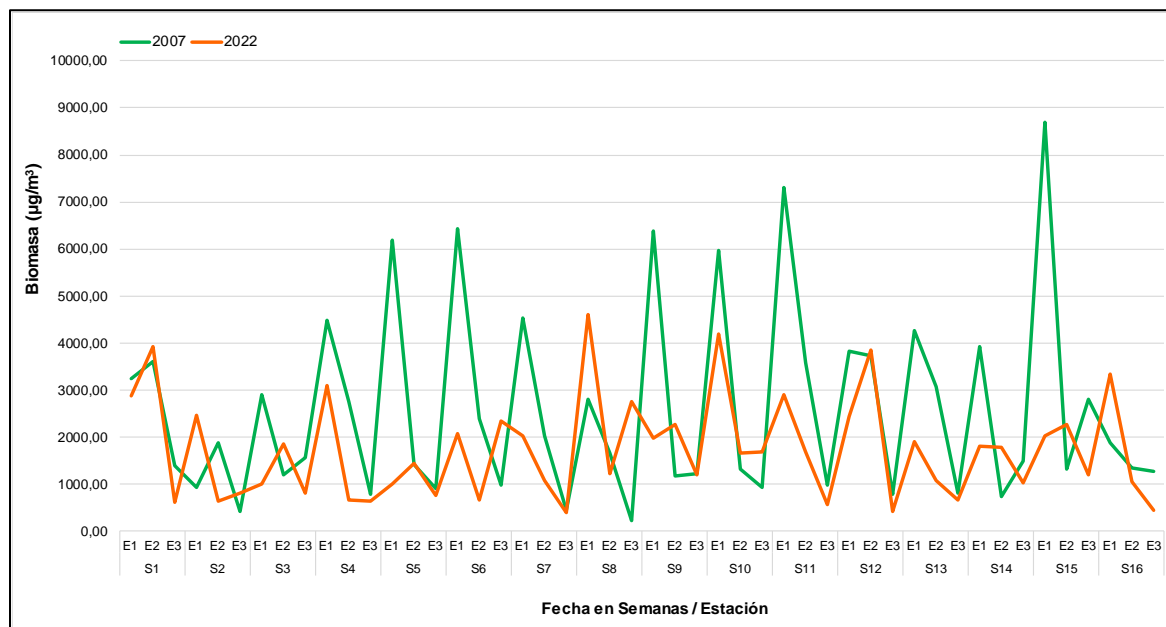


5.3.2.3 Biomasa

La biomasa no se ajustó a una distribución normal en ninguno de los dos años (2007 S-W=0,73; $p<0,05$; $nc=95\%$ – 2022 S-W=0,71; $p<0,05$; $nc=95\%$). De acuerdo con esto, la prueba no paramétrica Wilcoxon indicó que las medianas de los grupos presentaron diferencias estadísticamente no significativas ($W=132,0$; $p=0,68$; $nc=95\%$).

Durante el aumento del nivel de la cota del embalse, el promedio de biomasa en ambos años fue similar con fluctuaciones espaciales y temporales. En 2007 los registros fueron ligeramente mayores respecto al 2022. Así mismo, cabe señalar que en 2007 para la semana 15 en la Estación 3 (presa) presentó mayor registro de biomasa con un promedio de $8687,76 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en contraste a lo registrado en 2022 con $2027,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura 5-42).

Figura 5-42. Biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) del ensamble zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.

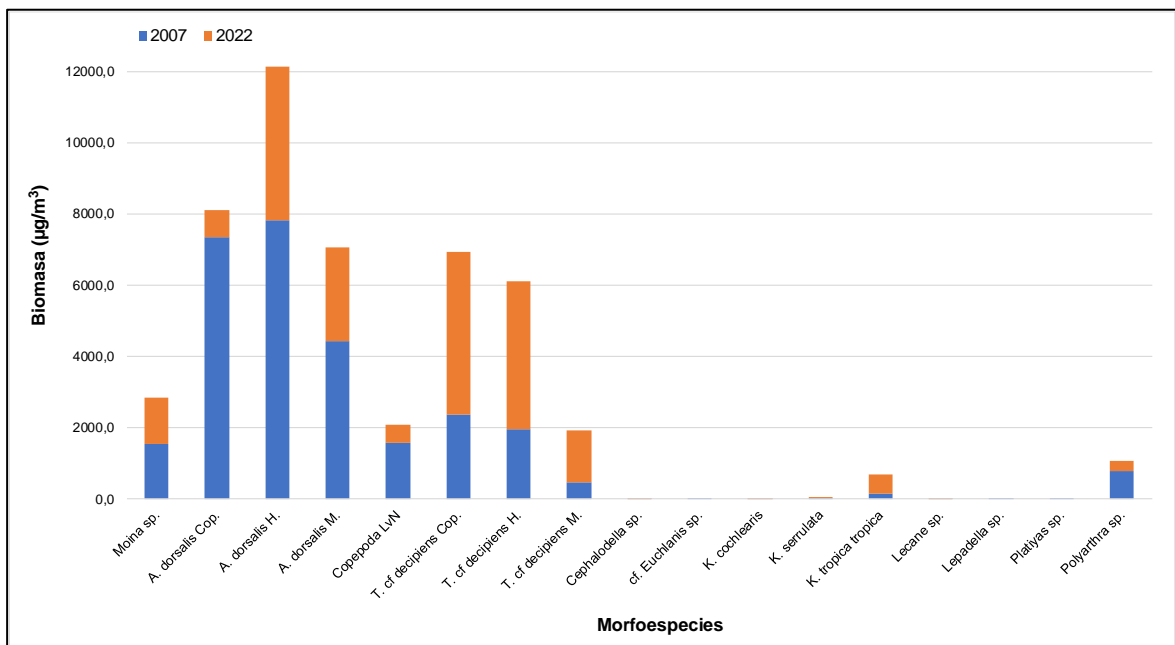


Por otra parte, en relación con la composición del ensamblaje zooplanctónico, no hubo diferencias estadísticamente significativas entre 2007 y 2022 ($W=155,0$; $p=0,73$; $nc=95\%$). De esta forma, durante el 2007 la biomasa estuvo representada por los Calanoida *A. dorsalis* en sus estados inmaduros Copepodito, Hembra y Machos. Diferente a lo observado en 2002, donde destacó la biomasa por parte los Cyclopoida *T. decipiens*

Copepodito y Hembra obtuvieron mayor biomasa, seguidos de la Hembra del Calanoida *A. dorsalis* (Figura 5-43).

Además, la presencia de rotíferos como *Cephalodella* sp., *K. tropica tropica*, *K. cochlearis*, *K. serrulata*, *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Platyias* sp. y *Polyarthra* sp., durante ambas fechas, su biomasa fue poco representativa para el ensamblaje (Figura 5-43).

Figura 5-43. Biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de morfoespecie del ensamblaje zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda 2007 vs. 2022.



6 Discusión

6.1 Condiciones ecológicas y ambientales del embalse

El comportamiento observado en la precipitación durante la toma de muestras corresponde a un régimen monomodal, que de acuerdo con los registros de la zona comprende mayores precipitaciones durante el mes de junio (Alcaldía Municipal de Chivor Boyacá, 2000), sin embargo, para este estudio la mayor precipitación se registró durante el mes de julio, lo cual coincidió con los reportes por parte del IDEAM (2022) de efectos del fenómeno ENOS-Niña entre los meses julio a septiembre en el país durante 2022.

El embalse presentó características de tipo polimíctico, acorde a la homogeneidad vertical observada en el comportamiento de las variables *in situ*, que demostraron características de mezcla de la columna de agua; sin embargo, en la zona de presa, esta cualidad no aplica, puesto que allí las isolíneas mostraron estratificación de la columna de agua, en particular la termoclina. Así mismo, presentó tendencia alcalina - neutra, lo cual coincide con la alta alcalinidad registrada, además de conductividades que reflejan mineralización débil, lo que contrasta con la alta concentración de sólidos en suspensión observada durante el aumento de la cota del embalse principalmente en la zona de entrada (Estación 1); estas condiciones son acordes a las características de la cuenca a la cual pertenece el embalse, según lo descrito por Valenzuela-C. et al., (2006), quienes explicaron que estas condiciones se deben no solo a su ubicación geográfica sino al comportamiento de los vientos y la ausencia de barreras físicas. Por otro lado, la alta concentración de sólidos tanto disueltos como suspendidos, también se debe al aporte de material proveniente de la cuenca que en general es de tipo arcilloso conformado por compuestos de yeso, hierro, plomo, manganeso, bario, entre otros (Valenzuela-C. et al., 2006).

La baja concentración de compuestos fosfatados durante el aumento de la cota del embalse reflejó poca variabilidad tanto temporal como espacial, diferente al comportamiento del nitrógeno y la clorofila *a* que aunque no presentaron diferencias espaciales si temporales, lo cual puede estar relacionado con la dilución de compuestos en la medida que aumenta el nivel del embalse y los niveles de precipitación, similar a lo observado por Aguirre-Ramírez et al. (2007) y Cifuentes et al. (2020), quienes indican que los compuestos nitrogenados, fosfatados, sólidos, conductividad y alcalinidad, mostraron disminución en sus concentraciones a medida que el nivel del embalse aumenta. Sin embargo, para el Embalse La Esmeralda la baja concentración de nitrógeno y clorofila *a*, también se encuentra asociada con la concentración de material suspendido, baja transparencia y profundidad de la zona fótica (Valenzuela-C. et al., 2006).

Así mismo, la variación temporal observada tanto para el nitrógeno como para el fósforo también reflejó cambios en el nutriente limitante, que durante las primeras semanas de muestreo estuvo dado por el fósforo y en las últimas fechas por el nitrógeno. Esto influye en el estado trófico del embalse, el cual presentó características eutróficas acorde a los índices de estado trófico para transparencia, fosfatos, fósforo total, y nitrógeno total; características que reflejan la naturaleza del embalse, que presenta resuspensión de partículas y nutrientes en la zona de entrada y su posterior sedimentación o dilución en las zonas más profundas (transición y presa) (Valenzuela-C. et al., 2006); comportamiento que concuerda con el de otros embalses cálidos donde en su mayoría son eutróficos limitados por nitrógeno (Aguirre-Ramírez et al., 2007; Mazo-B. et al., 2015; Villabona-González et al., 2020).

Aunque la concentración de nutrientes en general fue baja, el fósforo registró mayor concentración, lo cual puede estar relacionado con la retención de sedimento, como parte de la naturaleza del mismo, que acorde a lo indicado por Valenzuela-C. et al., (2006), es de origen arcilloso del tipo lutita negra, que implica presencia de materia orgánica; de esta forma, el bajo potencial redox observado en el embalse implica mayor contenido de materia orgánica en el sistema, similar a lo observado por Murueta-Figueroa, (2014), quien explica que en sistemas con retención de fósforo, los microorganismos anaerobios facultativos utilizan otras fuentes de oxígeno como nitratos, nitritos u óxido nitroso para llevar acabo sus procesos metabólicos, entre éstos su participación en la descomposición de materia orgánica.

En síntesis, la respuesta de las variables ambientales reflejó el comportamiento temporal en relación con aumento de la cota del embalse; destacando que estas relaciones fueron más cercanas para los nutrientes (nitrógeno y fósforo) durante el nivel más bajo del embalse y con los sólidos y los nitratos en el nivel más alto; lo cual se relaciona con la carga de materiales provenientes de la cuenca principalmente en la entrada del sistema, en particular, por sólidos disueltos y suspendidos (Mazo-B. et al., 2015).

6.2 Ensamble zooplanctónico

La composición del ensamble zooplanctónico en el Embalse La Esmeralda evidenció variabilidad tanto temporal como espacial, donde se observó mayor riqueza por parte de los rotíferos que de los copépodos y cladóceros, lo que coincide con los registros obtenidos por Aranguren & Monroy, (2014) en el embalse La Chapa (Boyacá) y Rodríguez-Zambrano & Aranguren-Riaño, (2014) en el embalse La Playa (Boyacá). Por otro lado, la estructura de la comunidad zooplanctónica en los sistemas acuáticos se encuentra relacionada con factores abióticos como la temperatura, transparencia, pH y nutrientes, y bióticos como disponibilidad de alimento, competencia por recursos o presencia de predadores (Conde-Porcuna et al., 2004; Wen et al., 2017).

En términos de densidad, los mayores registros se presentaron en la superficie en las tres estaciones durante el aumento de la cota del embalse, aunque, en general la mayor densidad se observó en la zona de entrada (Estación 1). Esto se encuentra asociado con la concentración de sólidos suspendidos, aportados por los afluentes en la entrada del embalse; similar a lo ocurrido en el embalse Clavellinos en Venezuela, donde encontraron mayor densidad de rotíferos en la zona fluvial, destacando sus hábitos filtradores, por lo tanto, se alimentan de partículas muy pequeñas (Merayo & González, 2010).

Por otra parte, la presencia en las zonas media y profunda de los copépodos no solo sugiere migración vertical de los mismos, sino que puede estar relacionado con la mezcla de la columna de agua. No obstante, Ferrer (2018) considera que otros aspectos influyen en el movimiento vertical, además de la intensidad lumínica, factores como la disponibilidad de alimento en la columna de agua, la presencia de depredadores, la competencia por

alimento o el tamaño de los organismos (Benítez & Claps, 2009; Ferrer, 2018). Aunque, si bien las tallas de los copépodos se midieron en este estudio, se relacionaron más con la biomasa y no con la posición en la columna de agua.

Así mismo, la mayor representatividad estuvo dada por *T. decipiens* (Cyclopoida), que estuvo presente en las tres estaciones evaluadas durante el estudio, tanto en sus formas inmaduras (nauplio y copepodito), como adultos machos y hembras, que acorde a lo explicado por Merayo & González, (2010), se relaciona con el tiempo de retención lo que favorece especies con largos ciclos de vida. Por otro lado, varios autores describen a *T. decipiens* asociado a sistemas eutróficos con alta disponibilidad de nutrientes (Merayo & González, 2010), aunque Aranguren-Riaño & Monroy-González, (2014), explican que estos copépodos poseen alta tolerancia a altas concentraciones de material en suspensión, lo que se refleja en su amplia distribución en sistemas acuáticos tropicales.

Los rotíferos también fueron representativos tanto espacial como temporalmente, sin embargo, los taxa con mayor presencia en el embalse fueron las especies *K. tropica tropica*, *Polyarthra* sp. y *Synchaeta* sp., que pueden estar relacionadas con sus altas tasas reproductivas y de crecimiento, además de sus hábitos oportunistas que les permiten colonizar diferentes hábitats y variados rangos de condiciones ambientales (Aranguren - Riaño & Monroy - González, 2014).

El ensamble zooplanctónico fue relativamente diverso, lo que indica que la riqueza de especies registrada para el embalse está asociada con los ciclos de vida cortos y alta tasa reproductiva principalmente de los rotíferos (Aranguren - Riaño & Monroy - González, 2014). Por otra parte, la dominancia y equidad reflejaron homogeneidad en la distribución de abundancias en las tres estaciones, con excepción de la estación 3 durante la semana 6 (29 julio 2022), donde se encontró dominancia por parte del Copepodito *T. cf. decipiens*; lo cual se relaciona con la diferencia de hábitos entre estadios de desarrollo, que son diferentes entre formas inmaduras y adultos (Astiz & Alvarez, 2014).

Por otra parte, la variación temporal de la biomasa zooplanctónica en el embalse, se encuentra explicada por cambios graduales en los factores físicos y químicos (sólidos suspendidos, alcalinidad y conductividad) y con el estado trófico (fosfatos y clorofila *a*). Los cambios horizontales en la biomasa se asociaron tanto con la longitud del embalse como

con la variación en los aspectos fisicoquímicos antes mencionados. Es importante precisar que la velocidad del agua y el ingreso de materiales, principalmente partículas disueltas y suspendidas fueron también reportadas como factores explicativos en embales antioqueños (Villabona González et al., 2015).

También se observó, que los Cyclopoida hembras y copepoditos de *T. decipiens* aportaron mayor biomasa durante el estudio, contrario a los registros obtenidos para los rotíferos, lo que coincide con lo observado por Merayo & González, (2010), en el embalse Clavellinos (Venezuela), donde también registraron dominancia por parte de *T. decipiens*, además explican que este comportamiento se encuentra relacionado con el tiempo de retención del agua y los ciclos de vida de la especie. Sin embargo, estos microcrustáceos son de amplia distribución, encontrándose en ambientes de variados rangos de condiciones, que les permite adaptarse a esos cambios (Guimarães-Landa et al., 2007).

El aporte de biomasa de los rotíferos fue bajo respecto a los copépodos. Este comportamiento en la estructura del ensamblaje es consistente con lo observado en varios embales tropicales donde los rotíferos presentan mayor aporte en riqueza, pero bajo en biomasa (Villabona-González, 2015). Sin embargo, varios autores señalan que la biomasa de rotíferos se encuentra relacionada con sus hábitos alimenticios, si bien la mayoría presentan tendencias fitófagas, otros prefieren partículas suspendidas, en particular cuando los productores primarios presentan baja concentración (Merayo & González, 2010; Rossa et al., 2007; Villabona González et al., 2015; Villabona-González et al., 2014).

En referencia a la relación entre las variables ambientales, la densidad y biomasa de la comunidad zooplanctónica, en las tres estaciones la mayoría de los organismos reflejan afinidad estrecha con factores que reflejan concentración de nutrientes, principalmente compuestos nitrogenados, fosforados y clorofila "a", además de sólidos suspendidos totales; esto concuerda con los hallazgos de Villabona-González et al. (2020), quienes explican que en sistemas tropicales el predominio de algunos organismos se encuentra asociado a condiciones eutróficas.

Lo cual se expresa en la asociación entre los índices de estado trófico y el ensamble zooplanctónico (densidad y biomasa), también indicó la productividad primaria, lo que coincide con lo descrito por García-Chicote, (2015), quien explica que esto se encuentra

relacionado con el nutriente limitante en los sistemas acuáticos, que por lo general suele ser el fósforo; además señala que en particular los rotíferos muestran especial sensibilidad a la limitación de fósforo, diferente a los copépodos; lo que concuerda con los resultados obtenidos en nuestro estudio, donde la mayor densidad estuvo dada para los copépodos, que pueden estar en función del fósforo.

6.3 Comparación temporal 2007 – 2022

La descripción de las variables ambientales entre 2007 y 2022 en su mayoría mostraron diferencias significativas, sin embargo, la variación entre estaciones durante las semanas de muestreo en cada año no fue diferente. De esta forma, para los dos años el embalse mantiene la tendencia neutra del agua, mineralización débil, bajos contenidos de sólidos disueltos y baja alcalinidad (Monroy-González, 2008). Sin embargo, la conductividad en particular mostró bajos contenidos de minerales en 2022 respecto a lo observado en 2007, lo cual puede estar relacionado con la presencia de *Eichhornia crassipes* (Buchón) en la entrada del embalse, que como lo indican Roldán Pérez et al. (2022), tiene una alta capacidad de absorción de nutrientes.

Por otro lado, los compuestos fosfatados no reflejaron diferencias significativas entre 2007 y 2022. Sin embargo, durante 2007 acorde a lo expuesto por Monroy, (2008); las concentraciones son reflejo del aporte de material alóctono; en tanto, para el 2022 el comportamiento variable tanto entre estaciones como entre semanas evidencia procesos de dilución en cuanto el nivel de la cota aumenta; además de los niveles de precipitación presentados que influyeron en la concentración de estos nutrientes.

En relación con los IET, aunque las diferencias entre ambos años fueron significativas, la condición de eutrofia se mantuvo tanto en 2007 como en 2022. Durante su estudio, Monroy-Gonzales, (2008) explicó que este comportamiento se debe al alto contenido de sólidos que en ese momento fue alto, mostrando efectos sobre la turbidez limitando la zona fótica; lo que coincide con observado en 2022, ya que se registraron altas concentraciones de sólidos suspendidos, aunque cabe señalar, la indicativo de oligotrofia por parte del IET-Chla, que acorde a los expuesto por López Martínez & Madroñero Palacios, (2015) es una

condición que se presenta en sistemas con poca proliferación algal y alta oxigenación; características que se cumplen para este sistema.

Respecto al ensamblaje entre los dos años hubo diferencias significativas. Para el año 2007 no se incluyeron los protozoarios (Monroy-Gonzales, 2008); sin embargo, en cuanto a los crustáceos se registraron las mismas especies (*Moina micrura*, *T. decipiens* y *A. dorsalis*), al igual que para algunos rotíferos. Durante el año 2022 se registraron morfoespecies nuevas respecto a 2007. Durante ambos años la mayor riqueza correspondió a los rotíferos; esta respuesta es común en sistemas dulceacuícolas tropicales, lo cual está relacionado con su estrategia reproductiva (r), ciclos de vida cortos y tolerancia a variaciones en los factores ambientales (Iannacone & Alvarino, 2007).

De esta forma, entre las especies nuevas registradas durante 2022 destacan un rotífero Monogononta (*cf. Synchaeta*) y dos Bdelloidea (*Adineta* y *Anomopus*); además de varios Amoebozoa, Cercozoa, un Ciliado y un Tardígrado. A parte de *Synchaeta* las demás morfoespecies identificadas, registraron baja representatividad tanto en densidad como en biomasa. Cabe señalar que los rotíferos Bdelloidea se registraron únicamente en dos fechas solo en la Estación 3 (presa) en la zona profunda, lo que coincide con sus hábitos de vida asociados al sedimento (Fierro-Ortiz & Caballero-Rodríguez, 2015). Amoebozoa, Cercozoa y Ciliata, son organismos ampliamente distribuidos y diversificados, por lo tanto, su rol ecológico en los ambientes naturales es complejo, además su tasa mutacional les permite adaptarse a las variadas condiciones de sistemas lénticos o húmedos; sin embargo, hacen parte de la red microbiana, donde intervienen en la circulación de nutrientes y partículas, lo que influye en el componente nutricional del cuerpo de agua (Gallegos-Neyra et al., 2014; Sanbria Pulido, 2018),

El rotífero *cf. Synchaeta* sp., se identificó a partir de la semana 7 en la Estación 2, y se mantuvo durante las fechas siguientes del estudio, con mayor representatividad durante la semana 12. Estos rotíferos son de amplia distribución y suelen aportar más del 80% de la biomasa al zooplancton, principalmente en zonas eutróficas, además suelen ser de hábitos carnívoros (Labuce & Strake, 2017).

Respecto a la presencia del tardígrado (Familia *cf. Hypsibiidae*), son invertebrados que habitan en agua intersticial de sedimentos, aunque también se encuentran variados tipos

de ambientes, desde plantas acuáticas hasta epífitas y zonas terrestres húmedas, sin embargo, su amplia diversificación se refleja en la amplia tolerancia ecológica, que no todas las especies poseen; aun así, es limitado el conocimiento general que se tiene sobre estos organismos (Jerez Jaimes et al., 2001).

Respecto a la densidad y biomasa no hubo diferencias significativas entre los años 2007 y 2022. Para ambos estudios el mayor aporte estuvo dado por los copépodos Cyclopoida *T. decipiens*, y rotíferos como *K. tropica tropica*, *Polyarthra* sp. y *Synchaeta* sp. (2022), que de acuerdo con lo observado por Aranguren & Monroy, (2014); García-Chicote, (2015); Merayo & González, (2010); Wen et al., (2017), se encuentran relacionados con la alta tasa reproductiva y rápidos ciclos de vida.

Por otro lado, la prevaecía de organismos como *T. decipiens* en el tiempo (tanto entre muestreos como entre años), puede deberse a las interacciones ecológicas dentro del embalse; ya que este Cyclopoida es de hábitos depredadores (López et al., 2001) u omnívoros, alimentándose de algas verde-azules, macroinvertebrados, nauplios, rotíferos y cladóceros (Carrasquel, 2010); por lo tanto, su registro durante el 2022 puede deberse a al estado trófico del embalse y disponibilidad de alimento (Guimarães Landa et al., 2018; Guimarães-Landa et al., 2007).

Los registros de *K. tropica tropica* y *Polyarthra* sp. tanto en 2007 como en 2022, pueden estar relacionados con sus hábitos detritívoros y la concentración de sólidos suspendidos presentes en el embalse como bien los establecen Aranguren & Monroy, (2014). Así mismo Merayo & González, (2010); Monroy, (2008), señalan que los rotíferos son los organismos mejor adaptados para tolerar variaciones en las condiciones del ambiente.

7 Conclusiones y recomendaciones

7.2 Conclusiones

El comportamiento de las variables ambientales muestra que a medida que el embalse aumenta su nivel, se presentan procesos de dilución y arrastre de materiales; además, las concentraciones registradas para los componentes evaluados reflejan aportes importantes en la mineralización. Así mismo, el comportamiento vertical en la columna de agua de las variables *in situ*, mostró que el embalse es un sistema polimíctico de tipo eutrófico.

En relación con la estructura del ensamblaje zooplanctónico, la presencia de los copépodos Calanoida (*A. dorsalis*) y Cyclopoida (*T. decipiens*), fue constante tanto espacial como temporalmente, al igual que los rotíferos principalmente especies como *K. tropica tropica* y *Polyarthra* sp., que se caracterizan por presentar altas tasas reproductivas y ciclos de vida rápido. Aunque su registro tanto en 2007 como en 2022 se encuentra relacionada con las interacciones ecológicas, principalmente el estado trófico del embalse.

Tanto la densidad como la biomasa del zooplancton estuvo determinada principalmente por el copépodo *T. decipiens*, y los rotíferos *K. tropica tropica* y *Polyarthra* sp., sin embargo, en general las condiciones que presentó el embalse durante el estudio fueron favorables para la presencia de los demás grupos identificados. Los índices ecológicos reflejaron diversidad baja a relativa media, lo cual se relaciona con el estado trófico del embalse, además de la tolerancia de varias especies a cambios en las condiciones del ambiente.

La relación entre las variables ambientales con la densidad y biomasa mostraron que los organismos presentes en el embalse en su mayoría tienen afinidad o se asocian con el contenido de fósforo y sólidos suspendidos lo cual se refleja en sus hábitos alimenticios principalmente detritívoros.

La comparación entre 2007 y 2022 el embalse mantiene su tendencia neutral-alcalina, mineralización débil, además de la concentración de fósforo relativamente similar, diferente a la expresión de clorofila “a” que para el 2022 reflejó condición oligotrófica; no obstante, el embalse mantiene su característica eutrófica.

El zooplancton obtuvo mayor riqueza de especies durante el año 2022 en contraste con el 2007, ya que se incluyeron los registros de protozoos y un tardígrado; no obstante, fueron poco representativos. Diferente a lo observado para los copépodos y los rotíferos, entre los que destacó la presencia de *T. decipiens*, *K. tropica tropica* y *Polyarthra* sp. durante ambos años.

7.3 Recomendaciones

Debido a que se destaca la aparición de tapetes formados por *Eichhornia crassipes* en los ríos Somondoco y Garagoa, se recomienda identificar las causas y efectos del buchón sobre los componentes físico, químicos y biológicos del embalse.

A. Anexo: Tabla de variables in situ medidas en el Embalse La Esmeralda (Chivor, Colombia). Semana 1 a 8.

Estación	Profundidad	Parámetro	Unidades	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
E1	SUP	pH	Unidades pH	7,15	6,64	7,47	7,87	7,76	7,53	7,73	7,52
		Conductividad	μS/cm	117	106,8	107,3	104,9	97,2	108,1	65,39	90
		Oxígeno Disuelto	mg/L	7,19	8,61	8,33	8,3	8,56	8,7	8,25	9,39
		Temperatura	°C	21,1	18,7	19,8	22,7	20,8	21	22,38	22,7
		Saturación de Oxígeno	%	84	109	105,6	113,8	111,6	112,5	103,4	126,5
		Potencial Redox	mV	-966,6	-100,6	-337,3	-894,4	-681,2	-1097,9	-129,74	-374,4
	MED	pH	Unidades pH	7,77	7,66	7,82	7,89	7,96	7,9	7,83	7,6
		Conductividad	μS/cm	83,8	84,8	86,6	103	89,6	100,5	71,07	95
		Oxígeno Disuelto	mg/L	7,88	9,1	8,71	8,82	8,71	8,58	8,19	9,89
		Temperatura	°C	18,7	18,8	19	20,3	18,7	19,7	20,26	19,8
		Saturación de Oxígeno	%	82	114	108,7	113,4	110	109,1	102,9	127,2
		Potencial Redox	mV	-752,4	-994,3	-823,7	-779,1	-838,3	-833,5	-176,3	-393
	FON	pH	Unidades pH	7,66	7,84	7,86	7,95	7,93	7,86	7,84	7,78
		Conductividad	μS/cm	93,9	85	104,2	111,1	95,7	94,5	80,25	89
		Oxígeno Disuelto	mg/L	7,85	9,12	8,67	8,5	8,69	8,71	8,27	9,76

Estación	Profundidad	Parámetro	Unidades	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
		Temperatura	°C	18,6	18,9	19	19,5	18,7	19,1	19,12	18,3
		Saturación de Oxígeno	%	86	113,2	107,8	108,8	109,1	111,7	103,7	121
		Potencial Redox	mV	-772,6	1037,2	-928	-885,9	-811,3	-568,1	-117,5	-357
E2	SUP	pH	Unidades pH	7,30	7,41	7,64	7,67	7,87	7,99	7,69	7,48
		Conductividad	μS/cm	120,00	114,4	105,8	104,6	103,8	102,9	62,56	87
		Oxígeno Disuelto	mg/L	7,31	8	8,23	8,19	8,21	8,3	8,45	10,3
		Temperatura	°C	22,30	21,1	20,4	21,7	21,2	21,9	21,52	22,5
		Saturación de Oxígeno	%	92,00	102,4	105,3	108,1	107,9	110	105,9	135,8
		Potencial Redox	mV	-476,10	-666,8	-799,7	-712,5	-675,8	-825,4	-110,91	-361,7
	MED	pH	Unidades pH	7,33	7,88	7,54	7,8	7,78	7,77	7,57	7,26
		Conductividad	μS/cm	97,6	102,4	100,9	101,5	100,8	100	63,54	91
		Oxígeno Disuelto	mg/L	6,89	8,54	8	8,55	8,08	8,17	8,25	10,2
		Temperatura	°C	20	19,2	19,4	19,7	19,3	19,4	19,62	19,4
		Saturación de Oxígeno	%	92	105,6	100,8	109,2	102,2	103,5	103,4	137,8
		Potencial Redox	mV	-601,1	-647,5	-767,5	-648,2	-622,6	-818	-178,8	-435,6
	FON	pH	Unidades pH	7,00	7,56	7,59	7,84	7,92	7,76	7,69	7,43
		Conductividad	μS/cm	98,80	94,3	100,8	103,4	97,4	96,8	63,51	90
		Oxígeno Disuelto	mg/L	7,11	8,58	8,19	8,34	8,45	8,44	8,34	11,1
		Temperatura	°C	20,20	19,7	19,6	20	19,4	19,4	19,12	19,3
		Saturación de Oxígeno	%	96,00	108,8	103,1	107,8	107,3	106,6	104,6	142,4
		Potencial Redox	mV	-647,50	-733,6	-742,7	-660,1	-712,3	-846,8	-188,1	-419,7
E3	SUP	pH	Unidades pH	7,37	7,54	7,68	7,77	7,24	7,93	7,43	7,21
		Conductividad	μS/cm	104,2	110,5	101,2	94,2	108,7	94	60,07	86
		Oxígeno Disuelto	mg/L	6,99	7,9	8,35	8,06	0	8,24	8,71	10,2
		Temperatura	°C	20,7	19,9	20	20,7	21	20,3	20,56	19,9
		Saturación de Oxígeno	%	88	104,3	106	105,3	105,6	105,8	111,3	126,9

Estación	Profundidad	Parámetro	Unidades	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
		Potencial Redox	mV	-761,7	-222,7	-607,5	-842,8	-976	-594,2	-66,58	-362,6
	MED	pH	Unidades pH	7,98	7,58	7,46	7,54	7,69	7,75	7,5	7,3
		Conductividad	μS/cm	95,4	100,9	99,3	97,2	97,3	97,8	61,63	85
		Oxígeno Disuelto	mg/L	6,8	8,06	8,04	7,86	7,95	8,23	8,37	12,4
		Temperatura	°C	19,7	19,3	19	19,1	19,5	19,2	19,06	19,1
		Saturación de Oxígeno	%	91	101,7	100,1	99	100,3	103,5	104,8	150,4
		Potencial Redox	mV	-724,5	-606,2	-844,3	-807,1	-842,7	-833,2	-122,5	-432,4
	FON	pH	Unidades pH	7,76	7,49	7,66	7,56	7,61	7,8	7,41	7,43
		Conductividad	μS/cm	109,5	103,6	104,1	96,2	99,4	96,4	60,34	92
		Oxígeno Disuelto	mg/L	6,82	8,12	8,06	8,18	8,04	8,29	8,56	10,55
		Temperatura	°C	19,5	19,4	19	19,1	19,2	19,3	19,12	18,6
		Saturación de Oxígeno	%	90	102,4	100,5	102,9	101,6	104,5	107,2	131,4
		Potencial Redox	mV	-508,3	-512,4	-721,9	-571,8	-795	-779,4	-95,34	-408,8

B. Anexo: Variables *in situ* medidas en el Embalse La Esmeralda (Chivor, Colombia). Semana 9 a 16.

Estación	Profundidad	Parámetro	Unidades	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
E1	SUP	pH	Unidades pH	7,46	7,79	6,84	6,84	6,8	7,68	7,77	7,89
		Conductividad	μS/cm	92	88	68,4	107,7	122	102	104	101
		Oxígeno Disuelto	mg/L	4,12	2,91	7,5	7,95	7,6	8,57	7,7	8,03
		Temperatura	°C	23,3	25,82	24,1	22,8	21,5	23,9	24,05	24,1
		Saturación de Oxígeno	%	55,3	40,3	96,4	91,2	93,4	115,6	104,8	109,1
		Potencial Redox	mV	-404,9	-226,4	-227	-261	-219	-270,7	-306,4	-303,5
	MED	pH	Unidades pH	7,51	7,78	6,73	6,82	6,88	7,73	7,56	7,64
		Conductividad	μS/cm	103	95	66,9	119,9	115	102	114	105
		Oxígeno Disuelto	mg/L	3,89	3,2	7,24	7,56	7,28	8,56	7,54	7,88
		Temperatura	°C	20,8	21,59	21,6	20,7	20,8	23,4	21,5	21,05
		Saturación de Oxígeno	%	49,1	42	95,4	92,1	94,6	114,8	97,6	101
		Potencial Redox	mV	-364,8	-245,4	-225	-291	-220	-273,7	-321,4	-292,7
	FON	pH	Unidades pH	7,44	7,84	6,79	6,67	6,86	7,68	7,67	7,75
		Conductividad	μS/cm	104	98	65,5	125,2	117	106	143	111
		Oxígeno Disuelto	mg/L	3,4	2,74	7,2	7,68	7,17	8,59	8,01	8,15
		Temperatura	°C	21,2	20,05	21,2	20,7	20,1	22,7	20,25	20,52
		Saturación de Oxígeno	%	49,9	36,8	94,2	90,1	91,8	113,4	101,1	103,2
		Potencial Redox	mV	-317,3	-232,8	-220	-232	-222	-275,1	-316,8	-285,4
E2	SUP	pH	Unidades pH	7,6	7,7	6,78	6,27	7,11	7,73	7,22	7,76
		Conductividad	μS/cm	87	80	88,8	104	117	95	96	97
		Oxígeno Disuelto	mg/L	4,49	2,68	7,42	7,34	7,63	8,72	7,86	7,93

Estación	Profundidad	Parámetro	Unidades	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
		Temperatura	°C	25	25,77	22,1	22,4	20,6	24,3	23,6	23,68
		Saturación de Oxígeno	%	61,5	37,4	97,9	92,5	98,8	118,1	105,6	106,6
		Potencial Redox	mV	-387,5	-222,3	-245	-238	-208	-257,4	-345,3	-204,1
	MED	pH	Unidades pH	7,84	7,76	6,86	6,47	6,99	7,45	7,58	7,54
		Conductividad	µS/cm	90	82	67,7	106,8	118	97	95	101
		Oxígeno Disuelto	mg/L	4,07	2,6	7,21	6,63	7,28	8,56	7,78	7,77
		Temperatura	°C	19,2	19,69	19,6	20,7	19,2	19,5	21,7	19,84
		Saturación de Oxígeno	%	49,6	35,8	91,6	85,6	91,4	106,1	101,1	96,9
		Potencial Redox	mV	-403,8	-261,1	-246	-225	-222	-284,5	-337,5	-309,5
	FON	pH	Unidades pH	7,52	7,72	6,77	6,58	6,89	7,55	7,58	7,6
		Conductividad	µS/cm	93	85	64,7	103,8	122	96	97	99
		Oxígeno Disuelto	mg/L	3,58	2,4	7,19	6,35	7,01	8,57	7,87	7,72
		Temperatura	°C	19,1	19,59	19,8	20,6	19,1	19,2	20,5	20,14
		Saturación de Oxígeno	%	43,4	32,6	91,2	81,9	87,9	105,8	99,6	96,1
		Potencial Redox	mV	-382,5	-245,3	-234	-212	-200	-262,7	-344,3	-300,7
E3	SUP	pH	Unidades pH	7,14	6,51	6,04	7,01	7,05	7,11	7,22	7,3
		Conductividad	µS/cm	78	140	96	95,3	132	120	103	101
		Oxígeno Disuelto	mg/L	1,6	2,6	7,35	7,38	7,49	8,87	7,99	7,9
		Temperatura	°C	20,1	20,87	20,7	21,6	21,2	21,8	21,7	21,9
		Saturación de Oxígeno	%	20,5	30,2	95,2	30,2	97,8	114,5	103,6	102,3
		Potencial Redox	mV	-359,1	-200,2	-234	-220	-232	-171,2	-302,1	-269,9
	MED	pH	Unidades pH	7,3	7,52	6,09	6,98	6,99	7,37	7,51	7,49
		Conductividad	µS/cm	90	79	92	100,6	117	93	95	96
		Oxígeno Disuelto	mg/L	3,89	2,44	7,25	7,45	7,64	8,75	8,04	7,89
		Temperatura	°C	18,8	19,3	19	20,3	20	19,17	20,6	19,52
		Saturación de Oxígeno	%	47,9	29,3	90,1	29,3	97,4	107,4	102	97,8

Estación	Profundidad	Parámetro	Unidades	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16
		Potencial Redox	mV	-409,1	-244,7	-220	-2016	-220	-225,7	-327,1	-289
	FON	pH	Unidades pH	7,34	7,5	6,27	6,9	7,01	7,38	7,41	7,46
		Conductividad	μS/cm	91	82	94	104,5	118	97	99	99
		Oxígeno Disuelto	mg/L	3,98	2,18	6,86	7,23	7,18	8,27	7,46	7,8
		Temperatura	°C	18,8	19,04	19,4	20,4	18,6	19,2	19,3	19,47
		Saturación de Oxígeno	%	47,9	28,8	86,6	28,8	97,4	101,9	91,9	96,6
		Potencial Redox	mV	-389,4	-238,1	-229	-206	-217	-189,1	-315,1	-289

C. Anexo: Tabla prueba de normalidad para variables *in situ*

Prueba de Normalidad variables <i>in situ</i>		
Parámetros	Shapiro-Wilk	Valor p
pH	0,88	<0,05
Conductividad	0,95	<0,05
Oxígeno Disuelto	0,10	<0,05
Temperatura	0,87	<0,05
%SatO2	0,81	<0,05
PRx	0,88	<0,05

D. Anexo: Tabla prueba de normalidad para variables *in situ*

Prueba de Normalidad variables <i>in situ</i>		
Parámetros	Shapiro-Wilk	Valor p
P Total	0,27	<0,05
Alcal Total	0,97	0,30
Clorofila a	0,57	<0,05
NTK	0,17	<0,05
PO ₄	0,71	<0,05
SDT	0,94	0,03
SST	0,73	<0,05
NO ₃	0,93	<0,05

E. Anexo: Tablas de Número de individuos y Densidad (Ind/m³) de morfoespecies por profundidad para la Estación 1.

Orden	Morfoespecie	E1					
		SUP		MED		FON	
		No. Ind	Ind/m ³	No. Ind	Ind/m ³	No. Ind	Ind/m ³
Anomopoda	<i>Moina</i> sp.	2,2	650,0	6,0	1742,9	7,0	2138,8
Calanoida	<i>A. dorsalis</i> Cop.	5,7	1698,8	2,3	697,5	2,6	782,9
	<i>A. dorsalis</i> H.	5,8	1742,4	3,2	958,6	3,8	1184,4
	<i>A. dorsalis</i> LvN	11,4	3493,7	4,7	1458,6	3,5	1081,9
	<i>A. dorsalis</i> M.	5,1	1487,0	3,6	1088,1	2,5	754,4
Cyclopoida	<i>T. cf decipiens</i> Cop.	139,1	42047,2	38,4	11727,1	56,1	17637,3
	<i>T. cf decipiens</i> H.	35,0	10114,8	6,3	1833,0	9,2	2723,3
	<i>T. cf decipiens</i> LvN	59,9	18972,7	15,1	4622,2	19,3	6176,7
	<i>T. cf decipiens</i> M.	15,4	4603,8	4,9	1467,5	5,7	1762,6
Bdelloidea	<i>Adineta</i> sp.	---	---	---	---	1,0	255,6
	Bdelloidea	---	---	---	---	---	---
	<i>cf Anomopus</i> sp.	---	---	1,0	277,8	1,0	272,2
Colootheraceae	<i>cf. Collotheca</i> sp.	---	---	---	---	---	---
Flosculariacea	<i>Testudinella</i> sp.	---	---	---	---	---	---

Orden	Morfoespecie	E1					
		SUP		MED		FON	
		No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3
Ploima	<i>Cephalodella</i> sp.	1,0	280,0	1,6	462,2	1,6	484,9
	<i>cf. Euchlanis</i> sp.	---	---	---	---	1,0	327,8
	<i>cf. Synchaeta</i> sp.	16,0	5034,1	8,3	2613,9	2,8	862,5
	<i>K. cochlearis</i>	14,0	4462,5	4,7	1542,6	2,5	852,8
	<i>K. serrulata</i>	3,8	1190,3	---	---	1,0	327,8
	<i>K. tropica tropica</i>	37,0	10524,4	4,2	1274,4	8,7	2680,9
	<i>Lecane cf. bulla</i>	1,0	322,2	---	---	---	---
	<i>Lecane</i> sp.	1,0	297,2	1,0	250,0	1,0	272,2
	<i>Lepadella</i> sp.	---	---	---	---	1,0	261,1
	<i>Platyias</i> sp.	---	---	---	---	---	---
	<i>Polyarthra</i> sp.	21,8	6784,9	6,9	2169,4	5,6	1736,7
Sessilida	<i>Vorticella</i> sp.	---	---	---	---	---	---
Parachela	Tardigrada (Hypsibiidae)	---	---	---	---	1,0	272,2
Arcellinida	<i>Arcella</i> sp.	---	---	---	---	2,0	548,2
	<i>Centropyxis</i> sp.	---	---	2,0	633,3	1,0	327,8
	<i>cf. Apodera</i> sp.	---	---	1,0	316,7	---	---
	<i>Diffugia</i> sp.	1,0	261,1	---	---	1,0	277,8
Euglyphida	<i>cf. Cyphoderia</i> sp.	---	---	---	---	2,0	600,7
	<i>Euglypha</i> sp.	---	---	---	---	1,0	311,1
	<i>Trinema</i> sp.	---	---	---	---	1,0	251,1

F. Anexo: Tablas de Número de individuos y Densidad (Ind/m³) de morfoespecies por profundidad para la Estación 2.

Orden	Morfoespecie	E2					
		SUP		MED		FON	
		No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3
Anomopoda	<i>Moina</i> sp.	4,0	1208,6	2,4	723,3	8,5	2650,9
Calanoidea	<i>A. dorsalis</i> Cop.	4,9	1487,0	1,5	444,4	2,0	553,5
	<i>A. dorsalis</i> H.	3,8	1164,1	1,8	527,8	1,8	502,8
	<i>A. dorsalis</i> LvN	9,4	2944,0	2,0	607,2	3,0	947,5
	<i>A. dorsalis</i> M.	3,5	1071,7	1,0	314,8	1,8	547,2
Cyclopoida	<i>T. cf decipiens</i> Cop.	94,1	29047,2	8,2	2509,1	16,8	4976,0
	<i>T. cf decipiens</i> H.	18,5	5502,2	4,2	1223,3	4,5	1267,0
	<i>T. cf decipiens</i> LvN	48,8	15233,7	6,0	1823,0	6,6	2086,1
	<i>T. cf decipiens</i> M.	18,4	5665,2	3,0	939,7	3,1	932,5
Bdelloidea	<i>Adineta</i> sp.	---	---	---	---	1,0	277,8
	Bdelloidea	---	---	---	---	---	---
	<i>cf Anomopus</i> sp.	---	---	---	---	1,3	370,8
Coloethecaceae	<i>cf. Collothea</i> sp.	---	---	---	---	---	---
Flosculariacea	<i>Testudinella</i> sp.	1,0	311,1	---	---	---	---
Ploima	<i>Cephalodella</i> sp.	---	---	1,0	283,3	1,3	351,4
	<i>cf. Euchlanis</i> sp.	---	---	---	---	---	---
	<i>cf. Synchaeta</i> sp.	36,6	11512,3	1,3	435,2	2,3	750,0
	<i>K. cochlearis</i>	4,6	1453,3	---	---	1,0	325,0
	<i>K. serrulata</i>	12,7	3963,0	1,0	333,3	2,0	638,9

Orden	Morfoespecie	E2					
		SUP		MED		FON	
		No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3
	<i>K. tropica tropica</i>	38,7	11773,9	6,0	1850,0	9,9	3093,9
	<i>Lecane cf. bulla</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Lecane sp.</i>	1,0	300,0	1,0	277,8	---	---
	<i>Lepadella sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Platijas sp.</i>	2,0	611,1	1,0	316,7	---	---
	<i>Polyarthra sp.</i>	24,4	7471,9	7,6	2427,8	8,1	2577,8
Sessilida	<i>Vorticella sp.</i>	---	---	---	---	---	---
Parachela	Tardigrada (Hypsibiidae)	---	---	---	---	---	---
Arcellinida	<i>Arcella sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Centropyxis sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>cf. Apodera sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Diffugia sp.</i>	---	---	---	---	---	---
Euglyphida	<i>cf. Cyphoderia sp.</i>	---	---	1,0	338,9	---	---
	<i>Euglypha sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Trinema sp.</i>	---	---	---	---	---	---

G. Anexo: Tablas de Número de individuos y Densidad (Ind/m³) de morfoespecies por profundidad para la Estación 3.

Orden	Morfoespecie	E3					
		SUP		MED		FON	
		No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3
Anomopoda	<i>Moina</i> sp.	2,0	588,9	1,0	326,4	2,9	931,7
Calanoidea	<i>A. dorsalis</i> Cop.	2,8	828,4	1,0	331,5	2,0	618,0
	<i>A. dorsalis</i> H.	1,9	575,3	2,0	650,0	2,0	652,8
	<i>A. dorsalis</i> LvN	4,7	1408,3	2,0	648,1	1,6	494,6
	<i>A. dorsalis</i> M.	2,5	798,5	3,3	1052,8	1,5	479,6
Cyclopoida	<i>T. cf decipiens</i> Cop.	46,3	14570,7	5,8	1816,7	14,5	4630,4
	<i>T. cf decipiens</i> H.	8,3	2498,9	1,5	451,4	3,4	1062,1
	<i>T. cf decipiens</i> LvN	24,1	7194,8	2,2	694,9	4,4	1392,9
	<i>T. cf decipiens</i> M.	8,5	2621,9	1,6	506,3	2,7	869,8
Bdelloidea	<i>Adineta</i> sp.	---	---	---	---	---	---
	Bdelloidea	1,0	327,8	---	---	---	---
	<i>cf Anomopus</i> sp.	---	---	---	---	3,8	1126,4
Coloathecaceae	<i>cf. Collotheca</i> sp.	3,0	966,7	---	---	---	---
Flosculariacea	<i>Testudinella</i> sp.	---	---	---	---	---	---
Ploima	<i>Cephalodella</i> sp.	---	---	2,0	633,3	---	---
	<i>cf. Euchlanis</i> sp.	---	---	---	---	---	---
	<i>cf. Synchaeta</i> sp.	4,2	1352,8	2,0	648,1	1,0	327,8
	<i>K. cochlearis</i>	1,8	584,4	1,5	500,0	3,0	966,7
	<i>K. serrulata</i>	1,0	333,3	1,0	333,3	---	---

Orden	Morfoespecie	E3					
		SUP		MED		FON	
		No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3	No. Ind	Ind/m3
	<i>K. tropica tropica</i>	15,8	5010,2	5,1	1653,2	2,9	930,6
	<i>Lecane cf. bulla</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Lecane sp.</i>	1,0	222,2	---	---	---	---
	<i>Lepadella sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Platijas sp.</i>	---	---	---	---	1,0	322,2
	<i>Polyarthra sp.</i>	24,8	7225,5	3,3	1080,2	3,4	1097,8
Sessilida	<i>Vorticella sp.</i>	1,0	277,8	4,0	1266,7	5,0	1388,9
Parachela	Tardigrada (Hypsibiidae)	---	---	---	---	---	---
Arcellinida	<i>Arcella sp.</i>	1,0	277,8	---	---	---	---
	<i>Centropyxis sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>cf. Apodera sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Diffugia sp.</i>	---	---	---	---	---	---
Euglyphida	<i>cf. Cyphoderia sp.</i>	---	---	---	---	1,0	327,8
	<i>Euglypha sp.</i>	---	---	---	---	---	---
	<i>Trinema sp.</i>	---	---	---	---	---	---

H. Anexo: Tablas de Biomasa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de morfoespecies por profundidad y Estación

Orden	Morfoespecie	E1			E2			E3		
		FON	MED	SUP	FON	MED	SUP	FON	MED	SUP
Anomopoda	Moina sp.	14039,6	42676,8	6322,1	4327,2	6759,5	18152,0	4444,8	1926,2	800,3
Calanoida	A. dorsalis Cop.	6642,8	5290,0	18365,6	3190,1	1299,7	12394,0	1881,5	669,6	5462,8
	A. dorsalis H.	55637,3	27034,7	101597,6	7325,0	8975,4	63692,7	5805,3	8267,7	23770,5
	A. dorsalis LvN	3489,9	4229,6	9663,0	2148,0	1476,5	10495,3	891,1	1002,7	4245,1
	A. dorsalis M.	19121,8	19873,6	56995,1	6224,1	2068,0	31653,4	8420,7	14367,7	25903,0
Cyclopoida	T. cf decipiens Cop.	77518,3	55515,4	207115,1	23585,2	10640,9	136854,0	22386,8	6830,3	72340,3
	T. cf decipiens H.	38594,5	31371,4	162909,3	47536,4	6911,6	95275,2	20942,0	4248,5	41350,2
	T. cf decipiens LvN	4941,8	5238,1	21873,9	2036,4	2094,1	19786,6	1331,6	719,8	9018,4
	T. cf decipiens M.	10350,0	12303,3	42261,3	7347,7	3941,6	48162,8	3470,1	2300,4	23511,4
Ploima	Cephalodella sp.	15,4	13,1	---	5,4	2,8	---	---	3,2	---
	cf. Synchaeta sp.	1316,1	4067,2	13785,7	1750,5	507,9	40304,7	127,5	756,4	3157,4
	K. cochlearis	31,9	90,0	354,3	12,6	---	141,3	18,8	19,4	56,8
	K. serrulata	6,4	---	94,4	25,0	6,5	232,4	---	6,5	6,5
	K. tropica tropica	2469,6	3420,8	14219,5	3193,2	1909,4	15797,5	959,3	1184,1	6163,9
	Lecane sp.	3,0	2,7	3,0	---	3,0	0,0	---	---	2,4
	Polyarthra sp.	572,8	1193,7	4617,0	1371,0	1775,4	7335,8	364,9	500,5	5764,3

I. Anexo: Tabla prueba de normalidad para atributos ecológicos

Prueba de Normalidad atributos ecológicos		
Parámetros	Shapiro-Wilk	Valor p
No. Individuos	0,41	<0,05
Densidad (Ind/m ³)	0,41	<0,05
Biomasa (μg/m ³)	0,53	<0,05
Riqueza Específica S	0,96	<0,05
Dominancia D	0,82	<0,05
Shannon H	0,92	<0,05
Equidad J'	0,94	<0,05

J. Anexo: Tabla *t*-student 2007-2022 variables *in situ*

Parámetro	Unidades	Estadístico (t)	Valor P	NC
Temperatura	°C	-1,94	0,06	0,05
Oxígeno Disuelto	mg/L	5,74	<0,05	0,05
Conductividad	μS/cm	46,03	<0,05	0,05
pH	Unidades	3,30	<0,05	0,05
Potencial Redox	mV	11,10	<0,05	0,05

K. Anexo: Tabla *t*-student 2007 – 2022 variables físicas y químicas

Parámetro	Unidades	Estadístico (t)	Valor P	NC
Alcal Total	mg/L	-8,55	<0,05	0,05
Clorofila a	mg/m3	4,20	<0,05	0,05
NTK	mg/L	-96,86	<0,05	0,05
PRS (PO4)	mg/L	-1,77	0,08	0,05
P Total	mg/L	-0,54	0,59	0,05
SDT	mg/L	-89,66	<0,05	0,05
SST	mg/L	1,62	0,11	0,05

L. Anexo: Tabla *t*-student 2007 – 2022 Índices de Estado Tráfico

Parámetro	Prueba	Estadístico	Valor p
IET Chl a	<i>t</i> student	6.378	<0,05
IET NTK	Wilcoxon	2304	<0,05
IET PO4-P	Wilcoxon	1159,5	0,96
IET PT	<i>t</i> student	14,718	<0,05
IET DS	<i>t</i> student	1,178	0,24

Bibliografía

AES Colombia. (2018). *Resumen calidad de aguas embalse Esmeralda*.

Aguirre-Ramírez, N. J., Palacio-Baena, J., & Restrepo-Ramírez, J. J. (2007). *CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DEL EMBALSE EL PEÑOL-GUATAPÉ, COLOMBIA*.

Alcaldía Municipal de Chivor Boyacá. (2000). *Esquema de Ordenamiento Territorial. Municipio de Chivor, Boyacá. II. Síntesis del Sistema Físico Biótico*. <https://repositoriocdim.esap.edu.co/handle/123456789/9933>

APHA-AWWA-WPCF. (2017). *Standard Methods*.

Aranguren - Riaño, N.-J., & Monroy - González, J. D. (2014). RESPUESTAS DEL ZOOPLANCTON EN UN SISTEMA TROPICAL (EMBALSE LA CHAPA, COLOMBIA) CON ALTA TENSIÓN AMBIENTAL. *Rev. Biol. Trop.*, 58(2), 603–619. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=319030502016>

Aranguren, N., Guisande, C., & Ospina, R. (2011). Factors controlling crustacean zooplankton species richness in Neotropical lakes. *Journal of Plankton Research*, 33(8), 1295–1303. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr028>

Aranguren, N., & Monroy, J. (2014). RESPUESTAS DEL ZOOPLANCTON EN UN SISTEMA TROPICAL (EMBALSE LA CHAPA, COLOMBIA) CON ALTA TENSIÓN AMBIENTAL. *Acta Biológica Colombiana*, 19(2), 281–290.

Astiz, S., & Alvarez, H. (2014). ZOOPLANKTON DYNAMICS AND ITS RELATIONSHIP WITH THE WATER QUALITY IN THE CATANIAPO RIVER, AMAZONAS, VENEZUELA. *Sociedad Venezolana de Ecolóía*. <http://ecotropicos.saber.ula.ve>

Badii, M. H., Castillo, J., Cortez, K., Wong, A., & Villalpando, P. (2007). Correlación canónica Análisis de correlación canónica (ACC) e investigación científica (Canonical correlation analysis and scientific research). *InnOvaciOnes de NegOciOs*, 4(2), 405–422.

Battistoni P. (1995). Crustacea Copepoda. In Lopretto & Tell (Eds.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio: Vol. Tomo I* (Ediciones SUR).

- Benítez, H. H., & Claps, M. C. (2009). Distribución horizontal y vertical del zooplancton en un ciclo diario en el litoral de una laguna pampásica. *Biología Acuática*, 26, 19–31. <https://revistas.unlp.edu.ar/bacuatica/article/view/6627/6385>
- Benjumea-Hoyos, C. A., Suárez-Segura, M. A., & Villabona-González, S. L. (2018). Temporary and spatial variation of nutrients and total suspended solids in the basin of a high mountain tropical river. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(165), 353–363. <https://doi.org/10.18257/RACCEFYN.777>
- Bozkurt, A., Çelik, K., & Sevindik, T. O. (2012). Seasonal variations in the length of zooplankton related to certain physicochemical variables in two freshwater reservoirs. *Crustaceana*, 85(4–5), 447–462. <https://doi.org/10.1163/156854012X634401>
- Cabrera de Leon, A. G. (2009). *VARIACIONES ESPACIALES Y TEMPORALES DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA EN DOS LOCALIDADES DEL EMBALSE SUATA (ESTADO ARAGUA, VENEZUELA)*. UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA FACULTAD DE CIENCIAS ESCUELA DE BIOLOGÍA .
- Carrasquel, J. (2010). *Variaciones temporales del zooplancton del Lago del Círculo Militar de Caracas (DC) y bases para la taxonomía molecular de Thermocyclops decipiens (Copepoda, Cyclopoida)*. Universidad Central de Venezuela.
- Celis, S., Mancera, E., León, J. A., & Marina, B. (2008). EVALUACIÓN DE LA ROTIFEROFAUNA PRESENTE EN EL COMPLEJO DE PAJARALES DURANTE LA ÉPOCA LLUVIOSA, DEPARTAMENTO DE MAGDALENA, COLOMBIA Assessment Of The Pajarales Complex Rotiferofauna During The Rainy Season, Departamento De Magdalena, Colombia. In *Acta biol. Colomb* (Vol. 13, Issue 2).
- CEPIS. (2001). Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. In 2001. https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/55330/OPSCEPISPUB01_spa.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Cifuentes, G. R., Cárdenas, J. L., Lara, C. R., & Quibay, J. Á. (2020). ESTUDIO DE LAS CONCENTRACIONES DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN AGUAS DEL EMBALSE DE LA COPA. TOCA-BOYACÁ. *Revista I3+*, 4(2), 9–22.
- Claps, M. C., Gabellone, N. A., & Benítez, H. H. (2004). Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): Spatio-temporal variations. *Annales de Limnologie*, 40(3), 201–210. <https://doi.org/10.1051/limn/2004018>
- Conde-Porcuna, Ma. J., Ramos-Rodríguez, E., & Morales-Baquero, R. (2004). El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, XIII(2). <http://www.aeet.org/ecosistemas/042/investigacion3.htm>

- Da Silva, L. C. (2011). *VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA DIVERSIDADE E BIOMASSA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DO RESERVATÓRIO DA UHE DE FURNAS-MG, BRASIL*. UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE.
- de la Fuente Fernández, S. (2011). *Análisis Componentes Principales Santiago de la Fuente Fernández*.
- Díaz-Trujillo, J. J. (2010). *Atlas de Microorganismos: Vol. ISBN: 84-92807-57-1* (Junta de Andalucía). Consejería del Medio Ambiente.
- EPA. (2016). *Standard Operating Procedure for Zooplankton Analysis LG403*.
- Fernández, L. D., Damboreana, C., Thorp, J. H., Rogers, D. C., Hamada, N., & Damboreana, C. (2015). Protozoa: Introduction to free-living Protozoa. In *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates A Global Series of Books on the Identification, Ecology, and General Biology of Inland Water Invertebrates by Experts from Around the World* (Quinta Edición).
- Ferrer, C. (2018). *Distribución vertical del zooplancton durante ciclos diarios en el embalse Rincón del Bonete (Río Negro, Uruguay)* [Tesis de Grado]. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/23347/1/uy24-19036.pdf
- Fierro-Ortiz, E., & Caballero-Rodríguez, L. E. (2015). *Evaluación de la calidad del agua del humedal de Santa María del Lago mediante el uso de índices biológicos y físicoquímicos para su implementación en otros humedales* [Tesis de Pregrado]. Universidad Santo Tomás.
- Gallegos-Neyra, E. M., Lugo-Vázquez, A., Calderón-Vega, A., Del Rosario Sánchez-Rodríguez, M., & Mayén-Estrada, R. (2014). Biodiversity of free living amoebid protists in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(SUPPL.). <https://doi.org/10.7550/rmb.33691>
- Gallo-Sánchez, J. L., Aguirre-Ramírez Jaime Alberto, Palacio-Baena, N., & Ramírez-restrepo, J. J. (2009). ZOOPLANCTON (ROTIFERA Y MICROCRUSTACEA) Y SU RELACIÓN CON LOS CAMBIOS DEL NIVEL DEL AGUA EN LA CIÉNAGA DE AYAPEL, CÓRDOBA, COLOMBIA Zooplankton (Rotifera and Microcrustacea) and its relationship with the level water changes in Ayapel floodplain lake (Córdoba) Colombia. In *Caldasia* (Vol. 31, Issue 2). www.unal.edu.co/icn/publicaciones/caldasia.htm
- García-Chicote, Ja. (2015). *El zooplancton como indicador de la calidad del agua en embalses: un estudio en el ámbito de actuación de la confederación hidrográfica del Júcar*. Institut Cavanille de Biodiversitat i Biologia Evolutiva. Universitat de València,.

- Gaviria, S., & Aranguren, N. (1998). Guía general de laboratorio Copepoda. Curso: Sistemática de zooplancton de aguas continentales de Colombia. In *Universidad Nacional de Colombia. Instituto de Investigaciones Amazónicas IMANI*.
- Gazonato-Neto, A. J., da Silva, L. C., Saggio, A. A., & Rocha, O. (2014). Comunidades zooplanctónicas como bioindicadoras de eutrofização em reservatórios tropicais. *Biota Neotropica*, 14(4). <https://doi.org/10.1590/1676-06032014001814>
- González, E., Ortaz, M., & Carrillo, V. (2014). *Zooplankton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos*. <https://www.researchgate.net/publication/262475354>
- Goswami, S. C. (2004). *Zooplankton Methodology, Collection & Identification--a field manual*. https://drs.nio.res.in/drs/bitstream/handle/2264/95/Zooplankton_Manual.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Guevara, G., Lozano, P., Reinoso, G., & Villa, F. (2009). Horizontal and seasonal patterns of tropical zooplankton from the eutrophic Prado Reservoir (Colombia). *Limnologica*, 39(2), 128–139. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.03.001>
- Guimarães Landa, G., Neris, R. A., Caldas De Miranda, C., Correia, E., Ramos, S., & Ramos Do Amaral, S. (2018). DISTRIBUIÇÃO DA ESPÉCIE *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (COPEPODA, CYCLOPOIDA) NO ESTADO DE MINAS GERAIS, BRASIL DISTRIBUTION OF THE SPECIES *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (COPEPODA, CYCLOPOIDA) IN THE STATE OF MINAS GERAIS, BRAZIL. *Acta Biologica Brasiliensia*, 1(1).
- Guimarães-Landa, G., Rodrigues Barbosa, F. A., 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. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50, 695–705.
- Havens, K. E. (2002). Zooplankton structure and potential food web interactions in the plankton of a subtropical chain-of-lakes. *TheScientificWorldJournal*, 2, 926–942. <https://doi.org/10.1100/tsw.2002.171>
- Henao, A. M. (1987). El Disco Sechhi y el estado trófico. *Asociación de Ingenieros Sanitarios de Antioquia*, 72, 67–79.
- Hernández, E., Jaime Aguirre, N., & Alberto Palacio, J. (2011). Relación entre la determinación del pigmento Clorofila a y el Biovolumen geométrico algal en un lago de planicie de inundación (Ciénaga de Ayapel, Córdoba-Colombia) Relationship between chlorophyll a pigment and algal geometric biovolume determination in a floodplain lake (Ciénaga Ayapel, Córdoba-Colombia). In *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* N.º (Vol. 60).

- Iannacone, J., & Alvarino, L. (2007). Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Gayana*, 71(1), 49–65.
- IDEAM. (2022). *Seguimiento al Ciclo ENOS - FENÓMENO LA NIÑA*. http://www.ideam.gov.co/documents/21021/121539941/07_ENSO_IFN_JUL_26_2022.pdf/f6929b16-b28f-4b16-8790-872ec9e55b05?version=1.0
- Jaramillo-I, J. C., & Gaviria, S. (2003). CARACTERIZACIÓN FÍSICA, QUÍMICA Y ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA DE UN PEQUEÑO LAGO TROPICAL, LAGO SANTANDER (RIONEGRO, ANTIOQUIA, COLOMBIA). *Caldasia*, 25(2), 355–380. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39387/41280>
- Jerez Jaimes, J. H., Ximena, E., & Parra, N. (2001). Tardígrados (Animalia: Tardigrada) de la Reserva El Diviso-Santander, Colombia. In *Biota Colombiana* (Vol. 2, Issue 2).
- Koste, W. (1978). *Rotaria - Die Rädertiere Mitteleuropas: Vols. I-II TextBand*. Gebrüder Borntraeger.
- Labuce, A., & Strake, S. (2017). An overview of Synchaeta Ehrenberg, 1832 (Rotifera: Monogononta: Synchaetidae) species in the Eastern Gotland Basin, Baltic Sea, with complementary characteristics for the trophi of *S. fennica* Rousselet 1902 and *S. monopus* Plate, 1889. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 66(3), 287–294. <https://doi.org/10.3176/proc.2017.3.06>
- Lampert, W. (1989). The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. *Functional Ecology*, 3, 21–27.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. M., Ramon, A., & Delgado, S. (2013). *Determination of trophic indicators in Rio Tercero reservoir, Cordoba (Argentina)*. 3, 419–425. www.ccarevista.ufc.br
- Lopes, V. G., Branco, C. W. C., Kozlowsky-Suzuki, B., & Bini, L. M. (2019). Zooplankton temporal beta diversity along the longitudinal axis of a tropical reservoir. *Limnology*, 20(1), 121–130. <https://doi.org/10.1007/s10201-018-0558-y>
- López, C., Villalobos, M., & González, E. (2001). Estudios sobre el zooplancton de los embalses de Venezuela: Estado actual y recomendaciones para futuras investigaciones Studies on zooplankton from Venezuelan reservoirs: Actual status and recommendations for future researchs. In *Scientific Journal from the Experimental Faculty of Sciences at La Universidad del Zulia* (Vol. 9, Issue 2).
- López Martínez, M. L., & Madroñero Palacios, S. M. (2015). Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: Caso Laguna de la Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(2), 21. <https://doi.org/10.18359/rcin.1430>

- Losada Benavides, L. C., Rueda Sanabria, C. A., & Martínez Silva, P. (2020). Evaluación de la calidad del agua en el embalse hidroeléctrico El Quimbo. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 107–116. <https://doi.org/10.31908/19098367.1800>
- Marquez, G. E. (1996). Embalses en Colombia: Ecología, impacto ambiental, biodiversidad. In Ed. F. F. Colombia (Ed.), *Ecosistemas estratégicos y otros estudios de ecología ambiental* (p. 211).
- Mazo-B., D., Ramírez-Restrepo, J. J., & Díaz-C., A. (2015). Caracterización física y química del embalse Riogrande II (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 37(103). <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v37n103a04>
- Mendoza-Alfaro, R. E., & Koleff-Osorio, P. (2014). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Merayo, S., & González, E. J. (2010a). Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela. In *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN (Vol. 58, Issue 2)*.
- Merayo, S., & González, E. J. (2010b). Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela. In *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN (Vol. 58, Issue 2)*.
- Molozzi, J., Feio, M. J., Salas, F., Marques, J. C., & Callisto, M. (2013). Maximum ecological potential of tropical reservoirs and benthic invertebrate communities. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(8), 6591–6606. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-3049-3>
- Monroy-Gonzales, J. D. (2008). *Expresión del zooplancton (excepto protozoos) en función de las variables ambientales de un embalse tropical (La Esmeralda - Colombia)*. Universidad de Los Andes.
- Monroy-González, J. D. (2008). *EXPRESIÓN DEL ZOOPLANCTON (EXCEPTO PROTOZOOS) EN FUNCIÓN DE LAS VARIABLES AMBIENTALES DE UN EMBALSE TROPICAL (LA ESMERALDA - COLOMBIA)*. Universidad de Los Andes. Departamento de Ciencias Biológicas.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (T & A Manuales y Tesis, Vol. 1). SEA. <http://entomologia.rediris.es/sea>
- Murueta-Figueroa, L. N. (2014). *Efecto de la carga orgánica y de nutrientes y su biorremediación en sedimentos de ecosistemas acuáticos con distintas características ecológicas* [Universidad de Valencia]. https://roderic.uv.es/bitstream/handle/10550/33660/Tesis_Nayeli_Roderic.pdf?se
- Ortega Murillo, M. del R., Hernández Morales, R., Oropeza Flores, H., Alvarado Villanueva, R., & Mora, Y. (2016). Estructura de la comunidad del zooplancton en un lago hipereutrófico en Michoacán, México. *Revista de La DES Ciencias Biológico*

- Agropecuarias. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*, 18(2), 51–59.
https://www.biologicas.umich.mx/index.php?journal=biologicas&page=article&op=view&path%5B%5D=BiologicasVol18No2_2106_51-59&path%5B%5D=pdf
- Paggi, J. (1995). Crustacea Cladocera. In E. Lopretto & G. Tell (Eds.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio: Vol. Tomo III* (Ediciones Sur.).
- Paggi, J., & Paggi, S. (1995). Determinación de la biomasa y abundancia zooplanctónica. In E. Lopretto & G. Tell (Eds.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio: Vol. Tomo I* (Ediciones Sur, pp. 315–323).
- Paggi, J. S. B., Wallace, R., Fontaneto, D., Marione, M. C., Thorp, J. H., Rogers, D. C., Hamada, N., & Damborenea, C. (2020). Phylum Rotifera. In *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates A Global Series of Books on the Identification, Ecology, and General Biology of Inland Water Invertebrates by Experts from Around the World: Vol. V*.
- Paggi, S. (1995). Rotifera. In E. Lopretto & G. Tell (Eds.), *Ecosistemas aguas continentales. Metodología para su estudio: Vol. Tomo II* (Ediciones Sur, pp. 643–667).
- Palacios Sierra, R. A. (2013). *INVENTARIO DOCUMENTADO DE REPRESAS EN COLOMBIA UNIVERSIDAD MILITAR NUEVA GRANADA FACULTAD DE INGENIERIA PROGRAMA DE INGENIERIA CIVIL*.
- Pinto-Coelho, R. M., Giani, A., Morais-Jr, Carvalho-Jr, & Bezerra-Neto. (2005). THE NUTRITIONAL STATUS OF ZOOPLANKTON IN A TROPICAL RESERVOIR: EFFECTS OF FOOD QUALITY AND COMMUNITY STRUCTURE. In *Braz. J. Biol* (Vol. 65, Issue 2).
- Pinto-Coelho, R., Pinel-Alloul, B., Méthot, G., & Havens, K. E. (2005). Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: Variation with trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(2), 348–361.
<https://doi.org/10.1139/f04-178>
- Reyes Meneses, A., & Daniel Monroy-G, -José. (n.d.). *BIOMASA ZOOPLANCTONICA (MICROCRUSTÁCEOS Y ROTÍFEROS) EN EL*.
- Rodríguez, A., & Aranguren, N. (2014). Comunidad planctónica de un embalse con alta tensión ambiental: La Playa, cuenca alta del río Chicamocha (Tuta, Boyacá), Colombia. *Biota Colombiana. Especial Embalses y Río Regulados*, 15(2), 95–110.
- Roldán, G., & Ramírez, J. J. . (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia.
- Roldán Pérez, G., Jairo, J., & Restrepo, R. (2022). *FUNDAMENTOS DE LIMNOLOGÍA NEOTROPICAL*.

- Roldán-Pérez, G. (2009). DESARROLLO DE LA LIMNOLOGÍA EN COLOMBIA: CUATRO DÉCADAS DE AVANCES PROGRESIVOS COLOMBIAN LIMNOLOGY DEVELOPMENT: FOUR DECADES OF PROGRESSIVE ADVANCEMENTS. In *Actual Biol* (Vol. 31, Issue 91).
- Román-botero, R. (2013). *EFFECTO ESTACIONAL DE LOS AFLUENTES EN LA ESTRUCTURA TÉRMICA DE UN PEQUEÑO EMBALSE NEOTROPICAL, LA FE-COLOMBIA SEASONAL EFFECT OF TRIBUTARIES ON THE THERMAL STRUCTURE OF A SMALL NEOTROPICAL RESERVOIR, LA FE-COLOMBIA* ANDRÉS GÓMEZ-GIRALDO MAURICIO TORO-BOTERO. 80, 152–161.
- Rossa, D. C., Costa-Bonecker, C., & Fulone, L. J. (2007). *Biomasa de rotíferos en ambientes dulceacuícolas*.
- Ruttner-Kolisko, A. (1974). *Plankton Rotifers: Biology and Taxonomy*. Stuttgart, 146.
- Sanabria-Pulido, A. Y. (2018). Protozoos de vida libre en Colombia: un análisis de la importancia en las ciencias limnológicas [Universidad Distrital Francisco José de Caldas]. In 2018. <https://repository.udistrital.edu.co/bitstream/handle/11349/14964/SanabriaPulidoAlis onYisel2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Sanbria Pulido, A. Y. (2018). *Protozoos de vida libre en Colombia: un análisis de la importancia en ciencias limnológicas* [Proyecto Curricular de Licenciatura en Biología]. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Sandoval-Eraza, W. R. (2018). Capítulo 1: Presas y Embalses. In *Diseño de Obras Hidrotécnicas*. <https://www.researchgate.net/publication/326560488>
- Steedman, H. F. (Hugh F. (1976). *Zooplankton fixation and preservation*. Unesco Press.
- Terradez-Gurrea, M. (2011). *ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES ESQUEMA DE CONTENIDOS*.
- Thornton, K. W., Kimmel, B. L., & Payne, F. E. (1990). *RESERVOIR LIMNOLOGY: ECOLOGICAL PERSPECTIVES* Edited by.
- Thorp, J. H., & Covich, A. P. (2001). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (Second Edition). Academic Press. https://www.academia.edu/3504373/Ecology_and_classification_of_North_American_Freshwater_Invertebrates
- Thorp, J. H., Rogers, D. C., Hamada, N., & Damborenea, C. (2015). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates A Global Series of Books on the Identification, Ecology, and General Biology of Inland Water Invertebrates by Experts from Around the World*.
- Valenzuela-C., E., Moreno, J. M., & Gamboa, M. P. (2006). *Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca del Río Garagoa. VI. COMPONENTE ECOSISTÉMICO*.

<https://www.corpoboyaca.gov.co/cms/wp-content/uploads/2015/11/informe-diagnostico-rio-garagoa.pdf>

Varghese, M., Thomas, V. J., & Susan, V. (2015). *Collection and estimation of zooplankton*.

Vega-Rodríguez, E., Eakin, B., Bettín, M., & Ángel-V, C. E. (2002). XV. COMPONENTE HIDROLÓGICO.

Villabona González, S. L., Ramírez-Restrepo, J. J., Palacio-Baena, J. A., & Costa Bonecker, C. (2015). Respuesta de la biomasa zooplanctónica a los gradientes de estado trófico y precipitación de un embalse tropical. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(152), 374. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.203>

Villabona-González, S. (2015). *RELACIONES ECOLÓGICAS DE LA BIOMASA DE LAS POBLACIONES DE ROTÍFEROS Y MICROCRUSTÁCEOS EN LA ZONA FÓTICA DEL EMBALSE RIOGRANDE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA*. Universidad de Antioquia.

Villabona-González, S. L., Benjumea-Hoyos, C. A., Gutiérrez-Monsalve, J. A., López-Muñoz, M. T., & González, E. J. (2020a). Main physicochemical and biological variables in the trophic state of five Colombian Andean reservoirs. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 344–359. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1051>

Villabona-González, S. L., Benjumea-Hoyos, C. A., Gutiérrez-Monsalve, J. A., López-Muñoz, M. T., & González, E. J. (2020b). Main physicochemical and biological variables in the trophic state of five Colombian Andean reservoirs. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 344–359. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1051>

Villabona-González, S. L., Buitrago-Amariles, R. F., Ramírez-Restrepo, J. J., & Palacio-Baena, J. A. (2014). Biomasa de rotíferos de dos embalses con diferentes estados tróficos (Antioquia, Colombia) y su relación con algunas variables limnológicas. *Actualidades Biológicas*, 36(101), 146–162. <http://www.scielo.org.co/pdf/acbi/v36n101/v36n101a6.pdf>

Wen, X., Zhai, P., Feng, R., Yang, R., & Xi, Y. (2017). Comparative analysis of the spatio-temporal dynamics of rotifer community structure based on taxonomic indices and functional groups in two subtropical lakes. *Scientific Reports*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00666-y>

Woelfi, S., Caputo, L., Gracia-Chiote, J., & de los Ríos, P. (2018). *1: Muestreo de zooplankton*. <http://sociedadchilenadelimnologia.cl/Manuales/MANUALES%20SCL%201%20-%20Manual%20Protocolo%20Zooplancton%20Version%2030082018.pdf>

Zavala-García, F., Flores-Coto, C., & Espinosa-Fuentes, M. de la L. (2016). Relación entre la biomasa zooplanctónica y las descargas de aguas continentales, en el sur del Golfo de México (1984-2001). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(1), 21–31. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572016000100003>