



**UNIVERSIDAD CENTRAL DE
VENEZUELA**

FACULTAD DE CIENCIAS

ESCUELA DE BIOLOGÍA

**VARIACIONES ESPACIALES Y TEMPORALES DE LA
COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA EN DOS LOCALIDADES DEL
EMBALSE SUATA (ESTADO ARAGUA, VENEZUELA)**

TRABAJO ESPECIAL DE GRADO.
Presentado ante la ilustre Universidad
Central de Venezuela, por la bachiller Ana
Gabriela Cabrera de León como requisito
parcial para optar el título de Licenciada
en Biología.

Tutor: Dr. Ernesto J. González R.

Octubre, 2009

RESUMEN

Hasta el momento no existen trabajos publicados sobre aspectos relacionados con la ecología de la comunidad del zooplancton del embalse Suata (Edo. Aragua). Por ello, se planteó el objetivo de cuantificar su abundancia y biomasa y relacionarlas con las variables fisicoquímicas y con la concentración de clorofila-a del cuerpo de agua.

Para la realización del estudio se tomaron muestras en dos localidades del embalse con una frecuencia mensual, de mayo a octubre de 2008. La estación 1 (E1) ubicada cerca del dique en las cercanías de la zona donde desemboca el principal afluente del embalse y donde simultáneamente se genera la principal salida de agua, y la estación 2 (E2) ubicada en el lado opuesto al dique.

Entre las variables fisicoquímicas se estimaron la transparencia del agua, temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, concentraciones de nitrógeno total y fósforo total, mientras que la biomasa del fitoplancton se estimó mediante la extracción de la clorofila-a con etanol. Los organismos del zooplancton fueron colectados en el estrato oxigenado del cuerpo de agua con una red de plancton (luz de malla 77 μm) y preservados en formol (4% concentración final). La abundancia se estimó mediante conteos duplicados en cámaras Sedgwick-Rafter (1ml). La biomasa se estimó mediante la determinación del peso seco de los especímenes contenidos en una alícuota de 0,1 ml de muestra por secado a 60°C por 20 horas.

El embalse Suata, se clasificó como polimíctico debido a que permanece mezclado la mayor parte del año. Se registraron diferencias significativas en cuanto a la concentración de oxígeno disuelto entre ambas estaciones. El carácter de las aguas fue alcalino y se registraron altas concentraciones de N_t y P_t que permitieron clasificar el embalse como hipereutrófico. Estas últimas y la concentración de clorofila-a no presentaron diferencias significativas entre ambas estaciones. Se identificaron 24 taxones de zooplancton, de los cuales los rotíferos presentaron 12 especies, los cladóceros 6 especies y los copépodos 3 especies.

El grupo de los ostrácodos dominó la comunidad del zooplancton durante la mayor parte del período de estudio. La abundancia del zooplancton varió entre 114 org/l (julio) a 1566 org/l (septiembre) en E1, y entre 444 org/l (julio) a 5118 org/l (octubre) en E2. Estos valores son propios de sistemas hipereutróficos como lo es el embalse Suata. Los ostrácodos representaron en promedio el 59,2% de la abundancia relativa, seguidos por los rotíferos con un promedio de 27,1% y por los cladóceros con un 8%. El grupo de los copépodos representó el 13% de los individuos en E1 y el 5,4% en E2. Otros grupos (protozoarios, nematodos), presentaron promedios menores al 0,4%. La mayor abundancia del zooplancton se registró en los estratos superficiales de ambas estaciones. Por su parte, la biomasa del zooplancton presentó un promedio de 1889 ± 2331 $\mu\text{g/l}$ con un mínimo de 72 $\mu\text{g/l}$ (julio) y un máximo de 6551 $\mu\text{g/l}$ (septiembre) para E1, mientras que en E2 el promedio fue de 2364 ± 4000 $\mu\text{g/l}$ con un mínimo de 329 $\mu\text{g/l}$ (mayo) y un máximo de 10490 $\mu\text{g/l}$ (octubre). La mayor parte de la biomasa total fue aportada por los ostrácodos.

Los cambios temporales en las condiciones ambientales parecieron ser los responsables de las fluctuaciones en la abundancia y en la biomasa del zooplancton en el embalse Suata.

AGRADECIMIENTOS

- A mis padres, por darme todo lo que me han dado en la vida, por darme todas las herramientas posibles para mi formación y la construcción de mi futuro.
- A mis hermanos Leonel y Luana, por estar ahí para mí, los mejores hermanos que he podido tener.
- A mis tíos Tania y Nicolás, por incentivar me a estudiar biología. Siempre los recordaré.
- A mi bello novio Manuel, por los grandes momentos que me brindaste durante mi vida universitaria y los grandes momentos que vendrán.
- A mi tutor el Dr. Ernesto González, por su gran apoyo, dedicación, paciencia y esmero brindado durante la realización de este proyecto. El mejor tutor que pude tener.
- Al Lic. Carlos Peñaherrera, por su gran colaboración brindada durante las salidas de campo.

- A mis jurados, Evelyn Zoppi y Mario Ortaz, por sus asesorías y acertadas sugerencias, las cuales hicieron de éste un mejor trabajo.
- Al Prof. Renato De Nóbrega, por el asesoramiento estadístico y gran disponibilidad.
- A las profesoras Maira Oropeza y Guillermina Alonso, por la orientación y los buenos consejos dados durante la carrera.
- A mi gran amiga Daniela, por compartir conmigo durante todo mi paso por la universidad, una amiga para toda la vida.
- A Luis, por su gran amistad, un hermano más.
- A mis amigos de la facultad: Isa, Jacques, Ari, Mari, Vero, Juan, Vane Migue, Alberto, Andrés... entre muchos, a mis amigos de San José y mis amigos de colegio, por los viajes, las salidas y los excelentes momentos.
- A la Universidad Central de Venezuela, por permitir mi formación académica y mi crecimiento personal.

A todos mis más sinceros agradecimientos.

INDICE GENERAL

	Página
I. INTRODUCCION.....	1
II. OBJETIVOS.....	15
III. AREA DE ESTUDIO.....	16
IV. MATERIALES Y METODOS.....	17
1. Métodos de Campo.....	17
1.1. Variables Fisicoquímicas.....	18
1.2. Biomasa de fitoplancton	19
1.3. Zooplancton.....	19
2. Métodos de laboratorio.....	20
2.1. Análisis químicos.....	20
2.2. Biomasa de fitoplancton.....	20
2.3. Zooplancton.....	21
3. Métodos Estadísticos.....	22

V.	RESULTADOS.....	24
1.	Variables fisicoquímicas.....	24
2.	Variables biológicas.....	45
2.1	Biomasa del fitoplancton.....	45
2.2	Zooplancton.....	47
3.	Análisis de la estructura comunitaria.....	66
VI.	DISCUSIÓN.....	71
VII.	CONCLUSIONES.....	89
VIII.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	91
	ANEXOS.....	106

INDICE DE FIGURAS

FIGURA	Página
1. Ubicación relativa de las localidades de estudio en el embalse Suata.....	17
2. Precipitación media mensual para el período 1953 -1994 en el sector El Consejo (estación meteorológica más cercana al Embalse Suata), Edo. Aragua.....	24
3. Variación del nivel del agua del embalse durante el año 2008.....	25
4. Velocidad del viento en el embalse durante el período de estudio.....	26
5. Transparencia del agua del embalse durante el período de estudio en las estaciones de muestreo.....	27
6. Variaciones del coeficiente de atenuación de la luz durante el período de estudio.....	28
7. Perfiles de temperatura en E1 durante el período de estudio.....	30
8. Perfiles de temperatura en E2 durante el período de estudio.....	31
9. Perfiles de oxígeno disuelto en E1 durante el período de estudio.....	33
10. Perfiles de oxígeno disuelto en E2 durante el período de estudio.....	34
11. pH del agua en las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2.....	36
12. Perfiles de conductividad en E1 durante el período de estudio.....	38

13. Perfiles de conductividad en E2 durante el período de estudio.....	39
14. Concentración de fósforo total en las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2.....	41
15. Concentración de nitrógeno total en las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2	43
16. Variación de la proporción de nitrógeno total: fósforo total durante el período de estudio en ambas estaciones.....	44
17. Biomasa del fitoplancton (concentración de clorofila- <i>a</i>) en las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2.....	46
18. Distribución vertical del zooplancton en E1	49
19. Distribución vertical del zooplancton en E2	50
20. Abundancia del zooplancton en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.....	52
21. Proporciones de los grupos del zooplancton en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.....	53
22. Composición porcentual del zooplancton en promedio de los diferentes meses de muestreo para ambas estaciones. (A) E1, (B) E2.....	54
23. Proporciones de las especies de rotíferos en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.....	56
24. Proporciones de las especies de cladóceros en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.....	58
25. Proporciones de los estadios de copépodos Calanoida y Cyclopida en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.....	60

26. Biomasa total del zooplancton en las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2.....	63
27. Proporciones de la biomasa de los diferentes grupos de zooplancton en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.....	64
28. Peso promedio individual de machos y hembras de adultos de la especie <i>Prionodiptomus colombiensis</i>	65
29. Ordenación de las variables ambientales sobre el primer y segundo componente principal.....	69
30. Ordenación de las variables ambientales sobre el segundo y tercer componente principal.....	70

INDICE DE TABLAS

TABLA	Página
1. Taxones del zooplancton identificados en el embalse Suata durante el período de estudio.....	47
2. Correlaciones no paramétricas de Spearman (r_s) entre E1 y E2.....	66
3. Autovalores, % de varianza explicada y acumulada de los 4 primeros componentes principales.....	67
4. Coeficientes de correlación (r) de los tres primeros componentes principales de las variables ambientales.....	67

I INTRODUCCION

El establecimiento y la expansión de las poblaciones humanas están supeditadas al abastecimiento de agua dulce, lo cual implica que un alto porcentaje de las aguas interiores del mundo están sometidas al efecto más o menos intenso de las actividades antrópicas (Infante, 1988).

Entre los impactos causados por la acción del hombre sobre los ecosistemas naturales destaca la construcción, a un ritmo creciente, de reservorios artificiales de agua. Pequeños lagos, generalmente usados para la irrigación o como reserva de agua potable, son sustituidos por grandes represas, destinadas a la producción de energía y otros fines como transporte, producción de biomasa y eventualmente la recreación (Tundisi y col., 2003). Con frecuencia, los productos de desecho que resultan de las actividades domésticas, agrícolas e industriales, se incorporan en último término en los ríos y lagos, cuyas aguas experimentan cambios físicos y químicos y, por consiguiente, afectan también las comunidades que en ellos viven (Infante, 1988).

Muchos países, ciudades y comités internacionales han debido dedicar grandes esfuerzos económicos, científicos y técnicos para lograr la coexistencia de los lagos y embalses con la actividad antrópica a través de un manejo apropiado de los reservorios y cuencas de drenaje para asegurar el uso sostenible del recurso (Golubev, 1975).

No puede existir manejo apropiado del recurso hídrico de un embalse, si no se tiene un conocimiento integral del mismo. Para ello, es necesario conocer la geología de la cuenca, actividades antrópicas, geomorfología de los embalses, características físicas, químicas y biológicas. Estas últimas merecen un seguimiento continuo, ya que son variables dinámicas en el tiempo, ya sea por efectos climáticos o por el propio manejo por parte del hombre (Peralta y León, 2006).

Las especies son sensores muy precisos de las propiedades del ambiente, y la coexistencia de muchas especies permite su caracterización (Margalef, 1983). Dentro de los ecosistemas acuáticos, las especies planctónicas dominan la comunidad de las aguas libres.

El plancton es la comunidad que vive suspendida en el seno del agua. Esta comunidad tiene un componente vegetal denominado fitoplancton, y un componente animal denominado zooplancton. La ocupación simultánea del espacio acuático por estas dos comunidades, propicia un intenso intercambio entre ellos (Infante, 1988).

El plancton constituye la unidad básica de producción de materia orgánica en los ecosistemas lénticos (Infante, 1988). En presencia de nutrientes adecuados y suficientes, los componentes vegetales del plancton son capaces de acumular energía lumínica solar en forma de compuestos químicos energéticos merced a la

fotosíntesis. El oxígeno que genera ese proceso representa una parte sustancial del que utilizan organismos acuáticos para su respiración.

En la red alimenticia de los sistemas acuáticos, el zooplancton es el principal eslabón de flujo de energía entre los productores primarios (fitoplancton) y los niveles superiores de la red (peces e invertebrados). Además, esta comunidad actúa reciclando nutrientes y, por tanto, aporta nitrógeno y fósforo al medio acuático a través de su excreción (Horne y Goldman, 1994).

La incorporación excesiva de nutrientes a los sistemas acuáticos influye directamente sobre el fitoplancton, por cuanto modifica su composición específica y eleva su producción, mientras que los efectos sobre el zooplancton son más bien indirectos porque tienen que ver con el alimento o con los cambios físicos y químicos del hábitat (Infante, 1988).

En los ecosistemas lénticos, el zooplancton está formado principalmente por protozoos, entre los que predominan los ciliados, rizópodos y heliozoos; rotíferos, a los que se les encuentra generalmente como adultos; cladóceros y copépodos (Margalef, 1983).

Los protozoarios son organismos unicelulares o pueden reunirse en colonias. Su tamaño varía desde unos pocos micrómetros hasta algunos milímetros. Se alimentan principalmente de bacterias y pequeñas algas del plancton, así como también de otros protozoarios (Infante, 1988).

Los rotíferos, por su origen dulceacuícola, exhiben gran diversificación y son muy abundante en las aguas continentales; sólo excepcionalmente se encuentran en ambientes marinos (Infante, 1988). Su importancia en el plancton proviene en gran parte del éxito con el cual han invadido la zona pelágica de los lagos. Los rotíferos se caracterizan por la presencia de una corona anterior ciliada y de una estructura esclerotizada o faringe modificada que se denomina mástax. Su tamaño es muy pequeño y varía entre los 300 y 2000 μm . Este grupo cubre el nicho ecológico de los pequeños “suspensívoros” (Margalef, 1983). La mayor parte de las especies de este grupo son suspensívoras, separando seston de dimensiones bastante diversas, desde unos pocos micrómetros y hasta grandes diatomeas, euglenas y clorofíceas.

Los individuos pertenecientes al orden Cladocera, han sido denominados comúnmente “pulgas de agua”, porque guardan cierta similitud con estos insectos, tanto en la forma como en el movimiento (Infante, 1988). El grupo es predominantemente dulceacuícola y son muy pocas las especies marinas. Abundan en el litoral de los lagos, pero en el plancton tienen una amplia representación. Los cladóceros se caracterizan principalmente por su caparazón quitinoso que cubre y protege la cabeza y el cuerpo. En la región torácica y abdominal el caparazón está cerrado en el dorso y abierto en la parte ventral, dando la apariencia de dos valvas, aunque en realidad es una sola pieza cuticular plegada. Su tamaño varía entre 200 y 3000 μm . Al ser estos crustáceos casi exclusivamente consumidores de algas y de detritus, son capaces de afectar el desarrollo del fitoplancton en los sistemas naturales y, al mismo tiempo, son las presas favoritas de depredadores vertebrados e invertebrados (Infante, 1998).

El orden Copepoda ha invadido con igual éxito los mares y las aguas continentales, donde se distribuye en los más variados ambientes: litoral, bentónico y pelágico. Los copépodos, junto con los cladóceros y rotíferos, son los componentes más relevantes del zooplancton dulceacuícola; sin embargo, estos microcrustáceos se encuentran también notablemente representados en los ambientes bentónicos y litorales de los sistemas límnicos (Suárez y Gutiérrez, 2001). Los copépodos constituyen una fracción importante de la biomasa del zooplancton, alrededor del 50%, tanto en las aguas marinas como en las epicontinentales; dicha proporción puede estar disminuida en las aguas más eutróficas por el mayor desarrollo de los rotíferos y cladóceros en ellas (Margalef, 1983). Los nauplios de copépodos ingieren partículas pequeñas, pero al desarrollarse los apéndices en torno a la boca, el modo de alimentación de los copépodos cambia. En el curso de la vida, las especies de copépodos pasan gradualmente de la microfagia naupliar a la macrofagia y hasta al canibalismo, en el caso de algunos Cyclopoida.

En el zooplancton también se encuentran presentes otros grupos de organismos, muchos de los cuales sólo forman parte del plancton durante una parte de su vida (Margalef, 1983). La población de ostrácodos forma una parte significativa del zooplancton (Wetzel, 2001). Según Suárez y Gasca (1994), juegan un papel fundamental en la productividad secundaria y algunos son reconocidos como indicadores de las condiciones de eutrofización, mientras que otros son propios de ambientes oligotróficos (Brusca y Brusca, 2005). Los ostrácodos son

una clase de crustáceos de tamaño reducido, muchas veces microscópicos, normalmente entre 0,1 y 2 mm. Se encuentran en variados hábitats, agua salada y agua dulce, y en este último tipo de ambiente se les encuentra a grandes profundidades o en la superficie formando parte del plancton (Brusca y Brusca, 2005).

Los sistemas lénticos presentan gradientes físicos y químicos muy marcados, especialmente en su eje vertical, y están sometidos a cambios temporales anuales, estacionales o diarios (Infante, 1988). Si además se consideran los factores biológicos como la movilidad de los individuos, la depredación, entre otras, no cabe esperar una distribución homogénea de las poblaciones del zooplancton.

La comunidad planctónica, al igual que las demás comunidades acuáticas, interactúa tanto con el medio abiótico como con los otros organismos y su medio físico (Schulze y col., 1995); estos factores determinan la densidad poblacional y la estructura espacial y temporal de las comunidades (Infante, 1988).

La radiación solar provee la mayor cantidad de energía que entra a los lagos, y la misma puede ser transformada en energía potencial por procesos bioquímicos como la fotosíntesis, siendo de fundamental importancia en la dinámica de los ecosistemas acuáticos. La absorción de la energía y la disipación como calor ejercen efectos profundos en la estructura térmica, masa de agua estratificada y en el patrón de circulación de los lagos (Wetzel, 2001).

La disponibilidad de luz, concentración de nutrientes, gases y la formación de termoclinas o piconclinas ejercen un efecto claro sobre la distribución vertical del plancton. A nivel de la termoclina se retrasa el movimiento descendiente de los organismos, lo cual provoca la acumulación en este estrato (Infante, 1988).

A lo largo del año la composición de especies varía en respuesta a los cambios ambientales que se producen (especialmente de la temperatura), de manera que en cada momento la comunidad estará dominada por las especies que presentan mejor adaptación a dichas condiciones ambientales. Estos cambios se pueden explicar debido a que la temperatura del agua afecta la tasa de eclosión de los huevos (Armengol, 1982).

En ecosistemas acuáticos naturales, la variación en la concentración de oxígeno disuelto puede generar una influencia significativa en la distribución y fisiología del zooplancton (Field y Prepas, 1997).

El zooplancton requiere de un suministro continuo de oxígeno, ya que este gas es indispensable para la respiración de los organismos (Infante, 1988; Dodson, 1992). Frecuentemente, en los lagos estratificados y eutrofizados, el hipolimnion suele encontrarse bajo condiciones de anoxia, lo cual impone límites a la distribución vertical de los organismos aeróbicos pertenecientes al zooplancton. También se ha registrado que, durante el agotamiento del oxígeno nocturno en los lagos productivos, el zooplancton puede competir por este gas con las bacterias y las algas (Dodson y Frey, 1991).

La entrada de afluentes a los lagos suele tener un efecto pronunciado en la distribución del plancton, porque en la desembocadura se modifica la turbidez del agua, su contenido en sustancias nutritivas y la turbulencia de la misma (Infante, 1988). En algunos casos, se advierte, pero en otros puede haber una importante concentración de ciertas especies que encuentran allí mejores condiciones para alimentarse.

La turbidez frecuentemente limita la actividad fotosintética de las algas del plancton; la condición de turbidez en la zona fótica puede deberse a la ausencia de la estratificación térmica, lo cual limita la entrada de luz para la sobrevivencia de las algas (Marzolf, 1990). Esto puede generar dos efectos, el primero es una disminución en la biomasa del fitoplancton y el segundo que las algas que logren mantenerse o sobrevivir bajo estas condiciones de turbidez serán frecuentemente facultativas o heterótrofas estrictas, lo cual puede influir notablemente en la nutrición del zooplancton, así como también afectan la composición de especies, estimulación de la luz para la migración vertical y vulnerabilidad ante la presencia de depredadores.

El desarrollo de la comunidad planctónica dependerá, entonces, de la manera como estos factores físicos y químicos se distribuyen dentro del sistema, lo que a su vez guarda relación con la geomorfología de la cuenca (Infante, 1988).

El zooplancton retiene y transfiere la materia y energía que el fitoplancton ha fijado fotosintéticamente, y por tanto es un indicador de la producción secundaria (Fernández, 1990). En los estudios del zooplancton, la determinación

de la biomasa es muy importante y puede complementar la información de la composición, abundancia y estructura comunitaria (Gasca y Suárez, 1996). La producción de un determinado nivel trófico se define por la cantidad de materia orgánica sintetizada por unidad de tiempo (Postel y col., 2000). Aunque la biomasa de una comunidad mide condiciones instantáneas, puede usarse como medida de producción de biomasa, ya que el análisis temporal y frecuente brinda una estimación de la abundancia y conocimiento de su comportamiento, evolución y dinámica.

La densidad del zooplancton, expresada como el número por área o volumen, no necesariamente proporciona la información exacta sobre la biomasa de la comunidad, ya que el zooplancton consiste en una gran variedad de grupos o especies animales dentro de un gran rango de tamaños (Matsumura-Tundisi y col., 1989). Sin embargo, la biomasa del zooplancton es una variable importante y necesaria para calcular la producción secundaria de la comunidad (Melão y Rocha, 2004; González y col., 2008).

Las fluctuaciones temporales en la biomasa del zooplancton no responden a fenómenos aislados, sino que van ligadas a estructuras de naturaleza trófica (fitoplancton) e hidrodinámicas (estructura térmica, salina, turbulencias y advección). De la relación de todos estos parámetros se puede comprender mejor la dinámica del ecosistema y aquellos factores que tienen mayor influencia sobre el equilibrio y estabilidad del sistema (Guzmán y Obando, 1988; Fernández y García-Braun, 1989; Fernández, 1990).

De esta forma, se observa que determinados grupos de zooplancton presentan respuestas significativas en la abundancia y la biomasa de sus individuos ante un incremento en el estado trófico del cuerpo de agua al cual pertenecen. La mayor parte de los grupos del zooplancton reaccionan ante la eutrofización con un incremento en la biomasa (Pinto-Coelho y col. 2005). Como ejemplo se pueden citar a Hanson y Peters (1984), quienes encontraron una fuerte relación lineal entre la cantidad total de fósforo presente en el agua y la biomasa total del zooplancton de 49 lagos diferentes, la mayor parte de ellos localizados en Norteamérica y Europa.

Sin embargo, el desarrollo de las poblaciones de zooplancton no sólo depende de la cantidad de alimento disponible, sino también de su calidad. Al respecto, Hrbácková (1974), Gliwicz (1977), Benndorf y Horn (1985), Ghilarov (1985) e Infante y Edmondson (1985) afirman que las tasas de filtración, alimentación, fecundidad y abundancia de algunas especies de crustáceos planctónicos son limitadas frecuentemente por la baja concentración de alimentos disponibles, mientras que otras especies están limitadas por las altas concentraciones de algas grandes y filamentosas.

Los protozoarios y los rotíferos presentan altas densidades en aguas con abundante materia orgánica, y junto con los copépodos ciclopoideos dominan en los cuerpos de agua con características eutróficas (Horne y Goldman, 1994). El zooplancton de sistemas oligotróficos responde de manera directa a las variaciones del fitoplancton (Gliwicz, 1969; McQueen y col., 1986; Infante, 1988). Por su parte, en los embalses eutróficos, los vínculos entre el fitoplancton y el

zooplancton se hacen más débiles (McQueen y col., 1986), por lo que la relación no es directa como la observada en los embalses oligotróficos.

De alrededor de un centenar de embalses que existen en Venezuela, sólo se cuenta con información sobre aspectos de la taxonomía o ecología del zooplancton en unos 20 de ellos (López y col., 2001). Entre estos estudios destacan los trabajos realizados por Infante (1981), quien analizó la variación anual de la abundancia del zooplancton en el lago de Valencia, concluyendo que la variación anual de los grupos más representativos (Copepoda, Cladocera y Rotifera) estuvo relacionada con la disponibilidad de alimento y la depredación.

Coraspe (1985), estudió los desplazamientos verticales de algunas especies del zooplancton del embalse Lagartijo (Edo. Miranda), encontrando que estos movimientos variaban entre grupos (copépodos y cladóceros). También encontró que este desplazamiento varió con respecto al sexo del animal y que las formas adultas migraron con una mayor amplitud en relación a los juveniles de las mismas especies.

López (1987) realizó un estudio comparativo de las especies del plancton en los embalses de Agua Fría (Edo. Miranda) y La Mariposa (Dtto. Capital), identificando 13 especies de zooplancton en el primero y 17 especies en el segundo.

Infante (1993) analizó la distribución vertical y horizontal en el lago de Valencia, encontrando que la distribución de la comunidad zooplanctónica estuvo influenciada por ciertas actividades antropogénicas y por el oxígeno disuelto; también concluyó que los copépodos presentaron una mayor contribución a la

biomasa, tanto en la estación de lluvias como en la sequía, y que la biomasa de los rotíferos incrementó en la estación lluviosa.

Carrillo (2001) estudió la distribución horizontal y vertical del zooplancton en el embalse La Mariposa (Dtto. Capital), concluyendo que existe una relación entre el zooplancton y la abundancia del fitoplancton. Además, encontró que la distribución del zooplancton pudo verse afectada por factores como el tiempo de residencia de las aguas, la temperatura, el oxígeno disuelto, la concentración de nitrógeno total, la transparencia del agua, el pH, la conductividad, entre otros.

Otro trabajo sobre la distribución, abundancia y biomasa del zooplancton fue realizado por González (2000) en el embalse El Pueblito (Edo. Guárico), donde se encontró que las variaciones del zooplancton parecieron estar determinadas por la disponibilidad de alimento, en vista a la relación obtenida entre la biomasa del fitoplancton y la biomasa del zooplancton.

Blanco (2003) estudió la comunidad del zooplancton del embalse Agua Fría (Edo. Miranda), encontrando que la distribución espacial y temporal de la comunidad posiblemente estuvo controlada por el nivel de las aguas del embalse.

Gavidia (2003) en el embalse Tierra Blanca (Edo. Guárico), encontró que posiblemente la depredación fue el factor regulador de la comunidad del zooplancton más que la cantidad y la disponibilidad de alimento.

Merayo (2007) estudió las variaciones temporales y espaciales del zooplancton en el embalse Clavellinos (Edo. Sucre), en donde encontró que las variaciones en las condiciones ambientales, tanto espaciales como temporales

que predominaron durante el período de estudio, mostraron una fuerte influencia sobre la composición de la estructura comunitaria del zooplancton.

Villalobos y González (2008), estudiaron las migraciones verticales del zooplancton en el embalse Tierra Blanca (Edo. Guarico), registrando que los copépodos presentaron un patrón de migración inversa (ascienden en el día, y se dirigen hacia el fondo en la noche), mientras que las larvas de *Chaoborus* presentaron el patrón típico de migración vertical (ascenso en la noche y descenso en el día); el resto de los grupos del zooplancton no pareció exhibir movimientos migratorios significativos.

Adicionalmente, se han realizado estudios de caracterización limnológica de otros cuerpos de agua de Venezuela, los cuales también incluyeron el estudio de la comunidad del zooplancton. Algunos de estos estudios fueron realizados por Infante y col. (1992) en los embalses Camatagua, Guanapito y Lagartijo; Infante y col. (1995) en los embalses El Andino y El Cují; González y col. (1997) y Ortaz y col. (1999) en los embalses La Pereza, Quebrada Seca, La Mariposa, Lagartijo y Camatagua; Mendoza (1999) en el embalse La Mariposa (Dtto. Capital); González y col. (2002) en los embalses Pao-Cachinche (Edos. Carabobo y Cojedes) y Taguaza (Edo. Miranda); y González (2004) en el embalse Agua Fría en el Parque Nacional Macarao (Edo. Miranda).

En el caso del embalse Suata, objeto del presente estudio se encuentran los trabajos hechos por Dussart (1984) quien identificó tres especies de copépodos en el embalse. Aru (2008), estimó el contenido de metales pesados en

agua y peces, encontrando que el embalse no posee contaminación por metales pesados, y que el consumo de peces no presenta riesgo de salud pública, en relación a la concentración de los elementos Cd, Cu, Cr, Hg, Ni y Pb. González (2008) estudió la composición química y disponibilidad ambiental de algunos elementos en los sedimentos del mismo embalse, donde obtuvo que el elemento presente en los sedimentos con un mayor riesgo ambiental para el cuerpo de agua es el Zn. Sepúlveda (2009) estudió el contenido de metales pesados en agua, peces y sedimentos, encontrando que el agua del embalse es apta para ser usada con fines de riego y recreativos y que el consumo de los peces no presenta riesgos de salud pública, por lo menos en lo que a contaminación por metales pesados se refiere. Adicionalmente, encontró que los sedimentos se encuentran en el grado de “moderado a fuertemente contaminado” por los metales Cd y Zn, y de “no contaminado a moderadamente contaminado” con Cr, Cu y Mn.

Hasta la fecha no existen trabajos publicados sobre aspectos relacionados con la ecología de la comunidad de zooplancton en este cuerpo de agua. Por ello, se planteó el objetivo de cuantificar la abundancia y biomasa del zooplancton y relacionar estas variables con las variaciones de los factores abióticos y bióticos. Este trabajo se enmarcó en el proyecto de caracterización limnológica del embalse (PG 03.00.6495.2006, CDCH-UCV), emprendido por el laboratorio de Limnología de la UCV, el Centro de Química Analítica de la UCV, la Sección de Productos Pesqueros del Instituto de Ciencia y Tecnología de Alimentos de la UCV y el Centro de Microscopía Electrónica de la Facultad de Ciencias de la UCV.

II OBJETIVOS

Objetivo General:

- Determinar las variaciones temporales y espaciales del zooplancton en dos localidades del embalse Suata (Estado Aragua, Venezuela).

Objetivos Específicos:

- Estimar la composición de especies predominantes, la abundancia y la biomasa del zooplancton total y de sus principales grupos en dos localidades del embalse, en el período comprendido entre mayo y octubre del año 2008.
- Evaluar la relación entre algunas variables físicas (coeficiente de atenuación de la luz, velocidad del viento, transparencia y temperatura), químicas (pH, conductividad y concentración de nitrógeno y fósforo total) y la biomasa del fitoplancton con la abundancia y biomasa del zooplancton.

IV AREA DE ESTUDIO

El embalse Suata (Figura 1) está ubicado en el estado Aragua a 6 Km de la población de La Victoria, a una altura de 508 m.s.n.m. El área del embalse es de 8,49 km² y su profundidad media es de 2 m (Ginez y Olivo, 1984). Este embalse ha alcanzado una profundidad máxima de 9 metros (MINAMB, comunicación personal).

Su capacidad de almacenaje a nivel normal es de $43,3 \times 10^6$ m³. El tiempo de residencia teórico es de 83,5 días.

Este embalse se empezó a construir en 1941 y se terminó en 1942 con el fin de abastecer de agua para la producción de ganadería extensiva y de riego de 3500 ha (Castillo y col., 1973).

El afluente principal del embalse es el río Aragua, el cual nace en la región central de la Cordillera de la Costa y drena hacia su vertiente Sur, formando parte de la cuenca del Lago de Valencia. El río se forma al Norte de la población de La Victoria (Edo. Aragua) por la confluencia de los ríos San Carlos y Gabante y desemboca al Este del Lago de Valencia. El río es desviado en dos puntos para servir a los embalses Suata y Taiguaiguay (González y col., 2009). En su recorrido, el río Aragua atraviesa las poblaciones de La Victoria, San Mateo, Cagua, La Encrucijada y Palo Negro, recogiendo sus aguas servidas sin proceso de saneamiento adecuado. En el embalse Suata, el río Aragua entra por el Este, en puntos cercanos a su dique.

V MATERIALES Y METODOS

1. Métodos de campo:

Durante este estudio se seleccionaron dos localidades (Figura 1) donde se tomaron las muestras. Estas fueron recolectadas con una frecuencia mensual, de mayo a octubre de 2008.

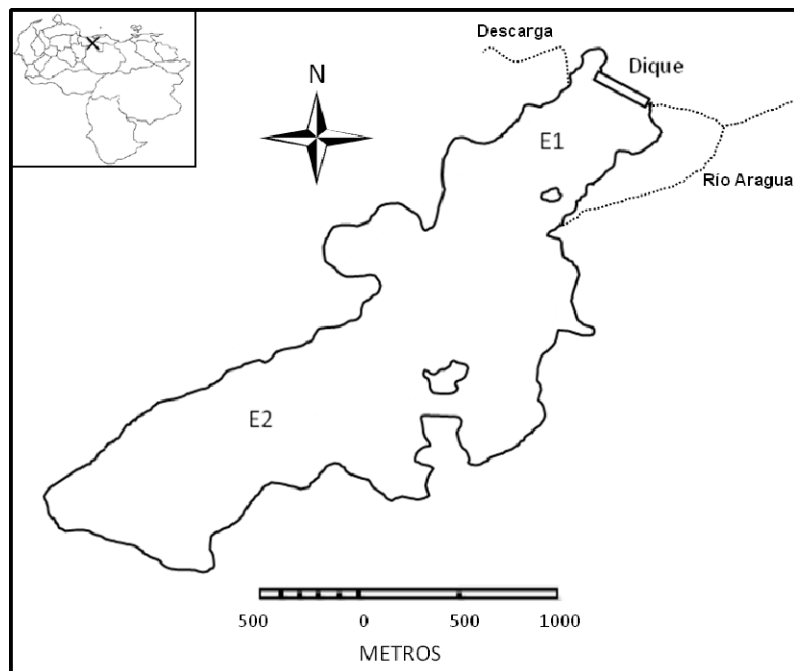


Figura 1.- Ubicación relativa de las localidades de estudio en el embalse Suata.

- **Estación 1 (E1):** ubicada frente al dique y frente al canal principal del río Aragua que es el tributario principal del embalse ($10^{\circ}12'33''N$, $67^{\circ}23'19''W$).
- **Estación E2 (E2):** ubicada en la zona opuesta al dique ($10^{\circ}11'18''N$, $67^{\circ}24'32''W$).

1.1. Variables Fisicoquímicas

En cada estación se estimaron las siguientes variables fisicoquímicas:

- Velocidad instantánea del viento: se midió cada media hora con un anemómetro portátil marca Davies de sensibilidad de 0,1m/s.
- Radiación fotosintéticamente activa: se registró en el aire y en la columna de agua metro a metro desde la superficie hasta la atenuación total de la luz con un espectrómetro cuantómetro radiómetro marca LI-COR (LI-1853), a fin de estimar el coeficiente de atenuación de la luz.
- Temperatura del agua: fue medida con un teletermómetro YSI modelo 3000 TLC (0,1°C), metro a metro desde la superficie hasta el fondo del embalse.
- Oxígeno disuelto: se registró con un medidor de oxígeno YSI modelo 54A (0,1mg/l), metro a metro desde la superficie hasta el fondo del embalse.
- pH: fue medido con un potenciómetro portátil WAND, modelo 3564-25, metro a metro desde la superficie hasta el fondo del embalse.
- Conductividad: se utilizó un conductímetro YSI modelo 3000 TLC (1 μ S/cm), metro a metro desde la superficie hasta el fondo del embalse.
- Transparencia del agua: con un disco de Secchi de 20 cm de diámetro.
- Toma de muestra para el análisis químico (N total y P total): se tomaron directamente en el embalse con una botella de captación del tipo van Dorn (5 L) y se almacenaron en botellas de polietileno de 1 litro. Estas muestras se refrigeraron hasta el posterior análisis en el laboratorio el mismo día del muestreo.

Para la estación E1, estas variables fueron medidas a los 0, 1 y 2 ó 3 metros dependiendo de la profundidad del embalse, y para la estación E2 estos fueron medidos en la superficie y en el estrato más profundo del embalse.

Entre las variables de las comunidades planctónicas presentes en el embalse se midieron:

1.2. Biomasa del fitoplancton

Las muestras para la determinación de biomasa del fitoplancton, se tomaron en el estrato iluminado del embalse, hasta una profundidad de tres veces el disco de Secchi, mediante la utilización de una botella del tipo van Dorn (5 L) y éstas se almacenaron en botellas de polietileno, en frío y en oscuridad, hasta su posterior análisis en el laboratorio el mismo día del muestreo.

1.3. Zooplancton

Se realizó la captura del zooplancton en la columna de agua mediante barridos verticales, con una red de cierre con luz de malla igual a $77\mu\text{m}$. Las muestras se preservaron con formalina a 4% de concentración final (Wetzel y Likens, 2000), hasta su posterior análisis de abundancia y biomasa en el laboratorio.

Para la determinación de la abundancia del zooplancton, se realizaron barridos de un metro de amplitud, de 2 a 1 metros y de 1 a 0 metros de profundidad. Para la determinación de la biomasa cada barrido se realizó desde los 2 a los 0 metros de profundidad. Estos barridos fueron realizados en ambas estaciones.

2. Métodos de laboratorio:

2.1. Análisis Químicos

Las muestras colectadas en el campo se trasladaron al laboratorio en una cava con hielo. El mismo día del muestreo se evaluaron las concentraciones de fósforo total y de nitrógeno total utilizando el método de Valderrama (1981), que permite la oxidación de todas las formas presentes de nitrógeno a nitratos y de todas las formas de fósforo a ortofosfatos mediante la digestión con persulfato de potasio en autoclave a 110°C por 30 min. Las lecturas se realizaron en un espectrofotómetro Genesys 20 a 543 nm para nitrógeno total y a 882 nm para el fósforo total. Para mayores detalles, ver Anexos.

2.2. Biomasa del fitoplancton

Se estimó la biomasa mediante la determinación de la concentración de clorofila-a, filtrando un volumen conocido de muestra a través de un filtro de fibra de vidrio y extracción de la clorofila con etanol, según el método de Nusch y Palme (1975). Se leyó la absorbancia del extracto a 665 a 750 nm en un espectrofotómetro marca Genesys 20, antes y después de acidificar con HCl 0,4M hasta alcanzar un pH de 2,6-2,8. Se aplicó la siguiente fórmula para la obtención de clorofila-a expresada en µg/l:

$$cl - a = \frac{29,6(A_b - A_a) * v}{V * L}$$

En donde:

A_b = absorbancia del extracto original medido a 665nm, menos la absorbancia a 750nm.

A_a = absorbancia a 665 nm después de la acidificación menos la absorbancia a 750nm después de la acidificación.

V = volumen de agua filtrado.

v = volumen de etanol utilizado para la extracción.

L = longitud del paso de luz en la cubeta del espectrofotómetro (1 cm).

Ver Anexos para más detalles.

2.3. Zooplancton

- Abundancia

Se calculó la abundancia de las especies mediante conteo de submuestras de 1 ml en cámaras de Sedgwick-Rafter (Wetzel y Likens, 2000) con la ayuda de un microscopio de luz. Los conteos de las muestras previamente diluidas, se realizaron por duplicado.

- Biomasa

Se calculó la biomasa total y la biomasa por grupos del zooplancton. Para esto, se procedió a tomar una alícuota de 0,1 ml de la muestra correspondiente al sistema en estudio. Mediante la utilización de un microscopio estereoscópico, se procedió a seleccionar y extraer los especímenes de zooplancton uno por uno presentes en la alícuota.

Se determinó el peso seco de los especímenes que se extrajeron de la muestra, luego de su desecación a 60°C en una estufa por 20 horas (Edmondson y Winberg, 1971). El peso seco de los especímenes se determinó en una ultra microbalanza de una precisión de 1 µg. Este análisis se realizó por duplicado.

3. Métodos estadísticos :

Se aplicó un ANOVA de una vía para evaluar si hubo diferencias significativas entre las variables estudiadas en cada localidad del embalse (Sokal y Rohlf, 1969). Las hipótesis planteadas fueron:

- **Ho:** no hay diferencias de las medias de las variables estudiadas entre las localidades del embalse.
- **Hi:** hay diferencias significativas.

Para correlacionar la abundancia y biomasa total del zooplancton con las variables fisicoquímicas evaluadas y la concentración de clorofila-a, se utilizó la prueba de correlación paramétrica de Pearson (r) (Yamame, 1979).

Para evaluar si existieron diferencias significativas en el orden por rangos de abundancia de la especies del zooplancton en las dos localidades estudiadas, se aplicó la prueba de correlación de rangos de Spermán (r_s) (Siegel y Castellan, 1995).

Para analizar los patrones de las variables fisicoquímicas y biológicas en escalas espaciales y temporales, se realizó un análisis de componentes

principales (ACP) (Ter Braak y Smilauer, 1998). Este análisis fue realizado con el programa Past para Windows.

VI RESULTADOS

1. Variables fisicoquímicas

La precipitación media mensual para la estación meteorológica más cercana al área de estudio (sector El Consejo, Edo. Aragua) se muestra en la Figura 2. Se observa que en promedio el inicio del período de lluvias se da para el mes de mayo. Desde este mes las precipitaciones normalmente aumentan hasta el mes de julio cuando se obtiene un máximo de 170,7 mm; seguidamente las precipitaciones disminuyen progresivamente hasta el mes de octubre.

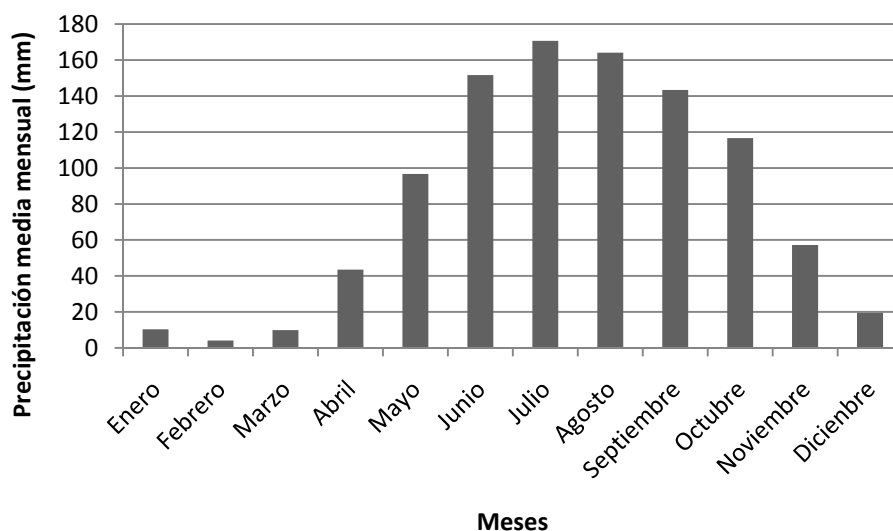


Figura 2. Precipitación media mensual para el período 1953 -1994 en el sector El Consejo (estación meteorológica más cercana al Embalse Suata), Edo. Aragua (Fuente: INAMEH, 2009).

En cuanto al nivel del agua del embalse Suata (Figura 3) se observó que, durante el período de mayo a octubre del 2008, se presentaron los niveles más

bajos de agua de todo el año. El mínimo nivel de agua, para este período, fue registrado en el mes de junio (505,47 m.s.n.m.), y éste comenzó a aumentar a partir del mes de julio. Esto revela que la entrada del período de lluvias no se dio en el mes de mayo, como es lo común para esta región, sino que en el año 2008 comenzó en el mes de julio. El máximo nivel durante el período de estudio fue alcanzado en el mes de octubre (506,42 m.s.n.m.), último mes del presente estudio.

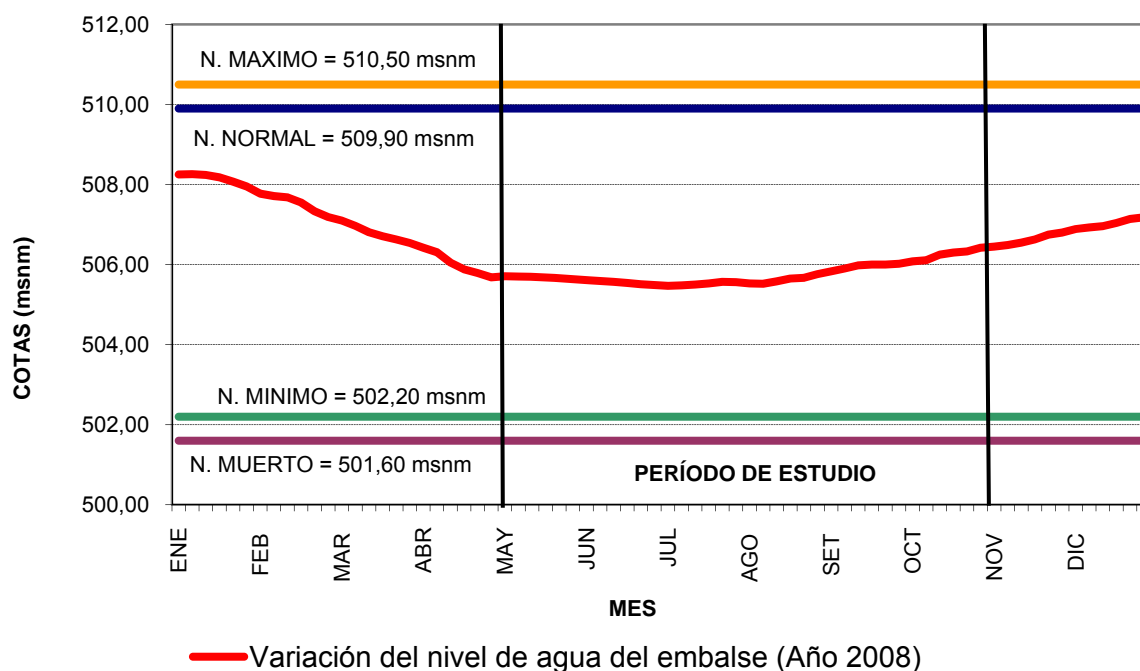


Figura 3. Variación del nivel del agua del embalse durante el año 2008 (Fuente: MINAMB, 2009).

Se presentaron fluctuaciones en cuanto a la velocidad del viento en el embalse (Figura 4), alcanzándose un máximo de velocidad de 2,88 m/s para el

mes de agosto y un mínimo de 1,10 m/s para el mes de septiembre, siendo de $1,99 \pm 0,67$ m/s el promedio de velocidad del viento durante los 6 meses de estudio.

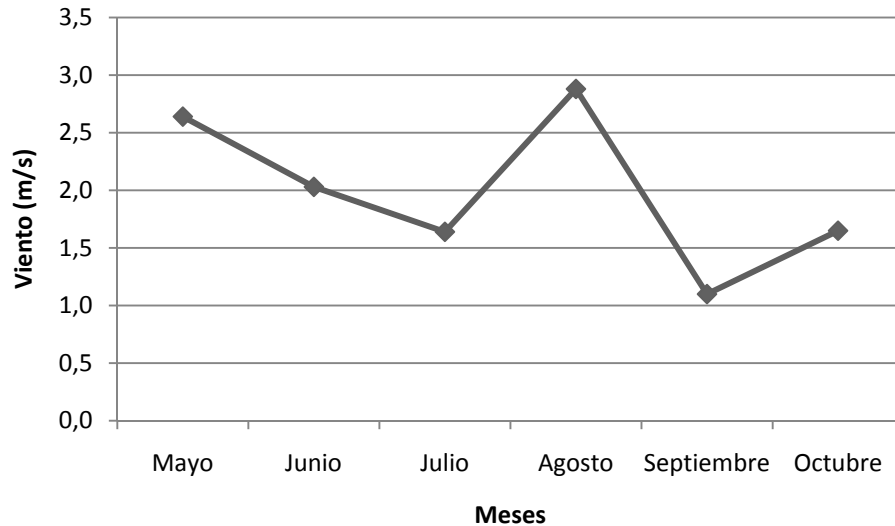


Figura 4. Velocidad del viento en el embalse durante el período de estudio.

Durante el estudio se registraron diferencias en cuanto a la transparencia del agua (Figura 5). La mayor transparencia se registró en el mes de mayo tanto para E1 como E2, y esta fue de 0,6 m. Entre el mes de mayo y julio se observó una disminución progresiva de la transparencia en ambas estaciones hasta el mes octubre. El único mes en el que los valores de transparencia fueron diferentes fue en septiembre, cuando en E2 se registró el menor valor durante todo el estudio (0,2 m). El promedio de transparencia en E1 fue de $0,38 \pm 0,13$ m y en E2 fue de $0,37 \pm 0,15$ m.

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre los valores de transparencia de ambas estaciones.

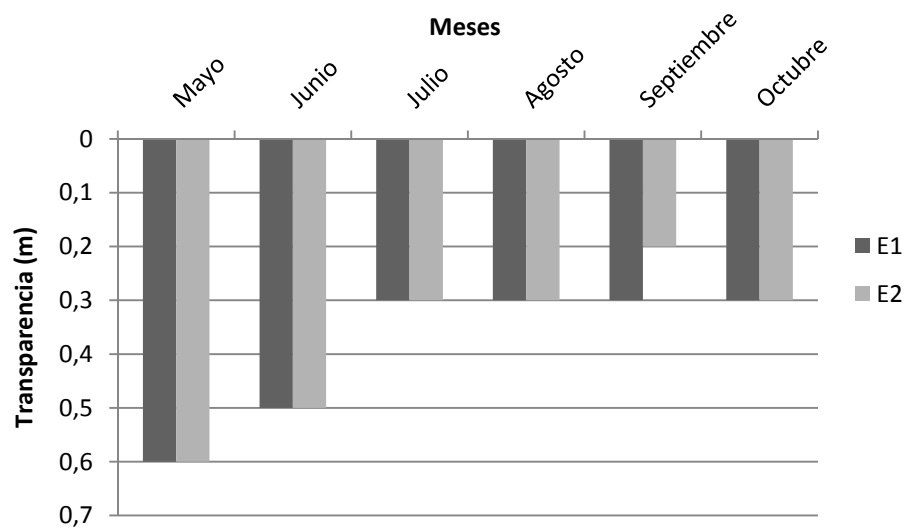


Figura 5. Transparencia del agua del embalse durante el período de estudio en ambas estaciones de muestreo.

En la Figura 6 se muestran las variaciones del coeficiente de atenuación de la luz registradas durante el período de estudio. Éste se calculó solo en E1, y varió entre $2,85 \text{ m}^{-1}$ (mayo) y $5,43 \text{ m}^{-1}$ (septiembre), con un promedio de $3,83 \pm 0,93 \text{ m}^{-1}$. Este coeficiente se correlacionó inversamente con la transparencia del agua en E1 ($r=-0,755$; $p<0,05$).

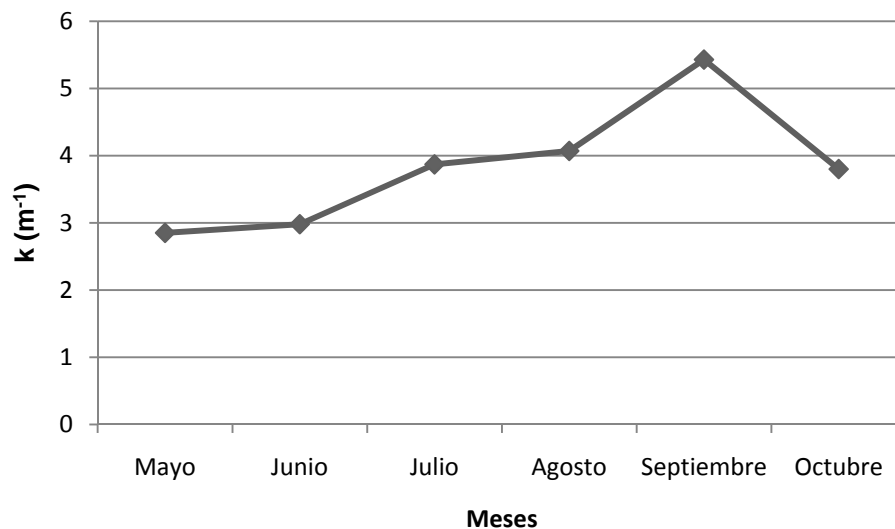


Figura 6. Variaciones del coeficiente de atenuación de la luz (k) en el embalse Suata durante el período de estudio.

Las figuras 7 y 8 muestran las variaciones de temperatura de cada una de las estaciones de muestreo. En E1 (Figura 7) no se observaron períodos de estratificación durante el período de estudio, debido a la baja profundidad del sistema. Sin embargo, para los meses de septiembre y octubre se registraron las mayores diferencias de temperatura entre la superficie y el fondo del embalse, siendo éstas de $0,8$ y $0,9^{\circ}\text{C}$, respectivamente. Para los meses de mayo, julio y

agosto las diferencias de temperatura entre la superficie y el fondo fueron mínimas ($0,2^{\circ}\text{C}$).

Al igual que en E1, en E2 se registraron las mayores diferencias de temperatura entre la superficie y el fondo durante los meses de septiembre y octubre ($1,2$ y $2,5^{\circ}\text{C}$, respectivamente) (Figura 8). Las menores diferencias de temperatura para esta estación fueron registradas en los meses de mayo, julio y agosto, siendo en mayo la menor de ellas ($0,1^{\circ}\text{C}$).

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas entre los valores de temperatura de ambas estaciones.

Temperatura (°C)

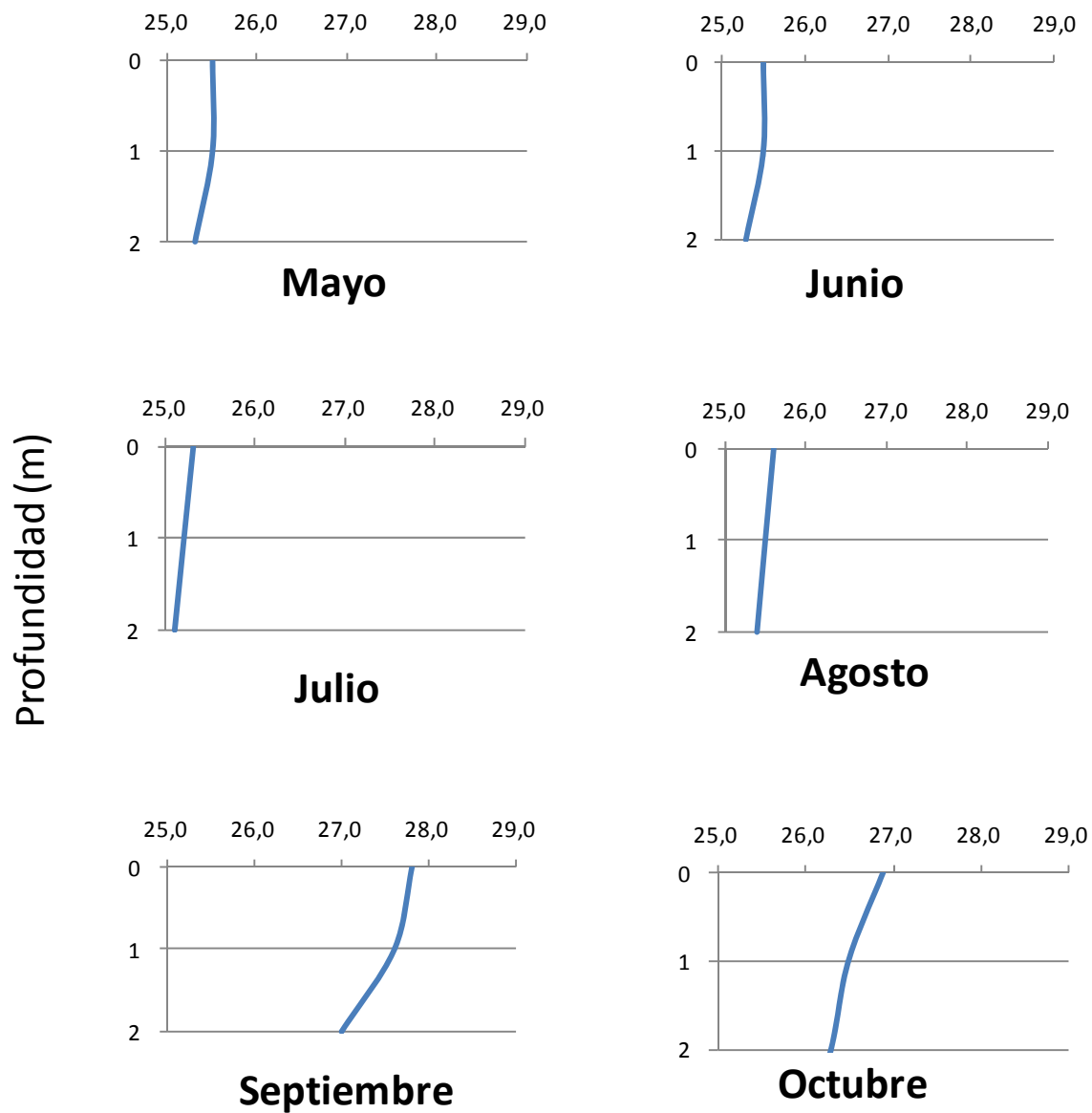


Figura 7. Perfiles de temperatura en E1 durante el período de estudio.

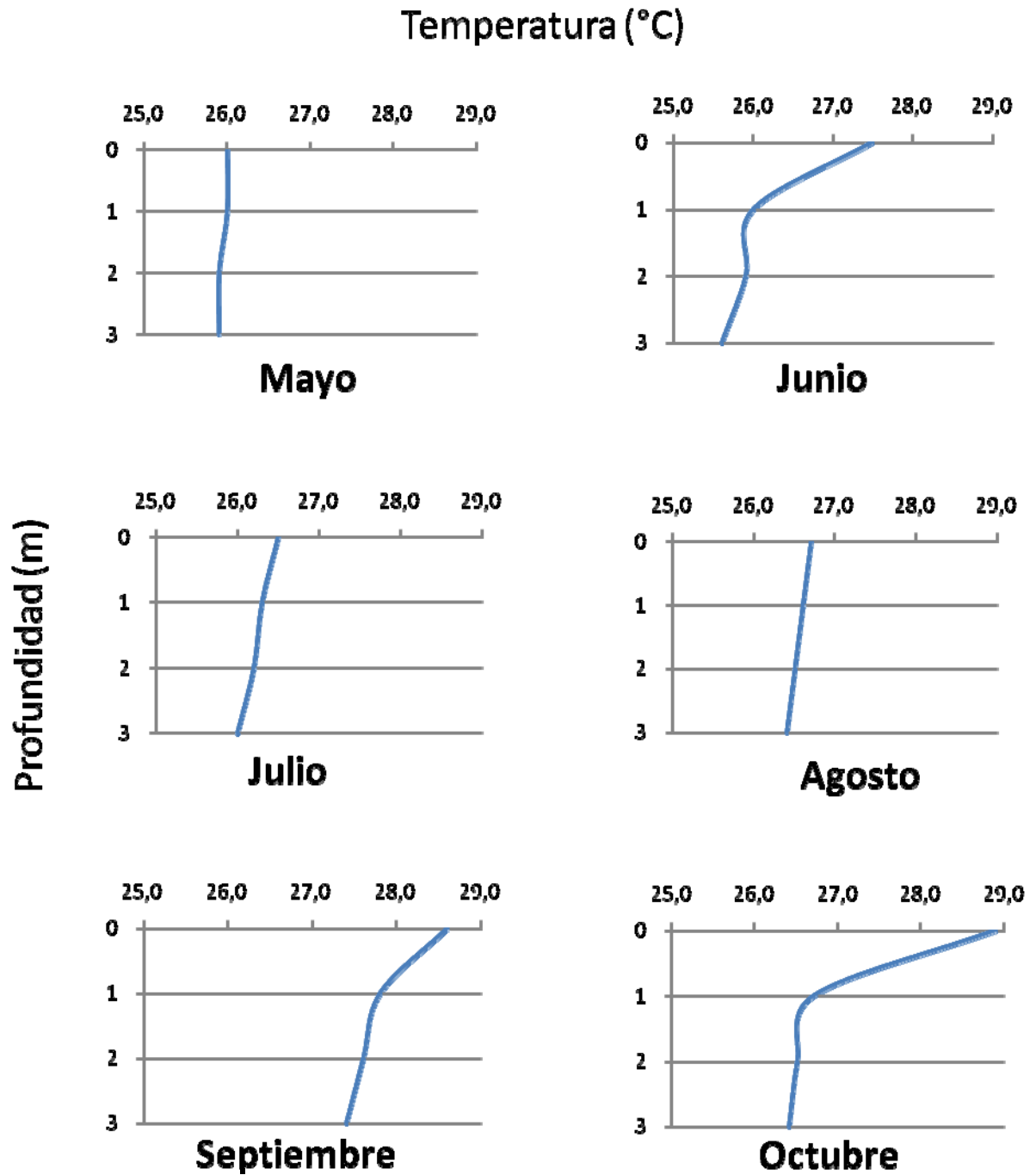


Figura 8. Perfiles de temperatura en E2 durante el período de estudio.

Las Figuras 9 y 10 muestran los perfiles verticales de oxígeno disuelto durante el período de estudio. En general, se observó una mayor concentración de oxígeno disuelto en los estratos superficiales y una disminución al aumentar la profundidad.

En E1 (Figura 9) se notaron pocas variaciones en la concentración de oxígeno a lo largo de la columna de agua de mayo a julio. De agosto a octubre, se notó una disminución más abrupta en las concentraciones de oxígeno al aumentar la profundidad, registrándose el menor valor a 2 metros en octubre (1,9 mg/l).

Por su parte, en E2 (Figura 10), las concentraciones de oxígeno desde mayo a agosto, fueron relativamente homogéneas en la columna de agua. A partir de septiembre se notó una disminución un poco más abrupta hacia los estratos profundos. En septiembre se registró el valor más bajo en esta localidad en el estrato profundo (3,48 mg/l). En cambio, en los estratos superficiales llegaron a registrarse valores superiores a los 10mg/l en los meses de septiembre y octubre. En esta estación el oxígeno se correlacionó significativamente ($p < 0,05$) de manera negativa con la temperatura del agua ($r = -0,878$).

No se registraron condiciones de anoxia en las estaciones durante el período de estudio.

La prueba de ANOVA reveló que hubo diferencias estadísticamente significativas entre los valores de oxígeno de ambas estaciones ($F = 9,279$; $p < 0,05$), siendo en promedio la concentración en E2 mayor que en E1 ($7,70 \pm 0,74$ mg/l y $5,17 \pm 1,90$ mg/l, respectivamente).

Oxígeno (mg/l)

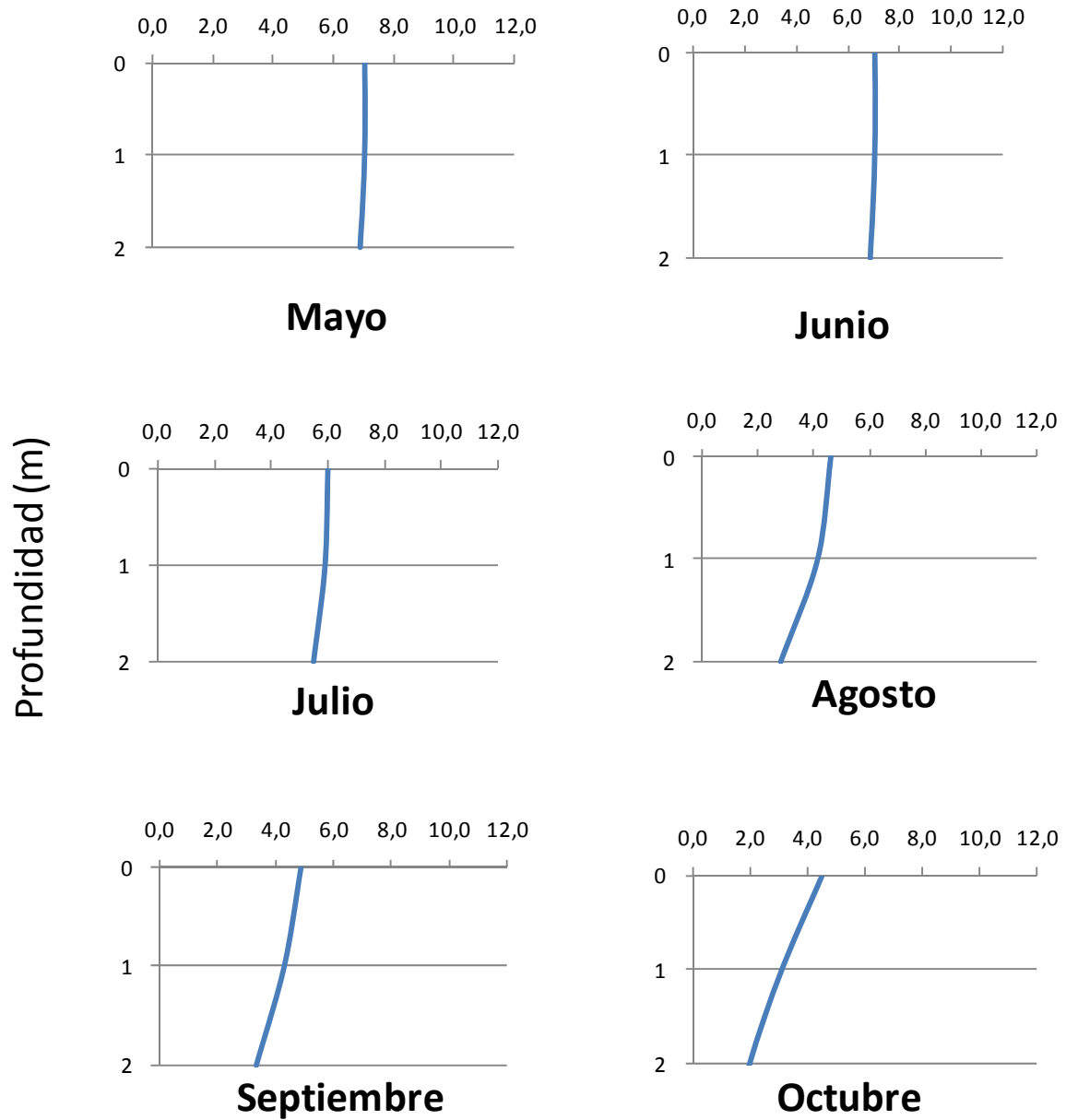


Figura 9. Perfiles de oxígeno disuelto en E1 durante el período de estudio.

Oxígeno (mg/l)

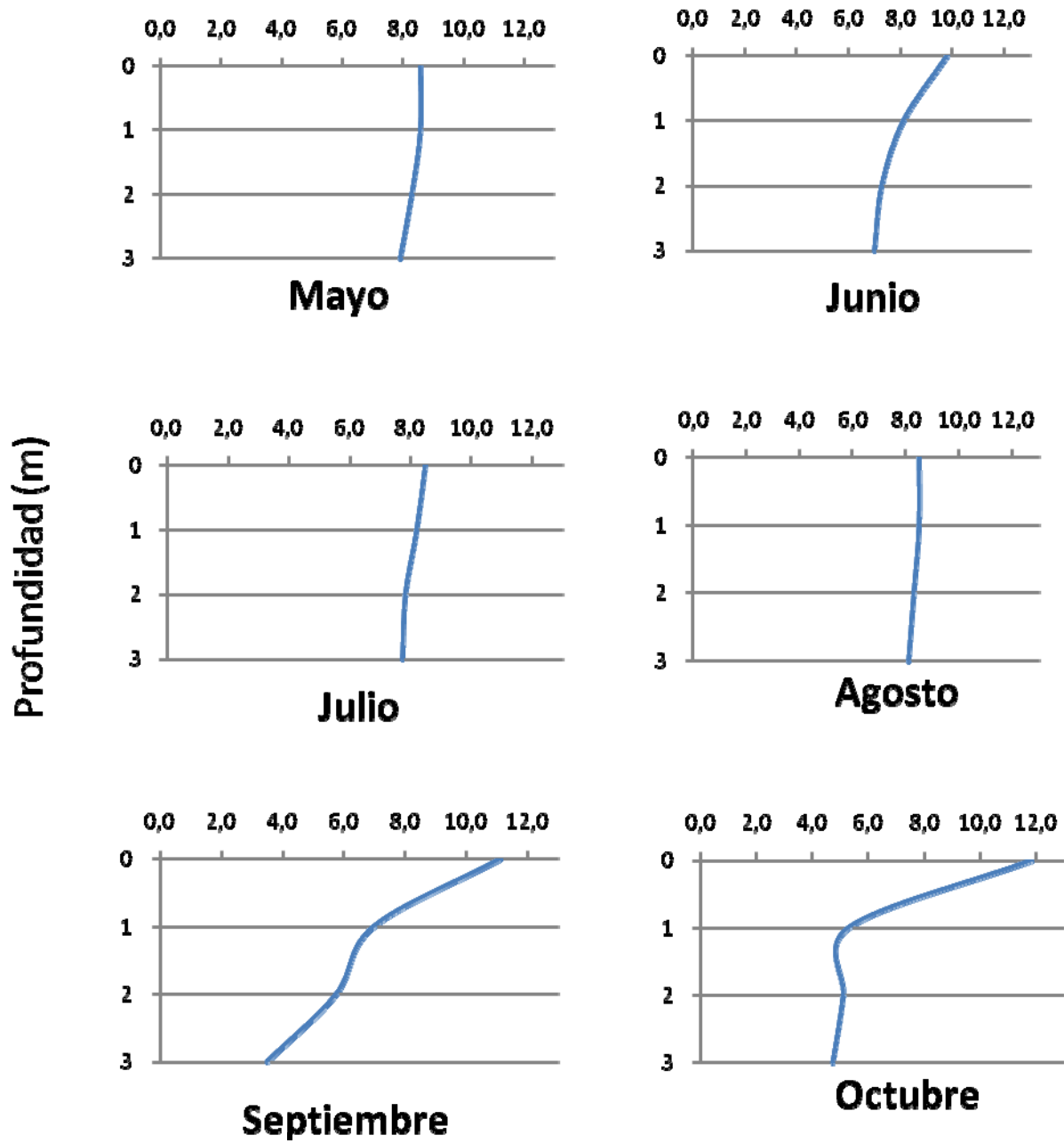


Figura 10. Perfiles de oxígeno disuelto en E2 durante el período de estudio.

En la Figura 11 se muestra las variaciones de pH en la columna de agua para ambas estaciones durante el período de estudio. En los estratos superficiales de ambas localidades, se registraron valores alcalinos que variaron desde 8,9 a 8,3. En general, se observó una disminución del pH con la profundidad; sin embargo, no se alcanzó la neutralidad en ninguna de las estaciones.

El valor de pH promedio en todas las profundidades para E1 fue de $8,67 \pm 0,24$, y para E2 el valor promedio fue de $8,88 \pm 0,27$.

En E1 el mayor valor promedio de pH se registró en de agosto ($8,8 \pm 0,1$), mientras que en E2 se registró en septiembre ($9,15 \pm 0,21$).

Los menores valores de pH en promedio de todos los estratos en ambas estaciones se registraron en el mes de octubre. El pH promedio para octubre en E1 fue de $8,2 \pm 0,1$ y para E2 es de $8,4 \pm 0,1$; tal condición coincidió con la menor disponibilidad de oxígeno en el fondo del sistema.

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas entre los valores de pH de ambas estaciones.

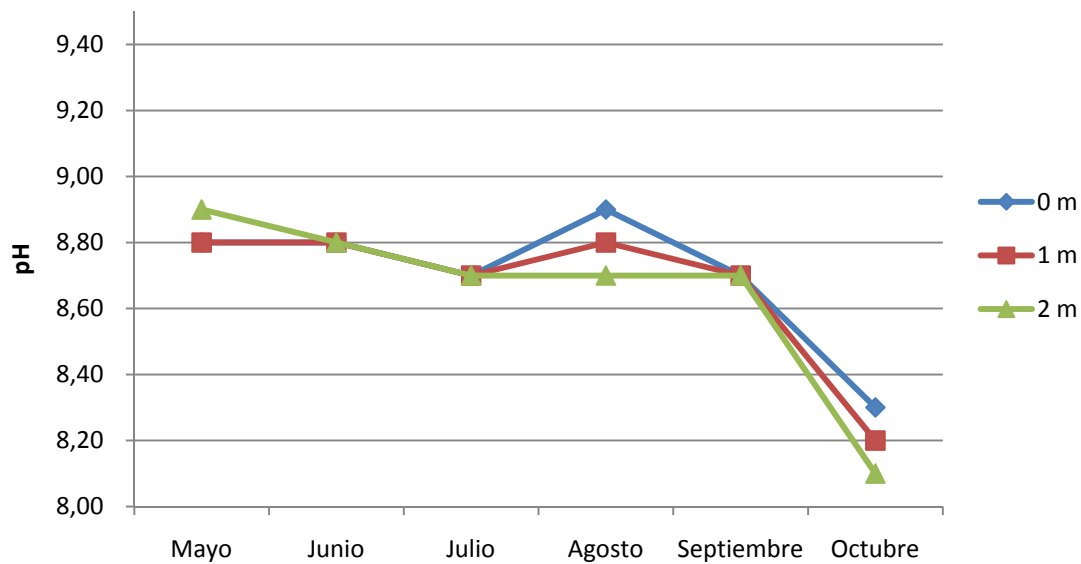
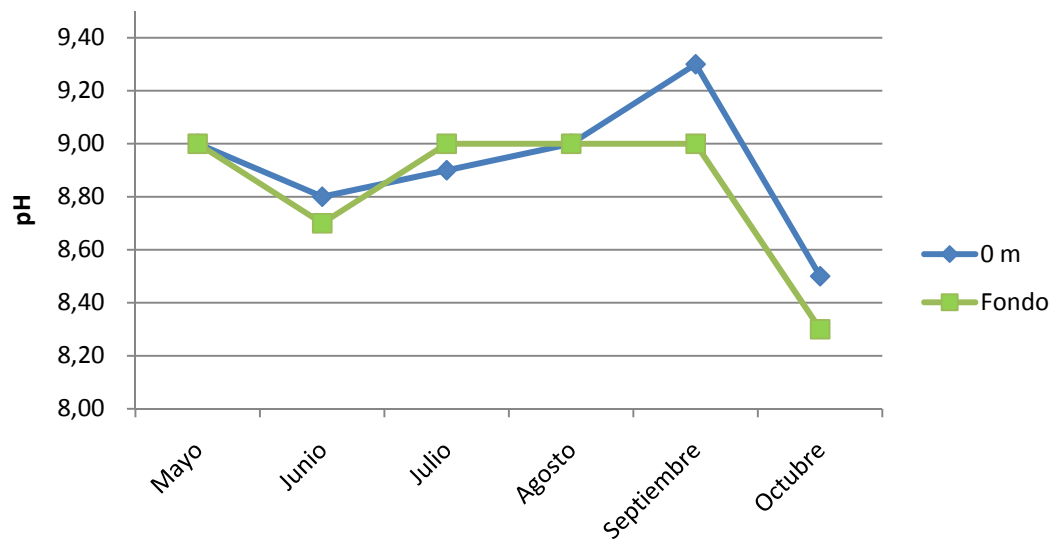
E1 (A)**E2 (B)**

Figura 11. pH del agua en las estaciones de muestreo durante el período de estudio.
(A) E1, (B) E2.

Las Figuras 12 y 13 muestran las variaciones de la conductividad eléctrica a lo largo de la columna de agua.

La conductividad promedio en E1 fue de $657 \pm 29,7 \mu\text{S}/\text{cm}$ y en E2 fue de $634 \pm 21,2 \mu\text{S}/\text{cm}$. La tendencia general para ambas estaciones fue la de aumentar la conductividad con la profundidad. La mayor fluctuación de conductividad a lo largo de la columna de agua en ambas estaciones se detectó en el mes de octubre.

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas entre los valores de conductividad de ambas estaciones.

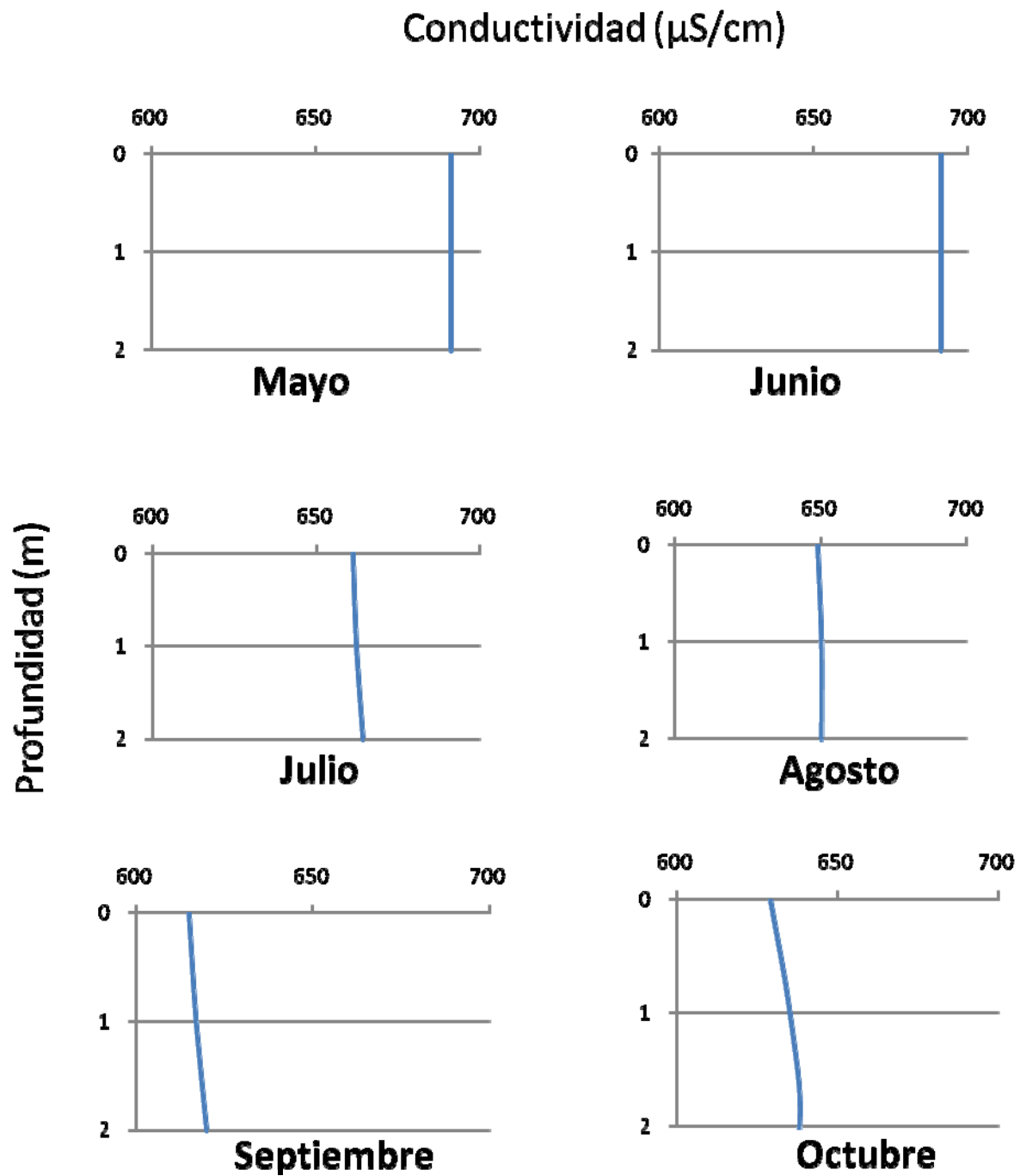


Figura 12. Perfiles de conductividad en E1 durante el período de estudio.

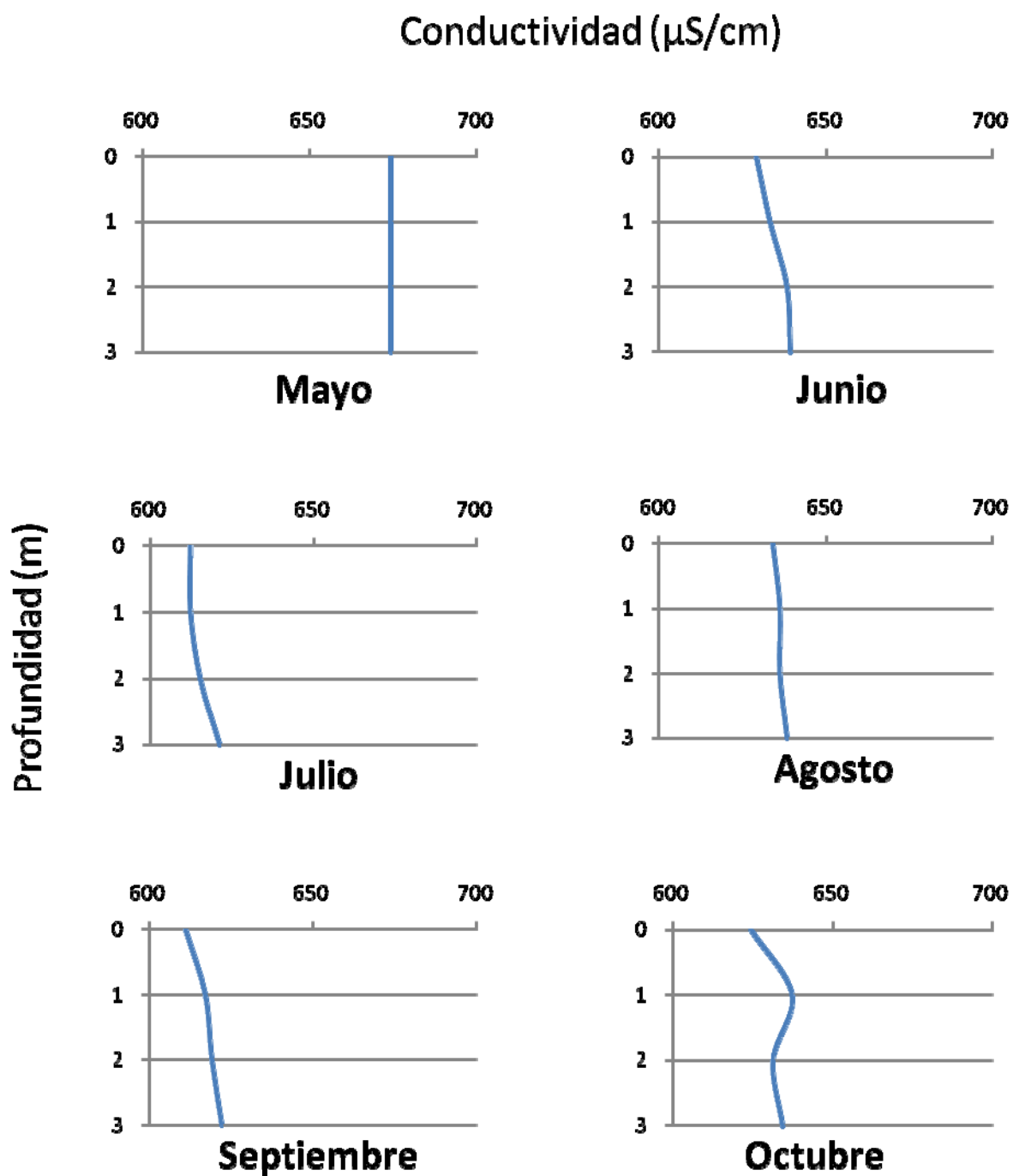


Figura 13. Perfiles de conductividad en E2 durante el período de estudio.

La Figura 14 muestra las variaciones del fósforo total en la columna de agua en ambas estaciones. En general para ambas estaciones, las menores concentraciones de fósforo se detectaron en los estratos superficiales, aumentando su concentración en los estratos más profundos.

En E1, la menor concentración de fósforo se registró en mayo ($831,15 \mu\text{g/l}$), mes a partir del cual presentó una tendencia a aumentar hasta el mes de octubre ($1588,1 \mu\text{g/l}$). El promedio de la concentración total de fósforo en esta estación fue de $1219,8 \pm 223,3 \mu\text{g/l}$.

En E2, la menor concentración de fósforo se registró en junio ($726,9 \mu\text{g/l}$), y a partir de este mes la concentración aumentó de manera similar a E1 hasta el mes de octubre ($1677,9 \mu\text{g/l}$). El promedio de la concentración de fósforo en esta estación fue de $1177,6 \pm 331 \mu\text{g/l}$.

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de fósforo total de ambas estaciones.

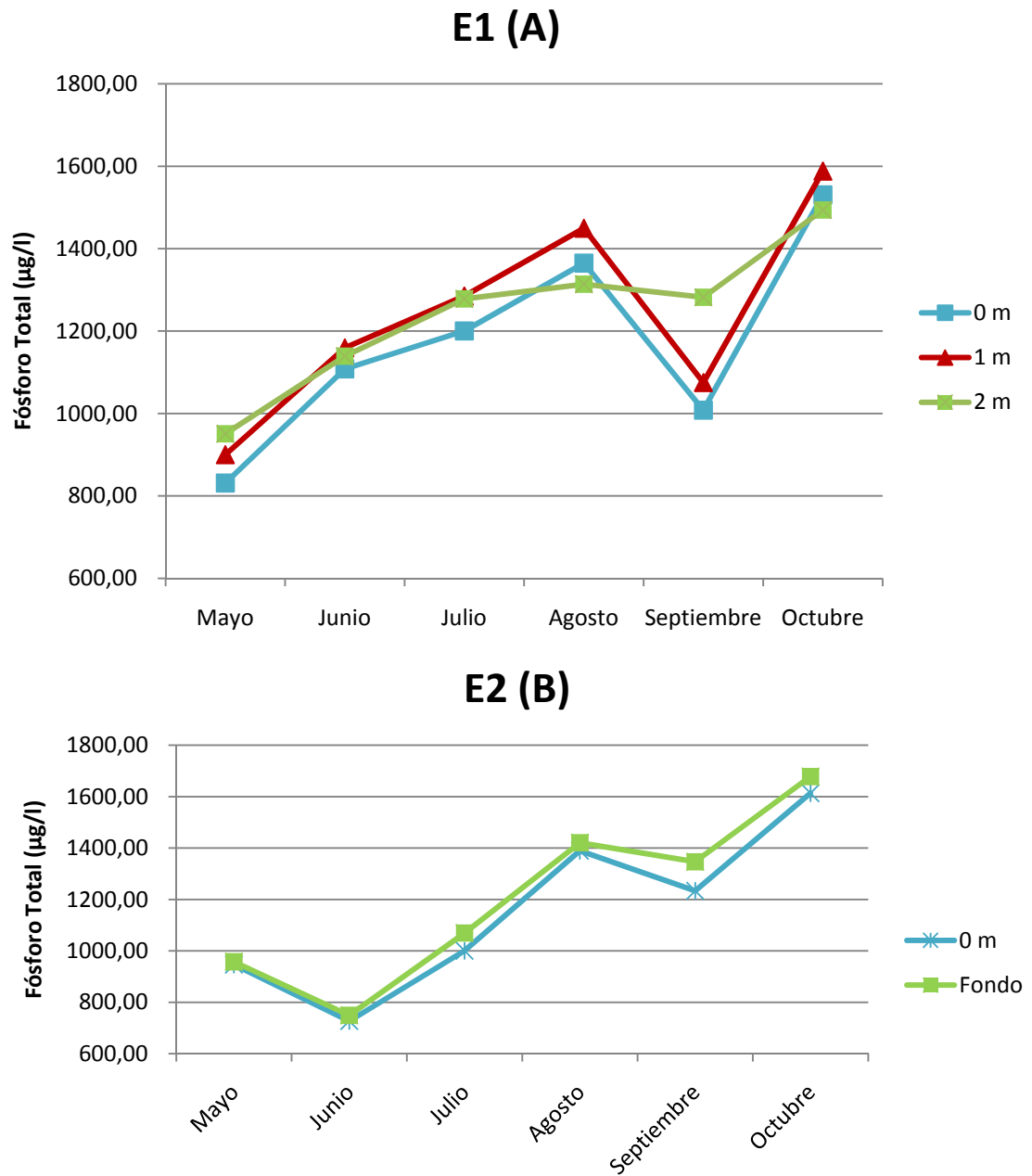


Figura 14. Concentración de fósforo total en las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2.

La Figura 15 muestra las variaciones de nitrógeno total en ambas estaciones. En general, el estrato más profundo de ambas estaciones, presentó concentraciones de nitrógeno más altas, aunque la diferencia con el resto de los estratos fue pequeña.

En E1, el valor promedio de nitrógeno a los 0 m de profundidad fue de 1702,7 $\mu\text{g/l}$, a los 1 m fue de 1773,5 $\mu\text{g/l}$ y a los 2 m fue de 1945,8 $\mu\text{g/l}$. La menor concentración de nitrógeno total en promedio de todos los estratos se registró en mayo (456,53 $\mu\text{g/l}$); a partir de este mes la concentración aumentó progresivamente hasta el mes de octubre (3345,4 $\mu\text{g/l}$), detectándose un valor máximo en los 2 metros de profundidad en septiembre (3632,0 $\mu\text{g/l}$). El promedio de nitrógeno total para todos los estratos fue de $1807,4 \pm 1017,6 \mu\text{g/l}$.

En E2, el valor promedio de nitrógeno a los 0 m fue de 2137,6 $\mu\text{g/l}$ y en el fondo fue de 2178,1 $\mu\text{g/l}$. La menor concentración de nitrógeno total en promedio de todos los estratos se registró en el mes de mayo (431,5 $\mu\text{g/l}$), a partir del cual la concentración aumentó progresivamente hasta el mes de octubre (4575,8 $\mu\text{g/l}$). El promedio de nitrógeno total para todos los estratos fue de $2157,8 \pm 1671,6 \mu\text{g/l}$.

En ambas estaciones el nitrógeno se correlacionó significativamente de forma negativa con el oxígeno disuelto ($r=-0,883$; $p<0,05$) en E1 y E2 ($r= -0,927$; $p<0,05$).

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de nitrógeno total de ambas estaciones.

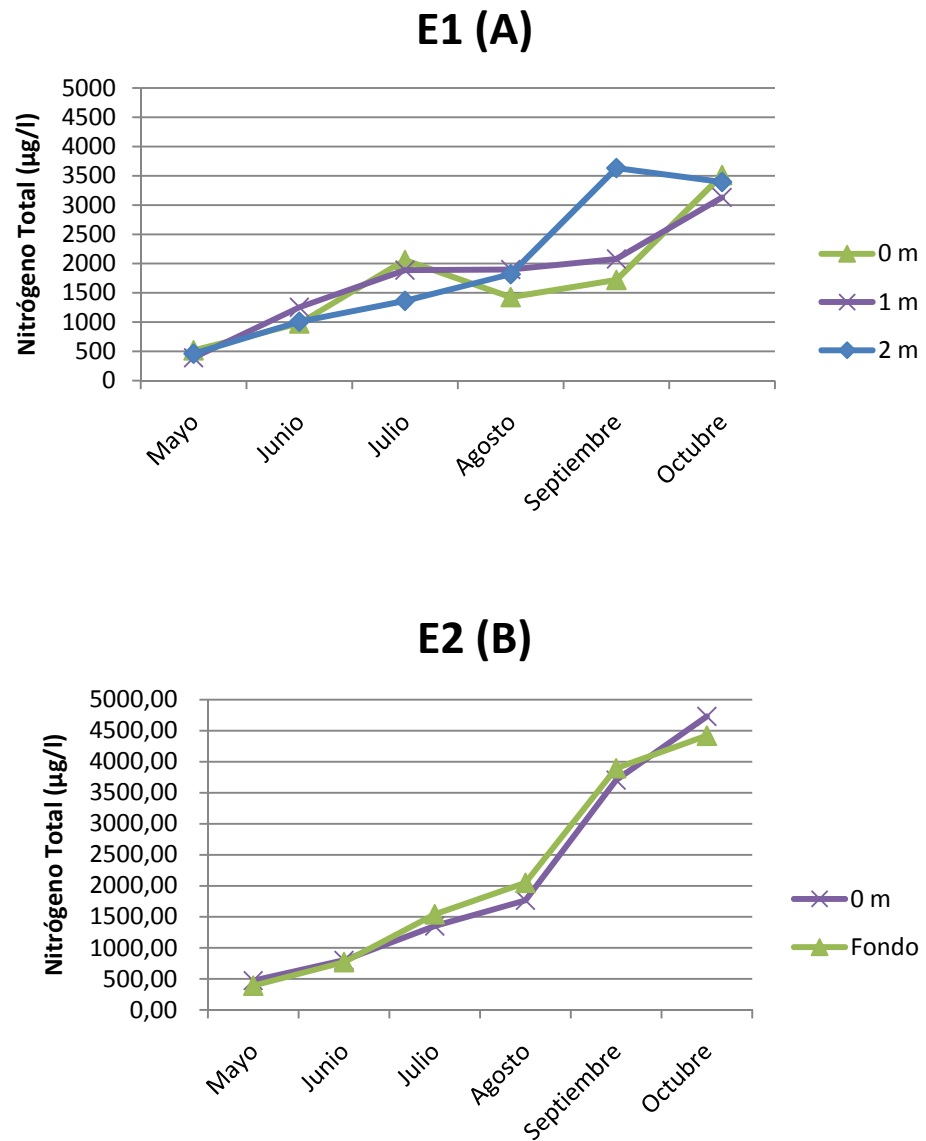


Figura 15. Concentración de nitrógeno total en las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2.

La Figura 16, presenta las variación en la proporción de nitrógeno total: fósforo total ($N_t : P_t$) registrada durante el estudio.

Durante el estudio, la proporción registrada fue menor a 3 para ambas estaciones. En los primeros meses (mayo, junio, julio y agosto), la proporción $N_t : P_t$ de E1 y E2 fue similar; a partir de septiembre la proporción en E2 aumentó en relación a la de E1. La tendencia general registrada en ambas estaciones, fue la de un incremento de la proporción $N_t : P_t$ desde mayo hasta octubre.

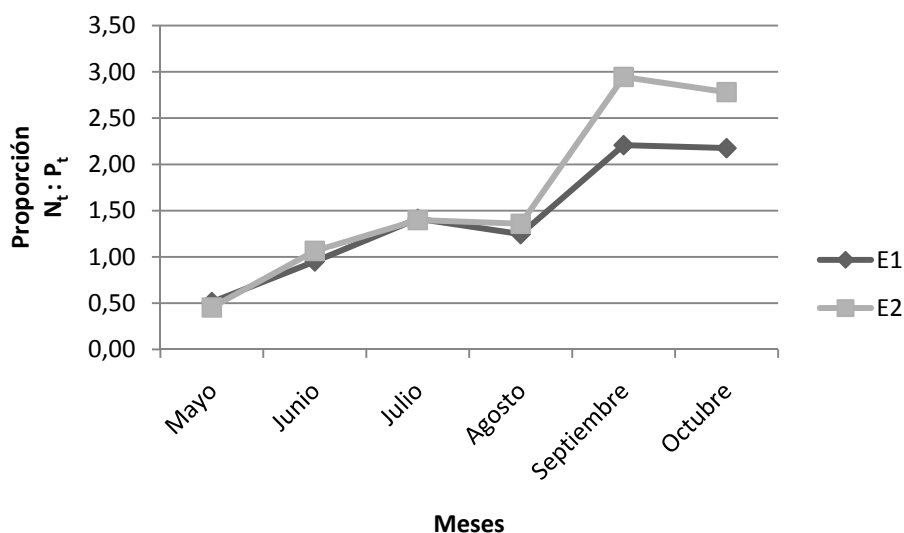


Figura 16. Variación de la proporción de nitrógeno total: fósforo total durante el período de estudio en ambas estaciones.

Variables Biológicas

1.1 Biomasa del fitoplancton

La Figura 17 muestra las variaciones de la biomasa del fitoplancton (estimada como concentración de clorofila-*a*) durante el período de estudio.

En E1, la biomasa promedio fue de $119,00 \pm 17,8 \mu\text{g/l}$, registrándose un mínimo en el mes de mayo ($89,98 \mu\text{g/l}$) y un máximo en el mes de octubre de ($139,61 \mu\text{g/l}$). En esta estación la concentración de clorofila-*a* se correlacionó significativamente ($p < 0,05$) con la concentración de fósforo total ($r = 0,928$).

En E2 la biomasa promedio fue de $202,5 \pm 96,7 \mu\text{g/l}$, con un mínimo en el mes de mayo ($103,31 \mu\text{g/l}$), mes a partir del cual la biomasa aumentó hasta alcanzar un máximo en el mes de septiembre ($364,08 \mu\text{g/l}$). La biomasa del fitoplancton se correlacionó significativamente con la temperatura ($r = 0,951$, $p < 0,05$) y con la transparencia de manera negativa ($r = -0,869$; $p < 0,05$).

Es importante resaltar que durante el estudio el agua del embalse Suata presentó en ambas estaciones una coloración verde turbio, como resultado de las altas densidades de algas fitoplanctónicas.

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de clorofila-*a* de ambas estaciones.

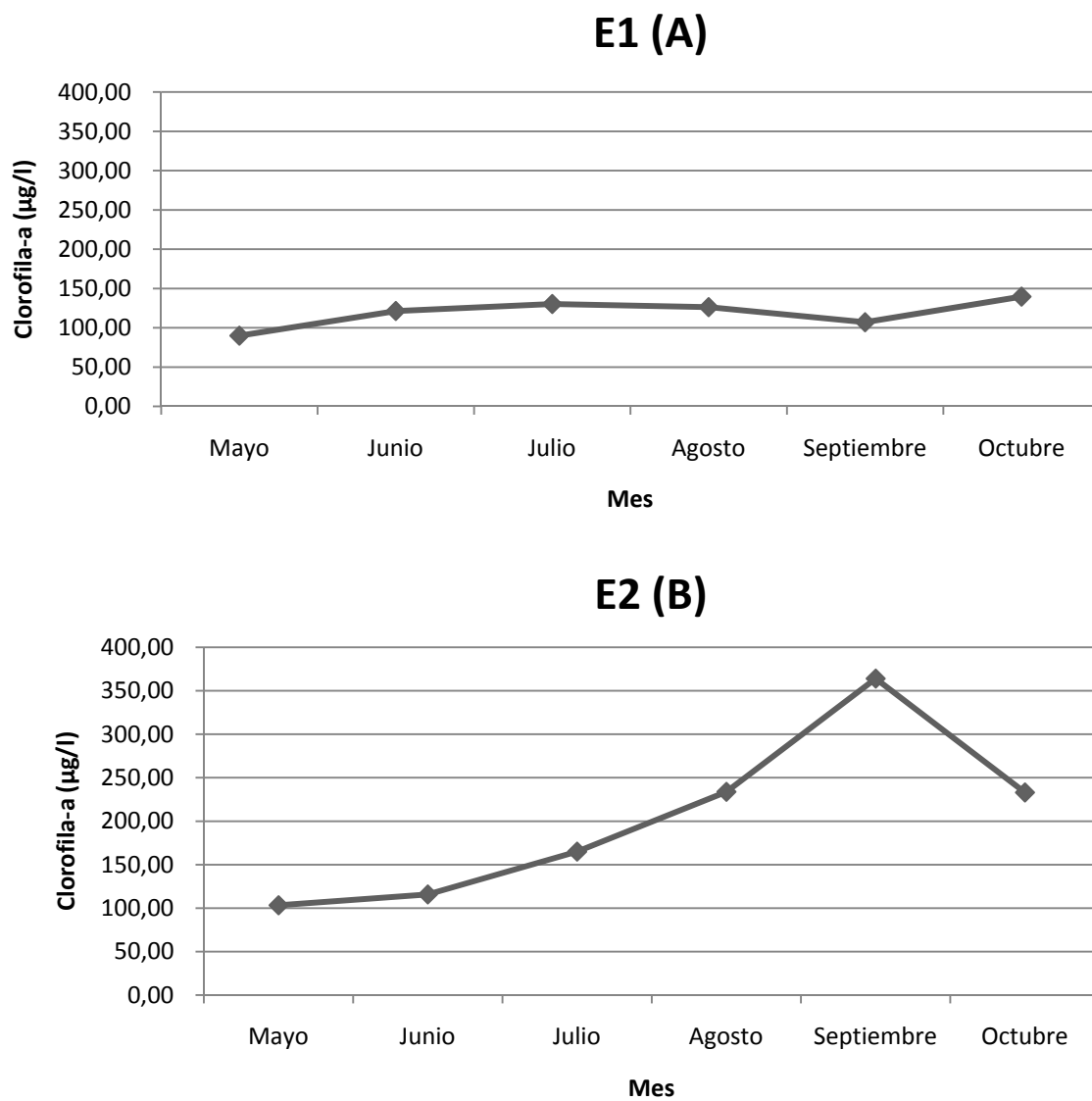


Figura 17. Biomasa del fitoplancton (concentración de clorofila-a) en las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2.

1.2 Zooplancton

La Tabla 1 presenta los taxones identificados en las dos estaciones del embalse Suata. Se identificaron 7 grandes taxones, de los cuales los más diversos fueron los rotíferos con 12 especies, seguidos de los cladóceros con 6 especies y los copépodos con 3 especies.

Tabla 1. Taxones del zooplancton identificados en el embalse Suata durante el período de estudio.

COPEPODA

Cyclopoida

1. *Thermocyclops decipiens*
2. *Mesocyclops meridianus*

Calanoida

3. *Prionodiptomus colombiensis*

CLADOCERA

3. *Alona* sp.
4. *Ceriodaphnia cornuta*
5. *Ceriodaphnia* sp.
6. *Diaphanosoma spinulosum*
7. *Moina micrura*
8. *Moina minuta*

ROTIFERA

9. *Anuraeopsis* sp.
10. *Asplanchna* sp.
11. *Brachionus angularis*
12. *Brachionus calyciflorus*
13. *Brachionus falcatus*
14. *Brachionus havanaensis*
15. *Filinia longiseta*
16. *Hexarthra intermedia*
17. *Keratella americana*
18. *Keratella tropica*
19. *Polyarthra remata*
20. *Trichocerca* sp.

PROTOZOA (Ciliophora)

21. *Trichodina* sp.

OSTRACODA

NEMATODA

PLANARIA

Las Figuras 18 y 19, muestran la distribución vertical de los diferentes grupos del zooplancton en las dos estaciones del embalse. Las escalas de

abundancia utilizadas para ambas estaciones son diferentes, a fin de observar con mayor claridad las variaciones.

En ambas estaciones se observó una mayor abundancia de los organismos en los estratos superficiales del embalse.

En E1 (Figura 18), los principales grupos que dominaron en el estrato superficial y el profundo de mayo a junio fueron los copépodos, seguidos por los rotíferos y los ostrácodos. A partir de julio y hasta octubre, el grupo dominante fue el de los ostrácodos, seguido por los rotíferos.

En E2 (Figura 19), se observó que los rotíferos fue el grupo que mostró una abundancia más parecida en los estratos muestreados durante todo el estudio; sin embargo, en los meses de julio, agosto y octubre se observó una dominancia por parte de los ostrácodos hasta el mes de octubre.

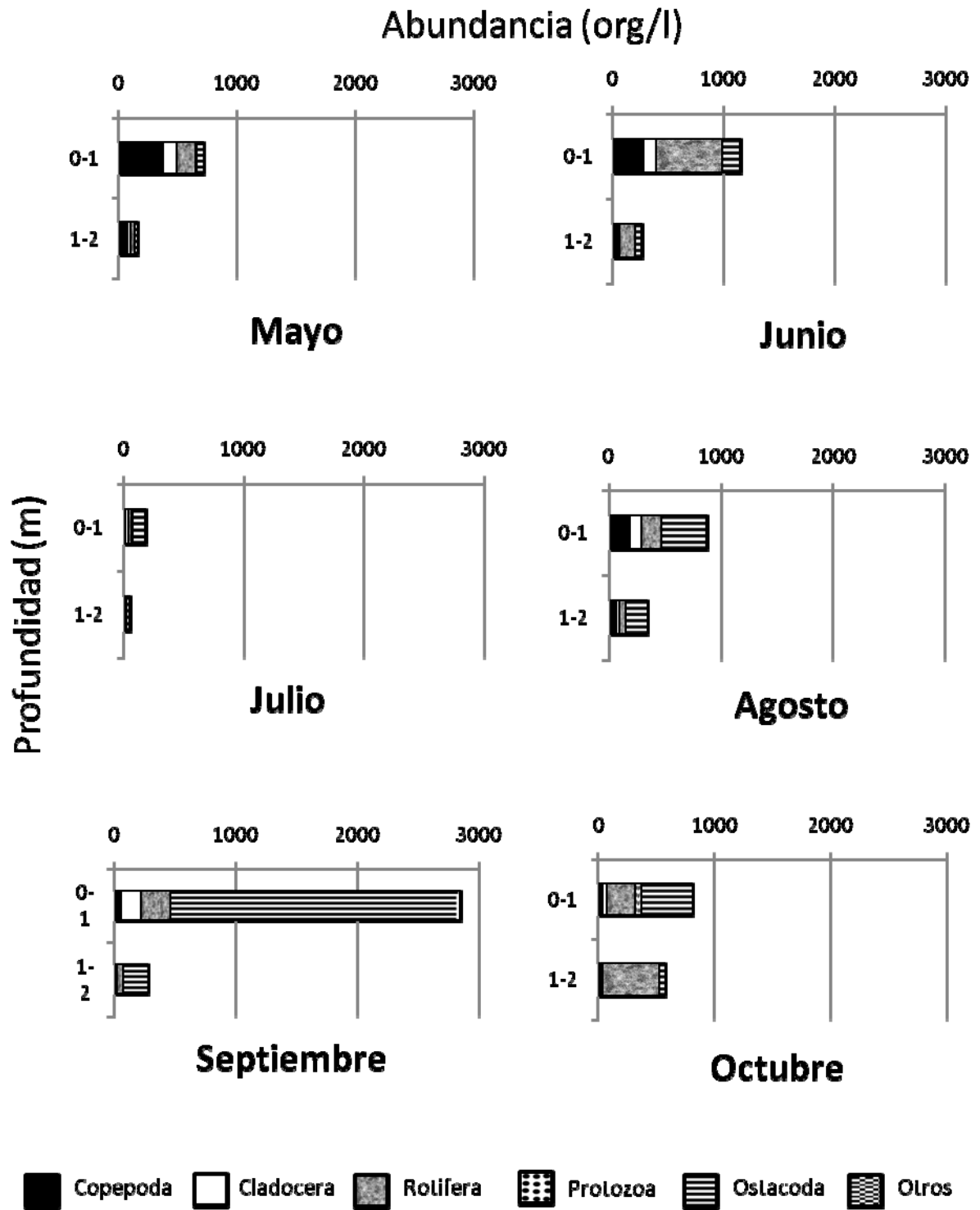


Figura 18. Distribución vertical en E1 de la abundancia por grupo de zooplancton.

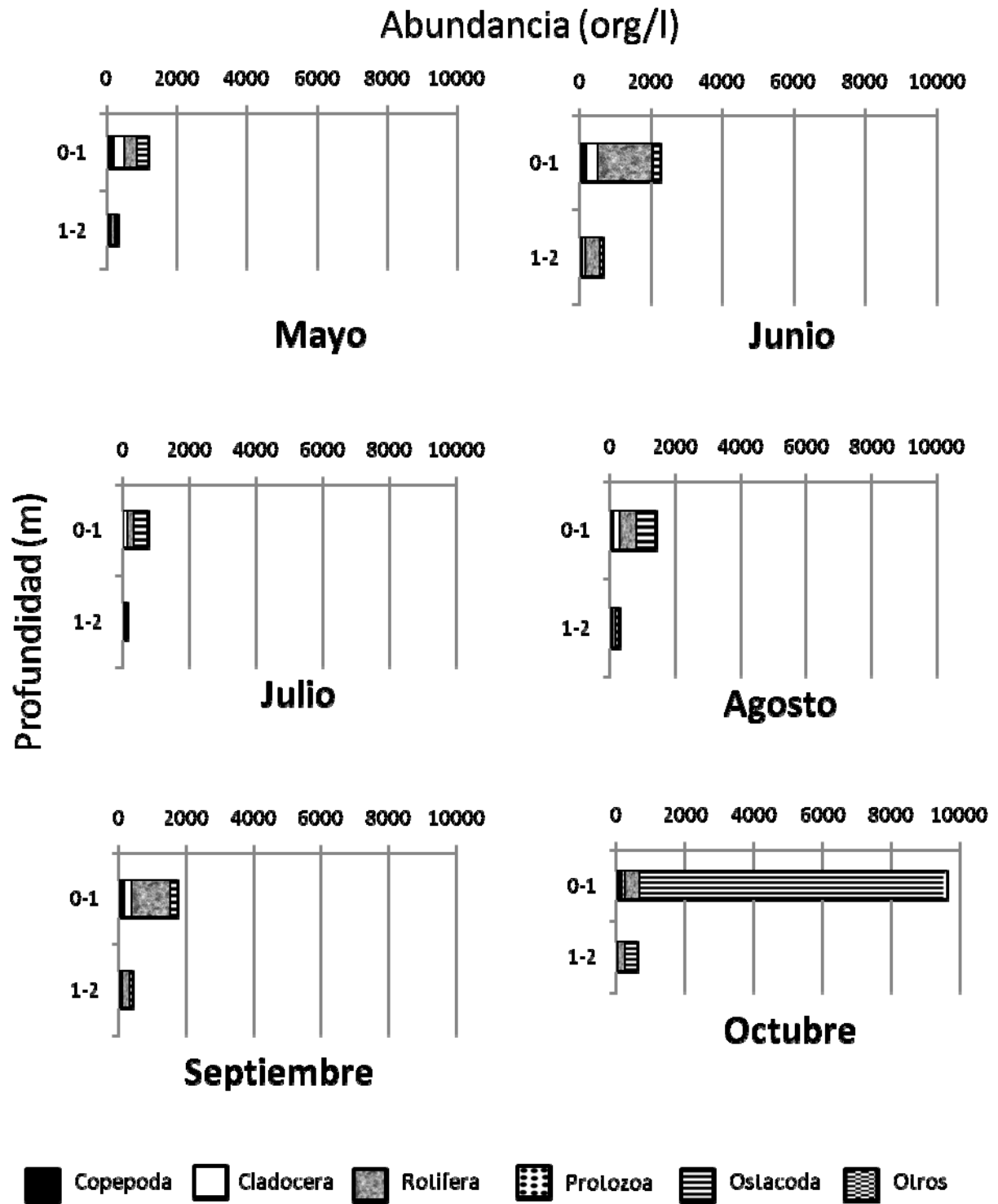


Figura 19. Distribución vertical en E2 de la abundancia por grupo de zooplancton.

Durante el período de estudio, en E1 (Figura 20) la densidad del zooplancton promedio en la columna de agua fluctuó entre 114 org/l (julio) y 1566 org/l (septiembre). En E2, la abundancia del zooplancton varió entre 444 org/l (julio) y 5118 org/l (octubre) (Figura 20 B). La abundancia promedio de organismos fue mayor en E2, con un valor de 1612 ± 1751 org/l, que en E1, con un promedio de 687 ± 483 org/l.

En promedio, los ostrácodos dominaron el zooplancton en E1 (Figura 21 y 22 A), seguidos por los rotíferos, copépodos y cladóceros; en E2 los rotíferos dominaron (con excepción del mes de octubre), seguidos por los ostrácodos, cladóceros y por último los copépodos (Figura 21 y 22 B).

En E1 se encontró una correlación significativa ($p < 0,05$) entre la abundancia total del zooplancton con la temperatura del agua ($r = 0,918$). En E2 se correlacionó de manera negativa con el pH del agua ($r = -0,849$; $p < 0,05$). Adicionalmente se obtuvo una correlación significativa ($p < 0,05$), entre la abundancia total del zooplancton con la abundancia individual de los ostrácodos en E1 y E2 ($r = 0,974$ y $r = 0,997$, respectivamente), lo que demostró la importancia de este grupo en cuanto al número de organismos zooplanctónicos en el embalse.

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas de la abundancia total del zooplancton entre ambas estaciones.

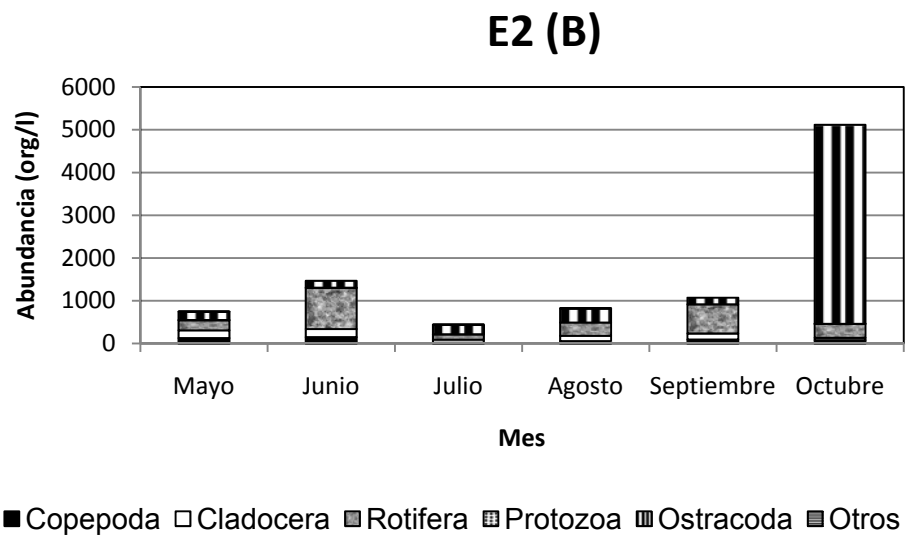
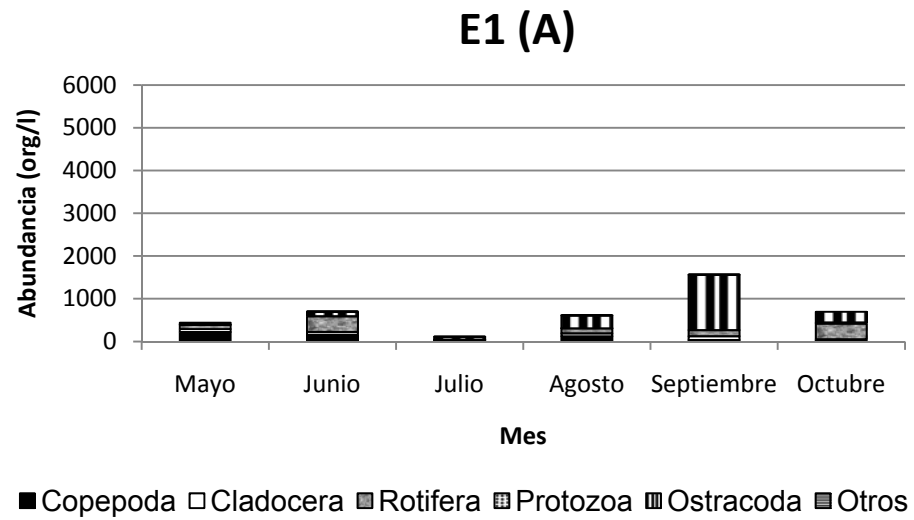


Figura 20. Abundancia del zooplancton por grupos en las diferentes estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.

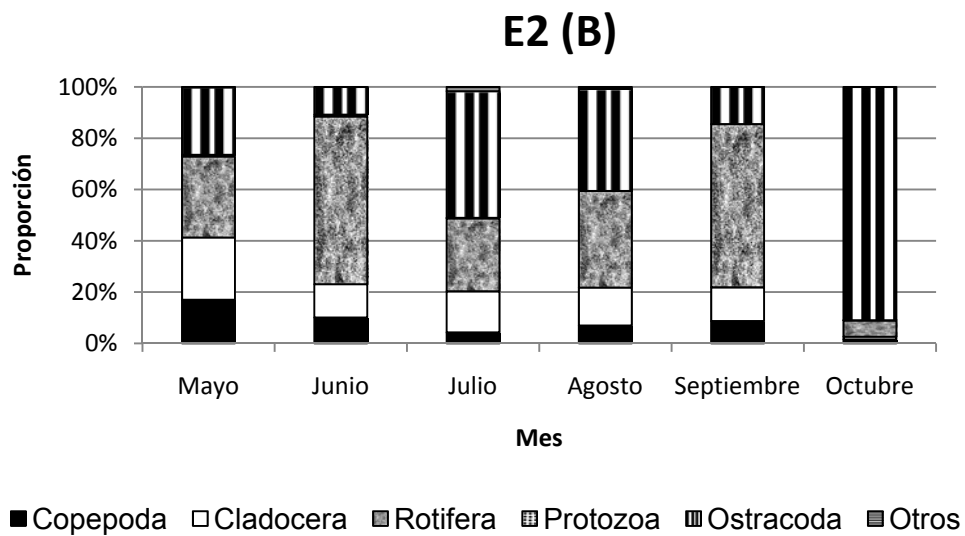
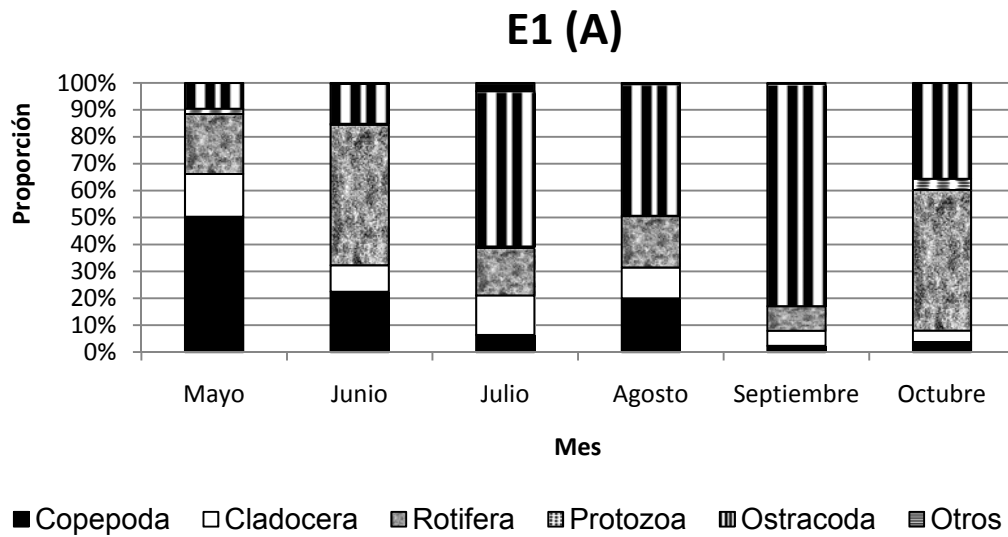


Figura 21. Composición porcentual del zooplancton por grupos en las diferentes estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.

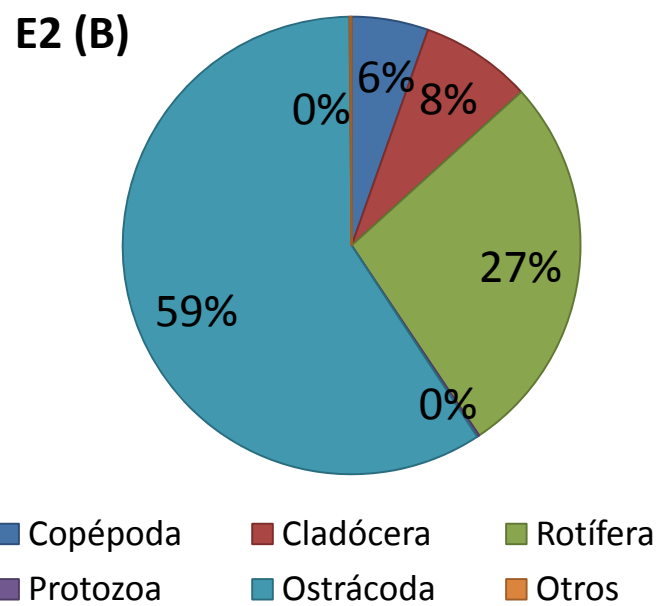
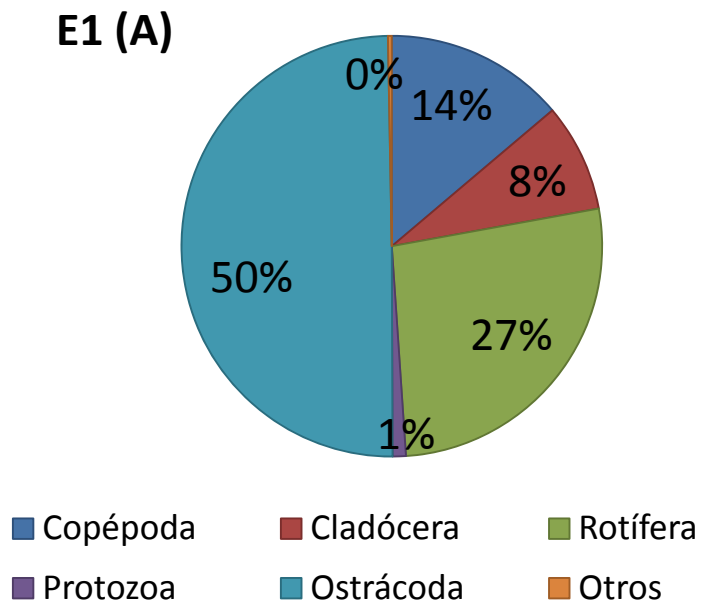


Figura 22. Composición porcentual del zooplancton en promedio de los diferentes meses de muestreo para ambas estaciones. (A) E1, (B) E2.

La proporción de los rotíferos se muestra en la Figura 23. La especie más abundante de este grupo en ambas estaciones fue *Keratella americana*, la cual representó un 31,5% en E1 (Figura 23 A) y un 47,3% en E2 (Figura 23 B). Para E1, estos organismos alcanzaron su mayor proporción en el mes de junio con un 66% y en E2 alcanzaron el máximo en el mes de septiembre con un 60%.

La segunda especie de rotífero más abundante en E1 fue *Filinia longiseta*, la cual representó un 29% en promedio durante el período de estudio, registrándose su máxima abundancia relativa en el mes de octubre con un 80%. Sin embargo, durante el resto de los meses esta especie estuvo presente en bajas densidades. En E2 la segunda especie más abundante fue *Brachionus falcatus* con un 29%, registrándose su máxima abundancia en el mes de agosto con un 75%. *Brachionus falcatus* fue la tercera especie en dominancia para E1 con un 25% y *Keratella tropica* la tercera especie para E2 con un 11 %.

El resto de las especies de rotíferos representaron en promedio menos del 1% de los organismos de este grupo.

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del grupo de los rotíferos entre ambas estaciones.

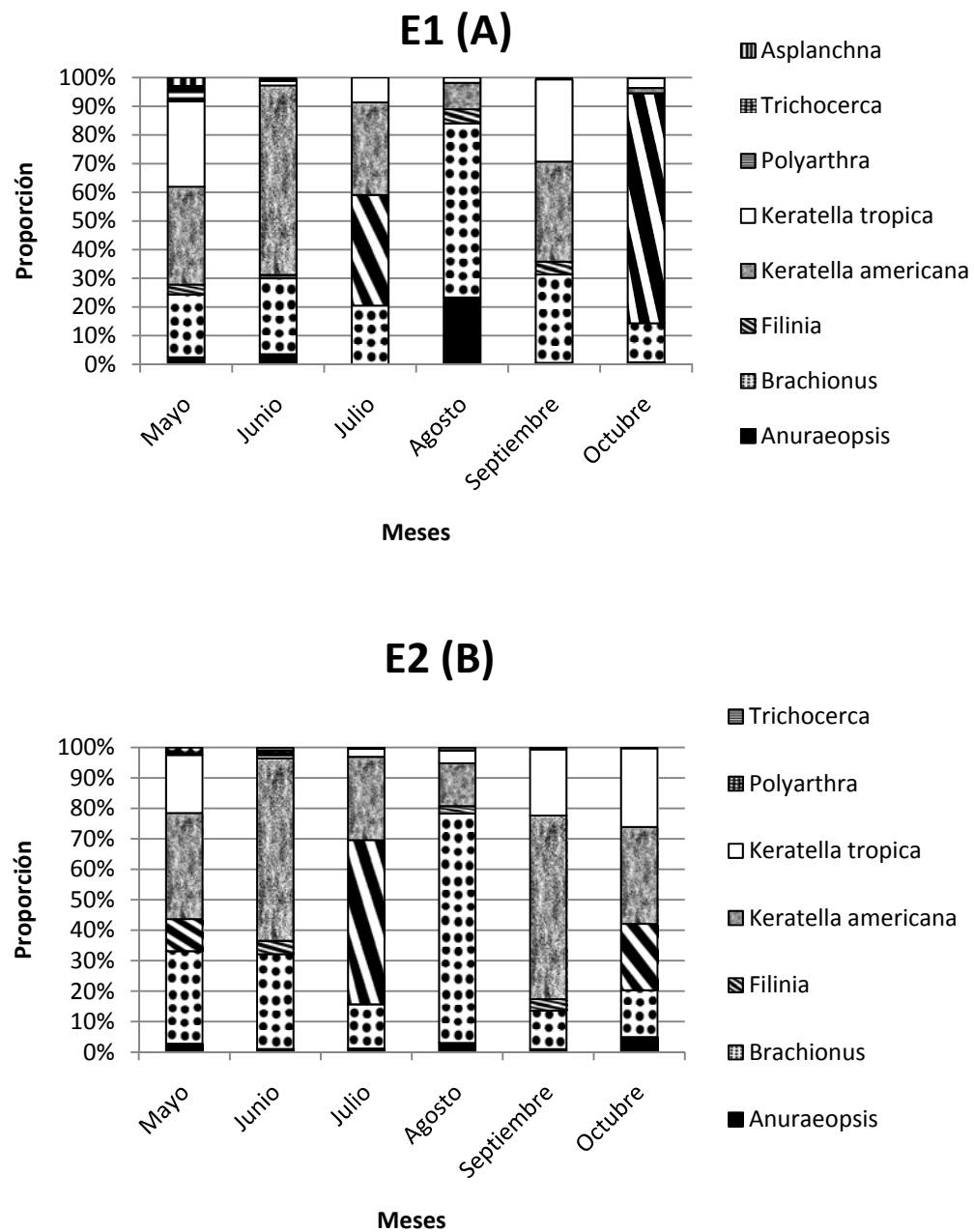


Figura 23. Composición porcentual de los diferentes grupos de rotíferos en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.

La proporción de los cladóceros se muestra en la Figura 24. La especie más abundante de este grupo durante el período de estudio fue *Alona* sp., alcanzando una proporción promedio del 55,1% en E1 (Figura 24 A) y del 52,7% en E2 (Figura 24 B). Estos organismos presentaron un máximo de abundancia relativa dentro del grupo en E1 en julio con un 93,4%, y en E2 en agosto con un 97%.

La segunda especie más abundante en ambas estaciones fue *Diaphanosoma spinulosum*, la cual alcanzó una proporción promedio de 31,4% en E1 y de 35,1% en E2. Esta especie alcanzó sus máximas proporciones entre los meses de mayo y junio para ambas estaciones, con 90% en E1 y un 69% en E2; a partir de este mes, esta especie disminuyó sus proporciones en ambas estaciones.

Ceriodaphnia cornuta fue la tercera especie más abundante de los cladóceros con un promedio de 11,2% en E1 y de 10,6% en E2, alcanzando su máxima abundancia en mayo en ambas estaciones. Por su parte las especies de *Moina* representaron el 2% de los cladóceros en E1 y en 1% en E2.

La prueba de ANOVA reveló diferencias significativas ($F= 7,5$; $p<0,05$) en la abundancia de cladóceros entre E1 y E2, siendo en promedio la abundancia en E2 mayor que en E1 (127 ± 56 org/l y 57 ± 28 org/l, respectivamente).

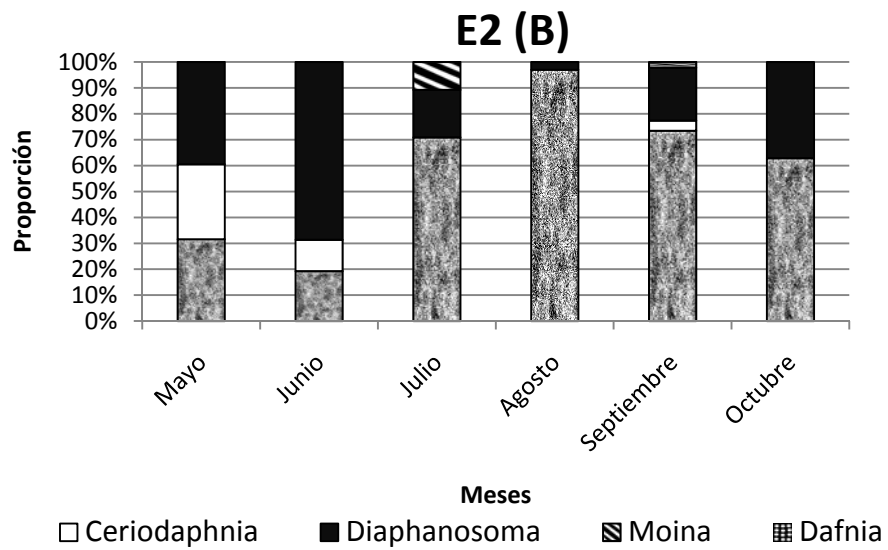
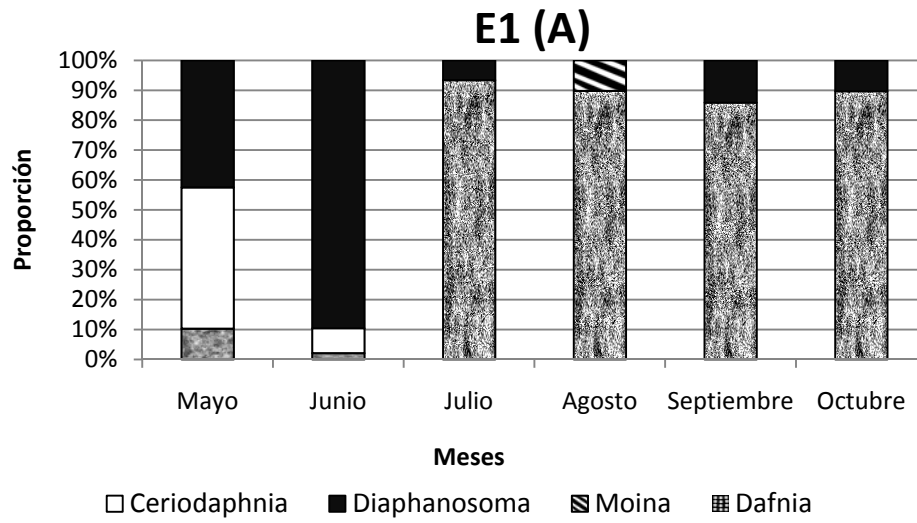


Figura 24. Composición porcentual de los diferentes grupos de cladóceros en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.

Las proporciones de los diferentes estadios de los copépodos Cyclopoida se muestran en la Figura 25. En ambas estaciones se registró una dominancia e por parte de los copépodos Cyclopoida. Debido a la baja proporción del grupo de los Calanoida (menor al 1% del total de los copépodos) estos no se representaron en la figura.

El grupo de los Cyclopoida se caracterizó por presentar una mayor proporción de los individuos en estadio de nauplio en ambas estaciones, con una proporción similar entre los estadios juveniles y adultos. En E1 (Figura 25 A), los nauplios constituyeron en promedio el 77,2%, los juveniles el 15,1% y los adultos el 7,5% de la población; en E2 (Figura 25 B) los nauplios constituyeron en promedio el 69,3%, los juveniles el 15,4% y los adultos el 14,5%.

El grupo de los Calanoida estuvo presente en muy bajas proporciones. En E1, únicamente se encontraron individuos durante el mes de mayo, donde sólo se encontraron individuos adultos que conformaron el 0,08% del total de los copépodos para esa estación. En E2 los adultos conformaron el 0,4% y los nauplios el 0,1%. En E2 los Calanoida se correlacionaron significativamente ($p < 0,05$) con la transparencia del agua ($r = 0,835$).

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de los Cyclopoida y de los Calanoida entre ambas estaciones.

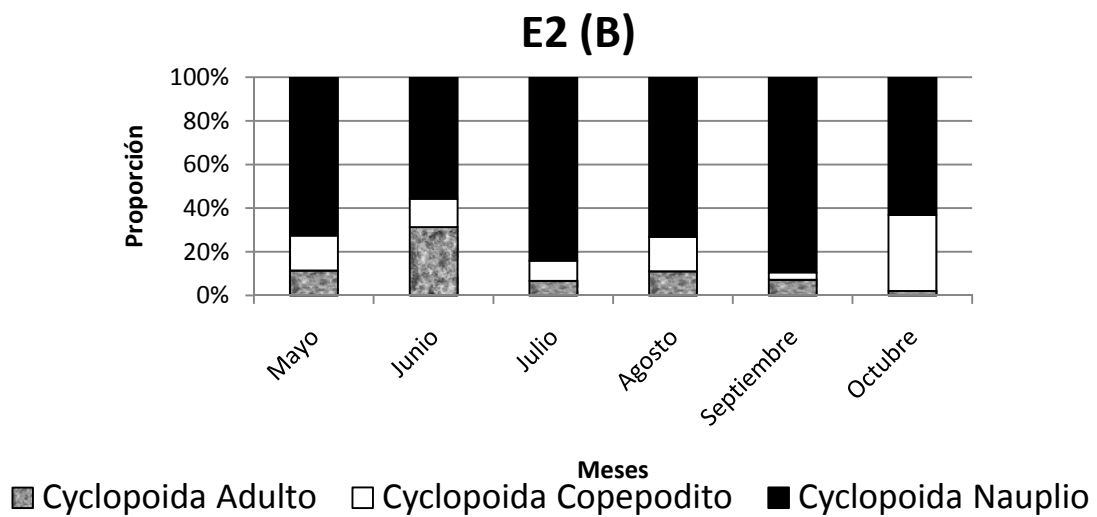
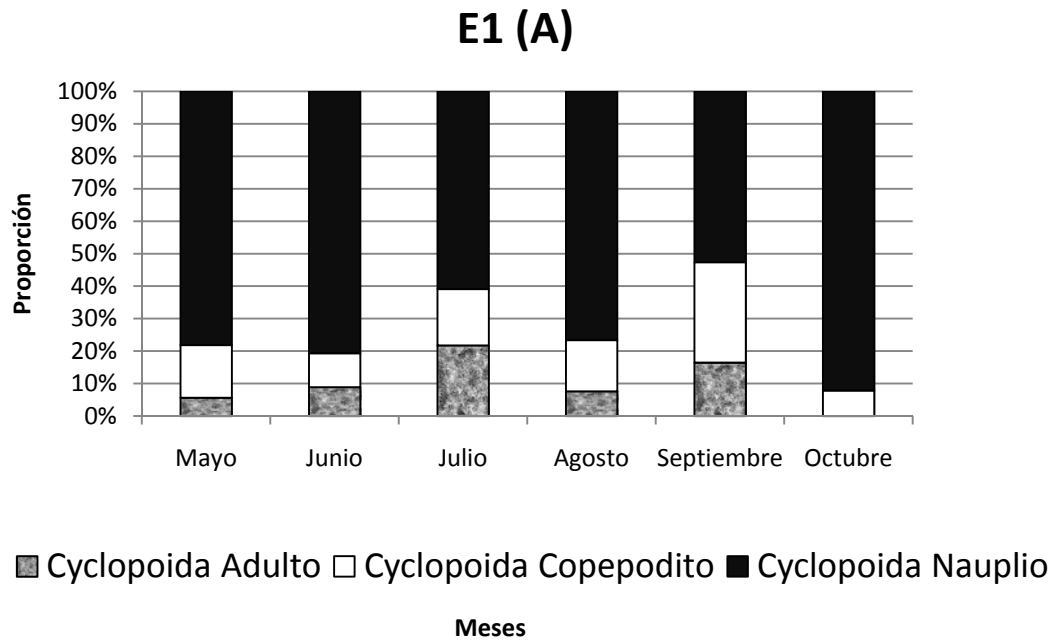


Figura 25. Composición porcentual de los diferentes estadios de copépodos *Cyclopoida* en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.

La Figura 26 muestra las variaciones en la biomasa total del zooplancton en ambas estaciones de muestreo. Se observa que para las dos estaciones, la biomasa total entre los meses de mayo y agosto fue relativamente baja. En septiembre se presentó un pico de biomasa en E1 (Figura 26 A), mientras que éste se dio en octubre en E2 (Figura 26 B).

En E1 el promedio fue de $1889 \pm 2331 \mu\text{g/l}$ con un mínimo de $72 \mu\text{g/l}$ (julio) y un máximo de $6551 \mu\text{g/l}$ en el mes de (septiembre). En E2 el promedio fue de $2364 \pm 4000 \mu\text{g/l}$, con un mínimo de $329 \mu\text{g/l}$ (mayo) y un máximo de $10490 \mu\text{g/l}$ (octubre).

En la Figura 27 se observa la composición porcentual de la biomasa de los diferentes grupos del zooplancton. Tanto para E1 como E2 el mayor aporte de biomasa estuvo representado por los ostrácodos, con un promedio de 83% en E1 (Figura 26 A) y de 88% en E2 (Figura 26 B). En E1, el mayor aporte en biomasa por parte de los ostrácodos fue en septiembre con un 95,2%, mientras que en E2 fue en octubre con un 95,49%. El segundo grupo en aporte de biomasa fue el de los cladóceros con un promedio de 7,6% en E1 y de 5,5% en E2. El tercer grupo estuvo representado por los copépodos con un promedio de 6,6% en E1 y de 4,0% en E2. Los cladóceros y los copépodos presentaron el mayor aporte en biomasa durante el mes de mayo en ambas estaciones. El grupo con menor aporte de biomasa en ambas estaciones, fue el de los rotíferos, con aproximadamente una proporción promedio del 2% en ambas estaciones.

En E1, la biomasa del zooplancton se encontró significativamente correlacionada con la temperatura ($r= 0,914$; $p<0,05$), con la abundancia total del zooplancton ($r= 0,946$; $p<0,05$), con la abundancia de los ostrácodos ($r= 0,926$; $p<0,05$) y con la biomasa de los ostrácodos ($r= 0,952$; $p<0,05$). En E2 la biomasa se encontró significativamente correlacionada con el pH de manera negativa ($r= -0,897$; $p<0,05$), con la abundancia total del zooplancton ($p<0,01$; $r= 0,971$), con la abundancia de los ostrácodos ($p<0,01$; $r= 0,997$) y la biomasa de los ostrácodos ($r= 0,930$; $p<0,05$).

La prueba de ANOVA no reveló diferencias estadísticamente significativas en la biomasa total del zooplancton entre ambas estaciones.

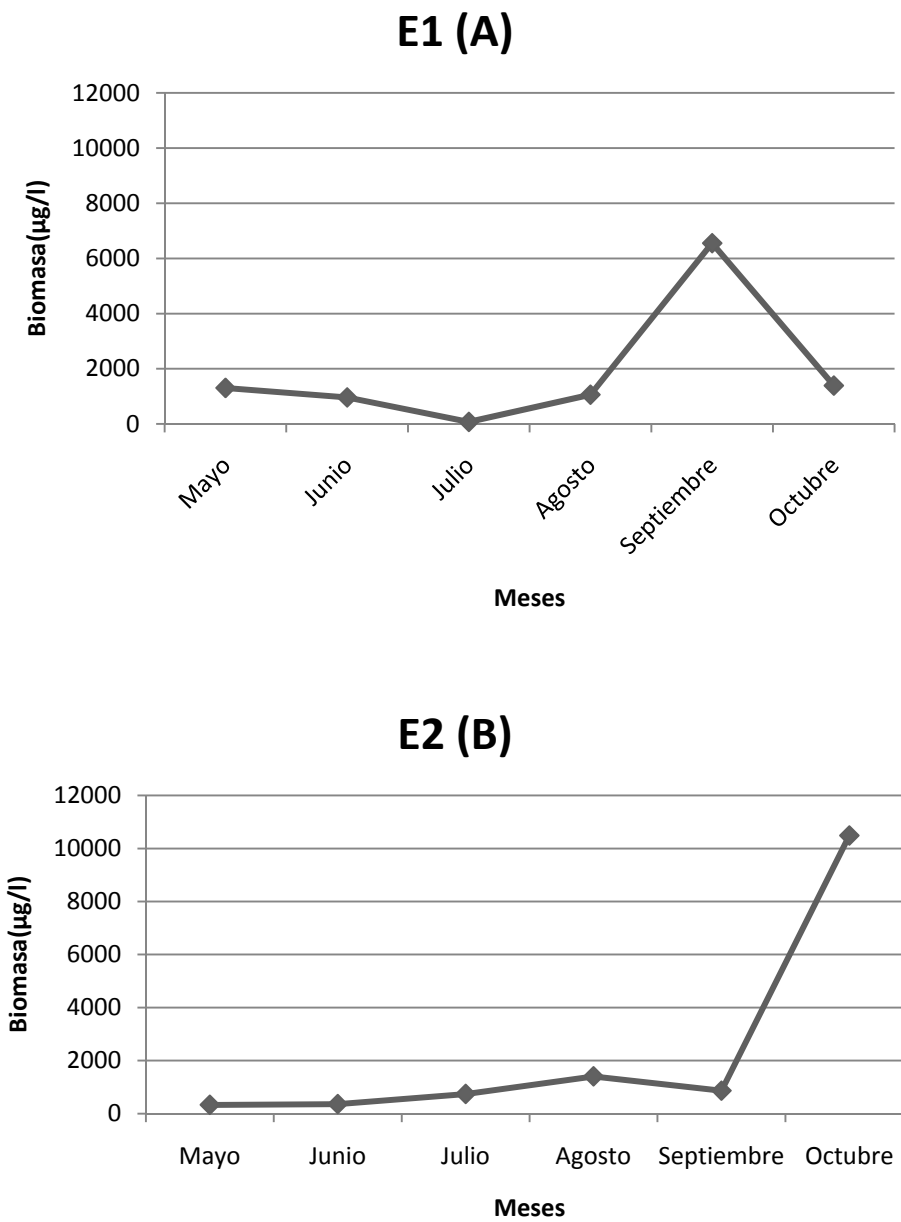


Figura 26. Biomasa total del zooplancton para las estaciones de muestreo durante el período de estudio. (A) E1, (B) E2.

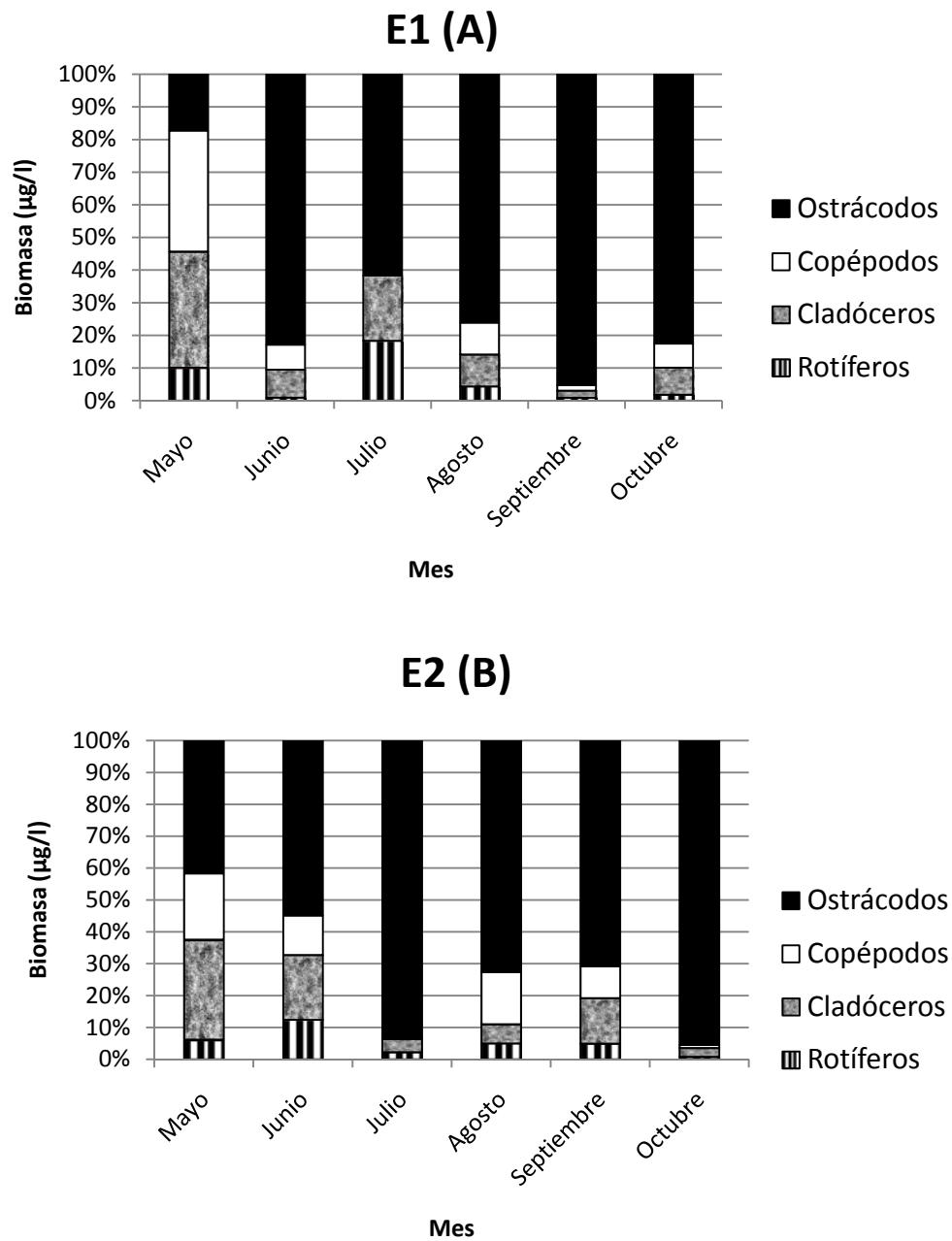


Figura 27. Composición porcentual de la biomasa de los diferentes grupos de zooplancton en las estaciones de muestreo. (A) E1, (B) E2.

Como un objetivo extra se planteó determinar el peso seco de la especie *Prionodiptomus colombiensis* (Copepoda, Calanoida). Esta determinación se realizó para los individuos adultos hembras y machos por separado, que se encontraron en el mes de mayo, debido a que fue en este mes cuando se encontró la mayor abundancia de la especie.

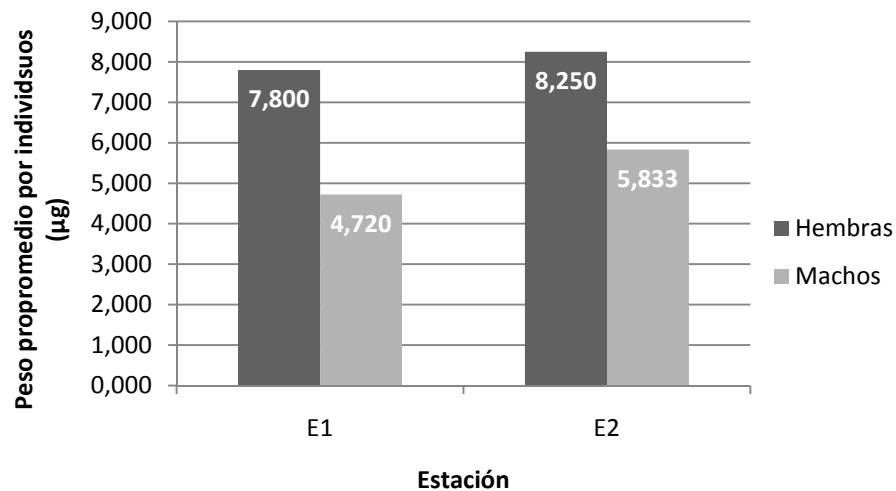


Figura 28. Peso promedio individual de machos y hembras de adultos de la especie *Prionodiptomus colombiensis* para el mes de mayo en el embalse Suata.

Como se observa en la Figura 28, en ambas estaciones el peso seco individual promedio de las hembras de *Prionodiptomus colombiensis* fue mayor que el de los machos, con un promedio entre E1 y E2 de $8,025 \pm 0,318 \mu\text{g}$ para las hembras y $5,277 \pm 0,787 \mu\text{g}$ para los machos.

En E2 el peso individual promedio tanto de hembras como de machos fue mayor que el obtenido en E1. Esto posiblemente pudo estar relacionado con la mayor abundancia de algas fitoplanctónicas encontradas en esta localidad, como se discutirá posteriormente.

Análisis de la estructura comunitaria

Mediante la prueba de correlación de Spearman (r_s) se encontró que en todos los meses del estudio, el orden por rango de abundancia estuvo correlacionado significativamente entre ambas estaciones ($p < 0,05$), lo cual significa que no se detectaron diferencias significativas entre el orden por rango de abundancia de las especies de ambas estaciones (Tabla 2).

Tabla 2.- Correlación no paramétrica de Spearman (r_s) entre E1 y E2. Los valores marcados no presentan diferencias significativas en cuanto al orden por rango de abundancia de especies. Significancia $p < 0,05$ (*) y $p < 0,01$ (**).

Mes	r_s	p
Mayo	0,850**	0,0000021
Junio	0,848**	0,0000087
Julio	0,829**	0,0000726
Agosto	0,792**	0,0004260
Septiembre	0,852**	0,0000283
Octubre	0,581*	0,0372000

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para las variables fisicoquímicas, la concentración de clorofila-a y la abundancia total y biomasa total del zooplancton, de manera de obtener la relación de estas variables con cada mes en E1 y E2.

En la Tabla 3 se reflejan los autovalores y los porcentajes de varianza explicada y acumulada de los cuatro primeros componentes principales. En la

Tabla 4 se muestran los coeficientes de correlación de los tres primeros componentes principales considerados para el análisis, los cuales explicaron el 81,24% de la varianza.

Tabla 3.- Autovalores, % de varianza explicada y acumulada de los 4 primeros componentes.

	CP1	CP2	CP3	CP4
Autovalor	5,3748	2,07731	1,48492	1,01933
% de Varianza	48,862	18,885	13,499	9,2666
% de varianza acumulado	48,862	67,747	81,246	90,5126

Tabla 4.- Coeficientes de correlación (r) de los tres primeros componentes principales de las variables ambientales.

	CP1	CP2	CP3
Velocidad	-0,28	0,09234	-0,1041
Transparencia	-0,3481	0,1276	-0,3826
Temperatura	0,343	-0,2807	-0,1364
Oxígeno	-0,1695	-0,4283	-0,4786
Conductividad	-0,3258	0,2378	-0,1454
pH	-0,1661	-0,5913	-0,01814
Fósforo	0,3154	0,2088	0,1464
Nitrógeno	0,4191	0,04256	0,01751
Cl-a	0,2795	-0,4313	6,12E-05
Biomasa	0,2976	0,233	-0,4642
Abundancia	0,2802	0,1451	-0,58

Los BIPLOTS generados en el análisis se muestran en las Figuras 29 y 30.

El Componente Principal 1 (CP1) reveló que septiembre en E1 y octubre en E2, presentaron una gran asociación con las altas concentraciones de nitrógeno total y fósforo total. En los meses de mayo, junio, julio y agosto en E1 se presentó una alta asociación con los mayores valores de transparencia del agua, conductividad y velocidad de viento.

En el CP2 se observa cómo los mayores valores de pH, concentración de oxígeno y concentración de clorofila-*a* presentaron una alta relación con los meses de mayo, junio, julio, agosto y septiembre en E2.

Finalmente en el CP3, se observa la relación que tienen los altos valores de abundancia y biomasa total con los meses de mayo y junio en ambas estaciones y octubre en E2.

Es importante resaltar que aunque el ANOVA aplicado no detectó diferencias significativas de las diferentes variables entre ambas estaciones (con excepción de la concentración del oxígeno disuelto) el ACP generó cierta discriminación entre los meses en E1 y los meses en E2, separándolos en los ejes de los BIPLOTS generados. El único caso en el que no fue agrupado un mes con los de su localidad, fue en el caso de octubre en E2, ya que éste presentó asociaciones similares a las de los meses en E1.

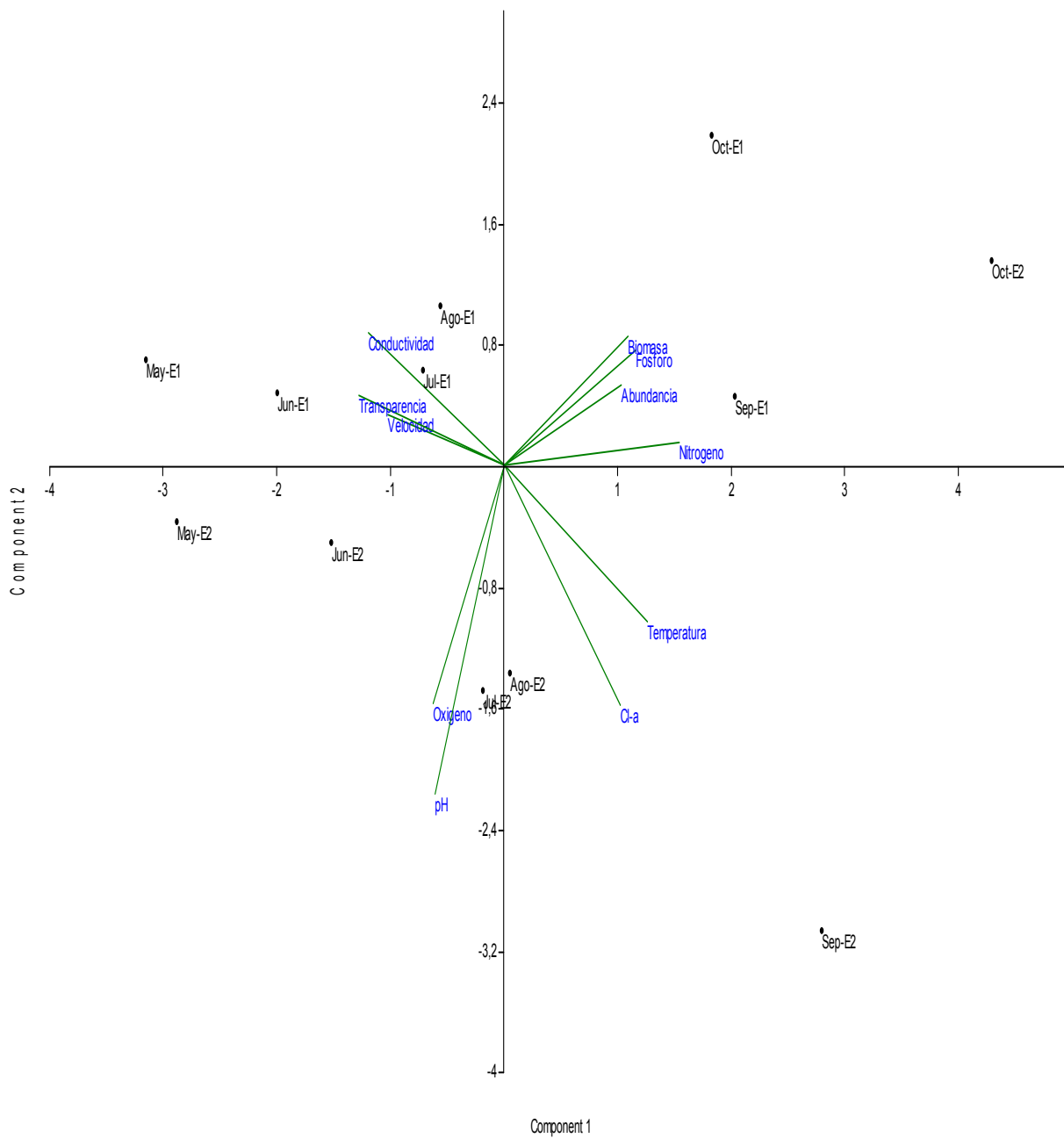


Figura 29. Ordenación de las variables ambientales sobre el primer y segundo componente principal.

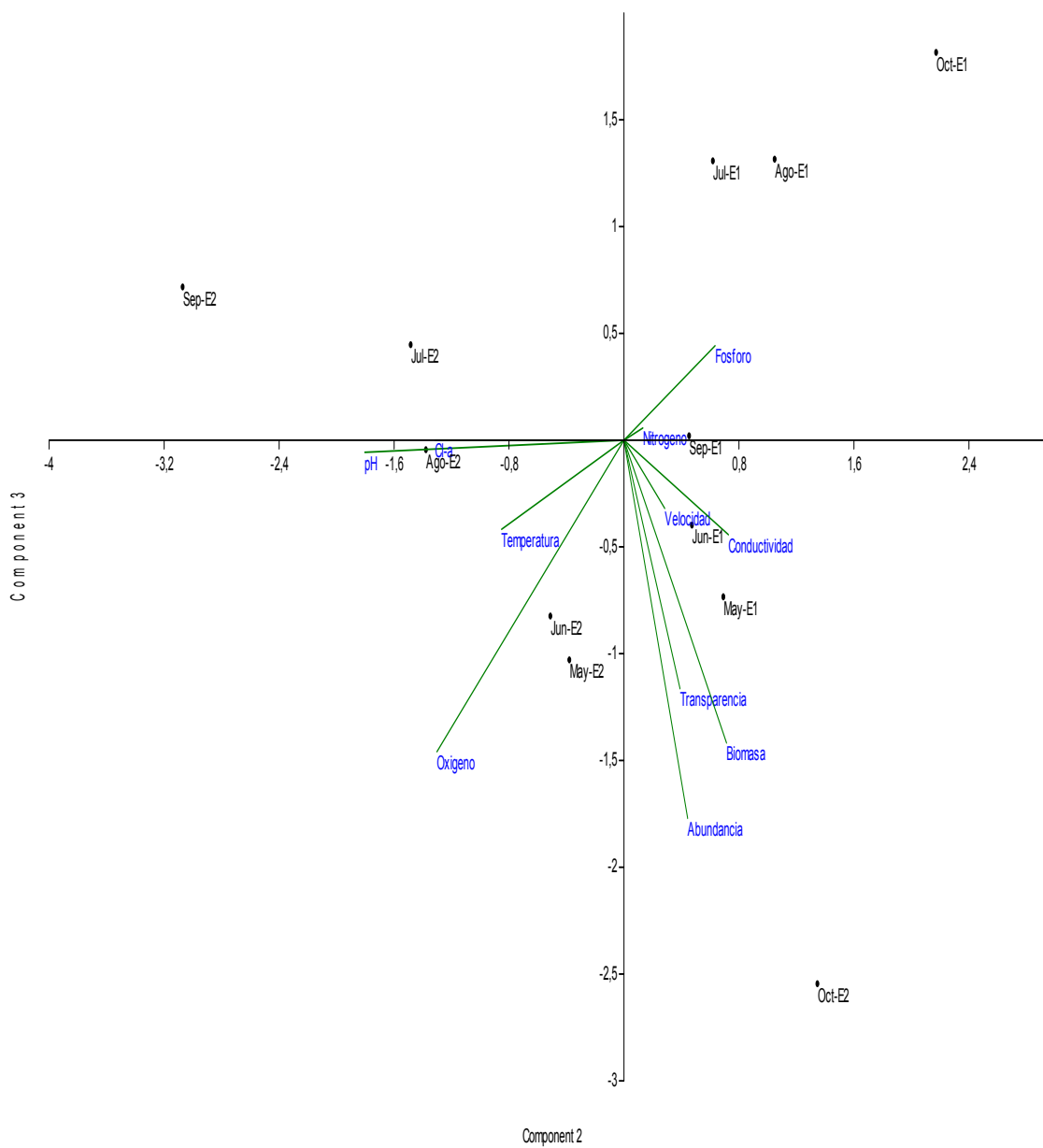


Figura 30. Ordenación de las variables ambientales sobre el segundo y tercer componente principal.

VII DISCUSIÓN

El común de los embalses posee una estructura que se caracteriza por presentar la entrada del río opuesta a la descarga o al dique. Esta estructura genera una zonación constituida por una zona fluvial, una zona de transición y una zona lacustre (Thornton, 1990). En la zona fluvial (zona cercana a la entrada del río) el agua posee una alta turbidez, una alta proporción de materia orgánica, y altas tasas de descomposición. La zona de transición (ubicada entre zona fluvial y lacustre) se caracteriza por tener una menor turbidez, una tasa fotosintética mayor a la zona anterior y un aumento de la materia orgánica procedente del fitoplancton. Por último, la zona lacustre (zona próxima al dique) se asemeja a las características de un lago en cuanto a la producción planctónica, limitación por nutrientes, sedimentación de la materia orgánica y descomposición en el hipolimnion (Tundisi y Matsumura-Tundisi, 2008). Sin embargo, el embalse Suata, no presenta esta zonación, debido a que la entrada de su principal afluente se encuentra cerca del dique y de la principal descarga del embalse, lo que genera que las condiciones de Suata no sigan el mismo patrón del común de los embalses.

Los mecanismos de circulación vertical y horizontal de los embalses dependen de varios factores (Wetzel, 2001). La entrada de los tributarios en los reservorios puede producir gradientes longitudinales y promover la heterogeneidad espacial, mientras que la salida del agua, de forma superficial o profunda, puede

generar cambios en la circulación de los embalses. Los factores climatológicos, como el viento o las precipitaciones promueven turbulencias y heterogeneidad vertical lo cual actúa en la distribución del fitoplancton y del zooplancton (Tundisi y Matsumura-Tundisi, 2008).

En el embalse Suata durante el período de estudio, no se observó una heterogeneidad espacial entre la zona próxima al dique (E1) y la zona opuesta a éste (E2) en lo que a transparencia del agua se refiere. Sólo se obtuvieron variaciones entre la transparencia de E1 y E2 en el mes de septiembre, cuando en E2 hubo una menor transparencia, debido a los altos valores de concentración de clorofila-a durante ese mes (alta turbidez biogénica).

La transparencia del agua en ambas estaciones disminuyó a partir de julio. Esto pareció estar determinado por el aumento de las lluvias, a juzgar por las variaciones del nivel del agua del embalse. Las lluvias pueden generar una disminución de la transparencia debido al mayor aporte de sedimentos acarreados por los tributarios hacia el cuerpo de agua (De León, 2002).

En cuanto a la temperatura, normalmente los lagos tropicales presentan pequeñas diferencias verticales. En algunas circunstancias estas diferencias son capaces de generar una estratificación térmica estable (Lewis, 1983). Las diferencias de temperaturas encontradas en las diferentes profundidades permitieron el establecimiento de una estratificación térmica para los meses de septiembre y octubre en E2, cuando las diferencias obtenidas fueron mayores a 1°C , los cuales pudieron ser suficientes como para estabilizar el gradiente de

densidad (Tundisi, 1997). Sin embargo, debido a lo somero del sistema, es probable que estas estratificaciones térmicas fueron de corta duración.

El embalse Suata es un sistema somero, por lo que sus períodos de estratificación térmica no suelen ser prolongados, lo cual permitió considerarlo como un embalse polimíctico, según el criterio de Lewis (1983), es decir, que presenta varias mezclas completas del agua en el año.

No se obtuvo una correlación significativa entre la velocidad del viento y la temperatura del agua. Sin embargo, es necesario destacar que las menores diferencias de temperatura entre la superficie y el fondo del embalse coincidieron con los mayores valores de velocidad del viento registrados; de igual manera, las mayores diferencias de temperatura entre la superficie y el fondo registradas en septiembre y octubre, coincidieron con las menores velocidades del viento registradas durante el período de estudio.

En E2 se encontró una correlación inversa entre la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto. Según Wetzel (2001) el aumento de la temperatura disminuye la solubilidad del oxígeno.

Las bajas concentraciones de oxígeno obtenidas en los últimos meses del muestreo en el fondo de ambas estaciones, coincidieron con los mayores valores de temperatura hipolimnética que se registró en E2, y con las mayores diferencias de temperaturas entre la superficie y el fondo registradas en E1 para los meses de septiembre y octubre.

Según Cole y Hannan (1990), el oxígeno difunde más fácilmente cuando la acción del viento es mayor, ya que si el agua está en reposo total, la difusión del oxígeno hacia los estratos profundos es muy lenta. La velocidad del viento en los meses de septiembre y octubre fue de las más bajas que se registraron, lo que posiblemente impidió una mayor oxigenación de los estratos más profundos.

Las concentraciones promedio de oxígeno disuelto en el agua presentaron diferencias significativas entre E1 y E2, teniendo E2 una mayor concentración que E1. Esta diferencia pudo ser resultado de la mayor biomasa fitoplanctónica en E2 en relación con E1.

Se registraron condiciones de hipoxia (concentración de oxígeno menor a 2mg/l) sólo durante el mes de octubre en E1. Aunque en esta estación no se detectó estratificación térmica en este mes, esta disminución en la concentración de oxígeno también pudo haberse visto favorecida por una alta demanda de oxígeno para la oxidación de materia orgánica (Wetzel, 2001).

No se presentaron condiciones de anoxia en el embalse, a pesar de ser un sistema eutrófico. Esto pudo ser una consecuencia de lo somero del sistema, el cual puede oxigenarse continuamente, gracias a las corrientes advectivas y de convección que deben operar sobre el embalse (Ford, 1990).

Durante el período de estudio, el pH fue generalmente mayor en los estratos superficiales y disminuyó con la profundidad; también disminuyó en ambas estaciones para todas las profundidades a medida que se aproximaba el mes de octubre. Aunque no se encontró correlación de esta variable con otras, es

necesario recalcar que el pH depende en gran medida del oxígeno disuelto en el agua. En presencia de mayor abundancia de algas fitoplanctónicas, fijadoras de CO₂ y liberadoras de O₂ (organismos fotosintéticos), el pH aumenta, y en presencia de organismos liberadores de CO₂ y fijadores de O₂ (respiración y descomposición) el pH es menor (Esteves, 1998). Es por esto que el pH es alto en los estratos superficiales, donde hubo una mayor abundancia de organismos fitoplanctónicos, y disminuyó con la profundidad, donde las tasas de respiración y de descomposición debieron ser elevadas.

Los menores valores promedio de pH se detectaron en octubre para ambas estaciones, mes cuando se registraron las menores concentración de oxígeno en el fondo de la columna de agua.

La conductividad se puede definir como la medida de la resistencia de una solución al flujo eléctrico (Wetzel, 2001), la cual viene determinada por la concentración de iones disueltos en el agua.

En el embalse Suata, la conductividad fue generalmente mayor en los estratos más profundos. Ésta se mantuvo relativamente constante entre la superficie y el fondo entre los meses de mayo a septiembre, presentando mayores fluctuaciones en el mes de octubre. Los altos valores registrados a finales del período de estudio pudieron estar relacionados con el incremento de la materia orgánica proveniente del hundimiento del fitoplancton y desde la cuenca de drenaje, y su posterior descomposición en los estratos profundos (Wetzel, 2001).

La conductividad registrada durante el período de estudio en el embalse fue superior a los 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por lo que se pudo clasificar de salinidad media, según el criterio de Serruya y Pollinger (1983).

Las concentraciones de fósforo total y nitrógeno total fueron determinadas ya que estos elementos son esenciales para los organismos fitoplanctónicos. En general, la limitación de la producción primaria de los organismos fitoplanctónicos, se establece en relación con el fósforo y el nitrógeno (Margalef, 1983).

Las concentraciones de fósforo total en el agua dependen en gran medida de la presencia de organismos principalmente fitoplanctónicos y macrófitas, debido a que estos asimilan grandes cantidades de estos iones (Esteves, 1998). En los estratos superficiales, los menores valores de fósforo total, en relación con los estratos profundos, pudieron ser explicados por la oxigenación del agua y la precipitación del fósforo (Horne y Goldman, 1994). En las zonas más profundas, por lo contrario, las concentraciones de fósforo son mayores, debido a que gran parte del aporte de fósforo al embalse se da como resultado del proceso de descomposición de la materia orgánica que se deposita en el fondo del embalse (González y col., 2004).

Las mayores concentraciones de fósforo en el embalse Suata se encontraron en los meses de agosto y octubre en los estratos más profundos, en los que las menores concentraciones de oxígeno posiblemente permitieron su liberación desde los sedimentos (Wetzel, 2001).

Los iones de nitrógeno se mantienen en un ciclaje constante gracias al trabajos de microorganismos; la descomposición aeróbica y anaeróbica de la materia orgánica puede producir la formación de compuestos nitrogenados (Esteves, 1998). En el embalse Suata, las concentraciones de nitrógeno aumentaron de forma progresiva desde el mes de mayo hasta octubre, siguiendo una tendencia parecida a la del fósforo total.

En E1 y E2 el nitrógeno se correlacionó de forma negativa con el oxígeno disuelto. Esto pudo deberse al consumo de oxígeno que se da durante el proceso de descomposición de la materia orgánica depositada en el fondo del embalse, lo cual genera un aporte de nitrógeno en forma de amonio, lo cual explicaría las mayores concentraciones de nitrógeno total en los estratos más profundos (Home y Goldman, 1994; Wetzel, 2001).

Adicionalmente el ACP, reveló que las altas concentraciones de nitrógeno tuvieron una alta relación con los meses de septiembre en E1 y octubre en E2, cuando se detectaron las mayores abundancias y biomásas del zooplancton.

El aumento del nitrógeno total y del fósforo total hacia los últimos meses de muestreo, se pudo obtener como resultado de un aumento en el aporte de nutrientes al embalse. Este aumento se pudo dar por efecto de lavado que generan las lluvias sobre las laderas y montañas próximas a la cuenca del río Aragua y al embalse Suata. El río Aragua, antes de verter sus aguas en el embalse Suata, atraviesa las cercanías de zonas urbanas y rurales, desde donde el río recibe aguas de desecho; si adicionalmente el aumento de las

precipitaciones genera un mayor lavado de los sembradíos y diferentes granjas situadas alrededor del cuerpo de agua, vertiendo los nutrientes y materiales acarreados en la cuenca del río y del embalse Suata, era de esperar que para los últimos meses se diera un aumento en los nutrientes del embalse.

Es importante resaltar que a pesar de no haberse obtenido diferencias significativas entre la concentración de nitrógeno total y fósforo total de ambas estaciones, en E2 se registró en promedio una mayor concentración con respecto a E1, diferencia que se vio acentuada a partir del mes de julio. Una de las posibles explicaciones a este comportamiento podría estar relacionada con la descarga del agua en el embalse Suata, la cual está cerca de E1, en donde se podría estar presentando la exportación de nutrientes y de células de manera más acelerada que en E2.

Debido a los altos valores de fósforo total registrados en el cuerpo de agua, el embalse se clasificó como hipereutrófico, siguiendo el criterio de Salas y Martínó (1991).

La relación nitrógeno total: fósforo total fue menor a 3 para las dos estaciones, indicando que el sistema presentó un suministro de fósforo mayor que de nitrógeno, y que el elemento potencialmente limitante para el crecimiento del fitoplancton fue el nitrógeno, ya que esta relación fue menor que 9 (Salas y Martínó, 1991). El aumento de la proporción para los últimos meses del muestreo, puede indicar que para ese momento ocurrió un mayor aporte de nitrógeno al sistema. Sin embargo, dados los elevados valores de nitrógeno, se puede afirmar

que no hay limitación por este elemento, según el criterio de Sas (1989; citado en González y col., 2009).

La biomasa del fitoplancton fue elevada durante todo el período del estudio, lo cual es propio de los sistemas altamente eutrofizados (Wetzel, 2001). Los valores detectados en Suata fueron superiores a los de otros embalses venezolanos altamente eutrofizados, como Quebrada Seca (62,71 $\mu\text{g/l}$; González y col., 2003) y Pao-Cachinche (42,4 \pm 25,5 $\mu\text{g/l}$; González y col. 2004); y mucho mayores a los registrados en embalses oligotróficos como es el caso del embalse Lagartijo (5,78 $\mu\text{g/l}$; González y col., 2003) y Agua Fría (2,27 $\mu\text{g/l}$; González, 2002).

En E2 la concentración de clorofila-*a* se correlacionó significativamente de manera negativa con la transparencia, ya que a medida que aumentó la biomasa del fitoplancton, la transparencia del agua disminuyó. En estos casos, las comunidades fitoplanctónicas generalmente no se ven limitadas por nutrientes, pero sí puede presentarse una limitación por luz, generada por la propia comunidad (Reynolds, 1984).

Adicionalmente la temperatura se relacionó de una manera positiva con la concentración de clorofila-*a*. Este aumento de la comunidad fitoplanctónica es común en sistemas lénticos bajo condiciones de alta insolación, altas temperaturas, estabilidad de la columna de agua y calma de los vientos (Reynolds, 1996).

El ACP reveló que en los meses de mayo, junio, julio, agosto y septiembre en E2, existió una alta relación con los altos valores de las concentraciones de clorofila-a, las concentraciones de oxígeno disuelto, el pH, y temperatura. Esto revela la relación entre estas variables, siendo las temperaturas cálidas favorables para el desarrollo de las comunidades fitoplanctónicas, las cuales generan un mayor aporte de oxígeno al medio, lo cual trae como resultado un aumento del pH.

El estudio de las variables fisicoquímicas, la concentración de clorofila-a y sus variaciones entre ambas estaciones a lo largo del período de estudio, permitió encontrar explicaciones en cuanto a los cambios de la abundancia del zooplancton, de sus principales grupos y distribución en la columna de agua.

En base a la distribución de los organismos del zooplancton a lo largo de la columna de agua, se pudo observar que la mayor abundancia se encontró en el estrato superficial de ambas estaciones, donde la concentración de oxígeno disuelto fue mayor, y donde se encontraron las mayores concentraciones de clorofila-a. Las altas abundancias del zooplancton responden a la mayor oferta de recursos, lo cual es propio de sistemas eutróficos (González y col., 2002).

En ambas estaciones los grupos dominantes en las diferentes profundidades variaron a lo largo del período de estudio. En E1 durante los meses anteriores al inicio del período de lluvias (julio), dominaron los copépodos seguidos por los rotíferos y los ostrácodos. En E2 el grupo de los rotíferos dominó

hasta el mes de julio, cuando los ostrácodos comenzaron a dominar la comunidad zooplanctónica, con excepción del mes de septiembre.

Es común encontrar ostrácodos formando parte del bentos de los embalses, lo cual puede explicar la distribución relativamente amplia que presentaron estos organismos dentro de la columna de agua. En los rotíferos hay especies capaces de vivir ante concentraciones bajas de oxígeno ($<0,1\text{mg/l}$) y algunos de ellos (*Filinia* sp.) son los únicos organismos del zooplancton que pueden habitar el hipolimnion (Margalef, 1983), lo que explicaría la amplia distribución que presentó este grupo en la columna de agua.

La abundancia total de organismos del zooplancton estuvo correlacionada significativamente con la abundancia de los ostrácodos en ambas estaciones. Esto revela la importancia que tuvo este grupo dentro de la comunidad zooplanctónica. En el mes de septiembre en E1 y en el mes de de octubre en E2, la abundancia de los ostrácodos aumentó significativamente, de manera que fue en estos meses en los que se registraron los mayores valores de abundancia de zooplancton total durante todo el período de estudio.

Los ostrácodos son un grupo de invertebrados bentónicos que se puede encontrar formando parte tanto del litoral de los lagos como de los ríos (Margalef, 1983). El inicio del período de lluvias a partir del mes de julio, pudo generar el arrastre de estos organismos desde los ríos y el litoral del embalse hasta la zona limnética, lo que generó el incremento en su abundancia. Autores como Matsumura-Tundisi y Tundisi (1976) y Rocha y col. (1982), han destacado este

tipo de influencia (y el control) por la precipitación sobre las fluctuaciones estacionales del zooplancton en lagos tropicales y subtropicales.

Los ostrácodos se ven favorecidos en medios alcalinos debido a la gran disponibilidad de carbonatos que son utilizados por ellos para la formación de sus caparazones (Dodson y Frey, 1991). La condición alcalina del embalse Suata pudiera ser responsable, por lo tanto, del desarrollo de altas densidades poblacionales de estos organismos.

Según Sendacz y col. (2006), los rotíferos dominan las comunidades del zooplancton en los lagos y embalses tropicales. Sin embargo, en el embalse Suata, el grupo de los ostrácodos dominó durante casi todo el período de estudio con un promedio de 59,2%, seguido por los rotíferos con un promedio de 27,1% y por los cladóceros con un 8%. El grupo de los copépodos representó el 13% de los individuos en E1 y el 5,4% en E2. Otros grupos como los protozoarios, nematodos entre otros, presentaron promedios menores al 0,4%.

El grupo de los rotíferos fue el más diverso, representando 12 de las 24 especies encontradas en el embalse Suata. Entre las especies más abundantes estuvieron *Keratella americana* (dominó en ambas estaciones), *Filinia* sp. y *Brachionus falcatus*. Los géneros *Brachionus* y *Keratella* suelen ser típicamente dominantes en los cuerpos de agua tropicales (Margalef, 1983). Esta dominancia numérica de los rotíferos en ambientes eutróficos ha sido ampliamente documentada (Gannon y Stemberger, 1978).

La mayor parte de la estacionalidad de los cladóceros depende de las condiciones ambientales (Wetzel, 2001). En las zonas tropicales, el desarrollo de

las poblaciones de cladóceros son reguladas por el régimen de precipitación, las cuales pueden causar profundas alteraciones en el cuerpo de agua, en cuanto a factores como la turbidez, régimen de gases, disponibilidad de alimento (Esteves, 1998).

Las bajas proporciones de cladóceros en el embalse Suata pudieron ser debidas a la alta proporción de cianobacterias y algas coloniales y filamentosas (González y col. 2009), las cuales no resultan adecuadas como alimento de estos organismos filtradores, bien sea por interferencia mecánica o química (Infante y Abella, 1985).

Por otra parte, los cladóceros también pudieron estar regulados por la depredación por parte de algunos copépodos Cyclopoida, los cuales estuvieron presentes en las aguas del embalse. Al respecto, Matsumura-Tundisi y col. (1990) llegaron a confirmar la alta calidad de *Ceriodaphnia* como alimento para copépodos del genero *Mesocyclops*.

El grupo de los cladóceros estuvo dominado en promedio por *Alona*, con un promedio de 53,9%, seguida por *Diaphanosoma* con un 33,2%, *Ceriodaphnia* con un 10,9%, y *Moina* spp. con un 1,5%. En los embalses de Venezuela la asociación *C. cornuta*, *Diaphanosoma* y *M. micrura* representa la más común entre los cladóceros (López y col., 2001).

En el grupo de los copépodos, el orden Cyclopoida dominó sobre Calanoida, con una mayor proporción de nauplios que de juveniles y de adultos. Los copépodos Cyclopoida son organismos que se caracterizan por tener una

alimentación basada en la selección, lo que los favorece para habitar en medios eutróficos; por el contrario, los Calanoida poseen una alimentación basada en la filtración (Infante, 1988). En medios eutróficos donde existe una alta proporción de partículas y algas filamentosas, el aparato bucal de los Calanoida puede ser afectado, por lo que la supervivencia de estos organismos en estos ambientes es menor. Durante el período de estudio hubo una predominancia de los estadios larvales (nauplios), indicando que los copépodos se reprodujeron intensamente durante todo el período de estudio y que, a juzgar por las bajas proporciones de juveniles (copepoditos) y de adultos durante la mayor parte del año, los copépodos parecieron estar sometidos a fuertes factores limitantes, tanto fisicoquímicos como bióticos (González, 2009).

La abundancia de organismos en el embalse puede considerarse alta para el período de estudio, ya que entre ambas estaciones se registró un promedio de 1150 org/l con valores extremos de 5118 org/l. Esto resulta propio de embalses con alto grado de eutrofización. Los valores registrados en Suata fueron superiores a los del embalse hipereutrífico Pao-Cachinche, donde se registraron valores que superaron los 1000 org/l (González y col., 2002); y aún muy superiores a los de embalses oligotróficos de Venezuela, donde se han registrado bajos valores de abundancia, como son los de El Pueblito (73-123 org/l.; González, 2000), Agua Fría (9-39 org/l.; González, 2002) y Taguaza (86 org/l.; González y col., 2002).

Hay que tomar en cuenta que en E2 la abundancia promedio de zooplancton fue mayor que la abundancia promedio de E1. Pudo haber varios

factores que generaron este comportamiento, pero uno de los más resaltantes pudiese ser la mayor concentración promedio de oxígeno disuelto en E2. El oxígeno es indispensable para el desarrollo de las comunidades zooplanctónicas (Wetzel, 2001).

El zooplancton del embalse Suata no presentó una correlación con la concentración de clorofila-*a*. Gliwickz (1969) propone que al aumentar el estado trófico de los sistemas dulceacuícolas aumenta la importancia de la cadena trófica del detritus, por lo que los vínculos entre el fitoplancton y el zooplancton se hacen más débiles.

Los valores de biomasa total del zooplancton de Suata pueden catalogarse como elevados, si se les compara con los registrados en otros embalses venezolanos. Así, los valores registrados en E1 (1889 $\mu\text{g/l}$) y en E2 (2364 $\mu\text{g/l}$) fueron muy superiores a los determinados por González (2002) en el embalse oligotrófico Agua Fría (49 $\mu\text{g/l}$), por González y col. (2002) en el oligotrófico Taguaza (29 $\mu\text{g/l}$), por González (2004) en el oligo-mesotrófico Tierra Blanca (607 $\mu\text{g/l}$), por González (2009) en el oligo-mesotrófico Clavellinos (504 $\mu\text{g/l}$) y por Infante y col. (1995) en el eutrófico El Andino (596 $\mu\text{g/l}$). La alta biomasa del zooplancton Suata estuvo sustentada por la oferta de recursos, propia de sistemas altamente eutrofizados (Matsumura-Tundisi y col., 1989).

La biomasa del zooplancton se correlacionó significativamente con la abundancia y biomasa del grupo de los ostrácodos.

Los ostrácodos, al igual que los copépodos constituyeron dentro de la comunidad zooplanctónica los individuos de mayor tamaño. Su talla puede variar de 0,1 a 2mm. Si el grupo que presentó una mayor proporción durante todo el período de estudio fue el de los ostrácodos, esto explicaría que el 85% de la biomasa total de la comunidad zooplanctónica fuese aportada por los ostrácodos.

El grupo de los rotíferos, aunque representó el segundo grupo en abundancia dentro la comunidad zooplanctónica, aportó apenas el 2,3% de la biomasa total. Esto se debe a que estos individuos poseen una talla que varía desde los 300 a los 2000 μ m, lo que hace que el peso individual sea muy bajo (Infante 1988).

Los cladóceros y los copépodos, representaron en promedio el 6,6% y el 5,3% de la biomasa total del zooplancton; respectivamente. El tamaño de un cladóceros puede llegar a ser de 3000 μ m, por lo que el peso individual de estos organismos es bajo (Dumont y col., 2004). Un copépodo adulto puede llegar a superar la talla de un ostrácodo; sin embargo, debido a que la mayor parte de los copépodos se encontró en forma de larva (nauplio), su aporte en la biomasa ocupó el tercer lugar dentro de la comunidad.

El mismo método que se utilizó para la determinación de la biomasa, fue utilizado para determinar el peso individual de los organismos pertenecientes a la especie *Prionodiptomus colombiensis*. Según Infante (1990), el método de peso seco para la determinación de la biomasa es un método muy preciso y directo.

Debido al mayor tamaño de las hembras de la especie *Prionodiptomus colombiensis* con respecto a los machos, se registró un mayor peso promedio individual en las hembras. En éstas, el peso promedio fue de 8,025 μg y en los machos fue de 5,277 μg . Gracias a los trabajos realizados por Infante (1990), se puede comparar estos valores de peso seco con los de otras especies de copépodos, como el calanoida *Notodiptomus deeveyorus* (6,98 μg) y el cyclopoida *Thermocyclops decipiens* (1,71 μg); ambos pesos fueron medidos para individuos en estado adulto, con lo que se muestra que las hembras de *Prionodiptomus colombiensis* poseen un valor alto de peso seco, dentro del grupo de los copépodos dulceacuícolas. El problema metodológico y las diferentes formas de expresar los resultados de la biomasa de zooplancton, dificultan enormemente la comparación de datos provenientes de diferentes lagos (Le Cren & Lowe-Mc Connel, 1980). Debido a esto, no se pueden comparar estos valores de peso seco obtenidos con el de individuos de la misma especie realizados en otros estudios.

Es importante resaltar que tanto los individuos machos y hembras de la especie *Prionodiptomus colombiensis* obtuvieron un mayor peso seco en E2. Con esto se podría inferir que en E2 hay un mayor aporte de alimento disponible para los individuos de la especie, aunque la escasez de estos organismos durante el período de estudio no permitió hacer un análisis más detallado.

La correlación no paramétrica de Spearman para determinar si existieron diferencias significativas en cuanto al orden por rango de especies, reveló que la estructura comunitaria del zooplancton fue similar en las localidades estudiadas.

Con esto se puede inferir que las variaciones fisicoquímicas y de concentración de clorofila-a obtenidas entre E1 y E2 no generaron cambios significativos como para que las especies zooplantónicas se desarrollaran de manera diferente en cada localidad.

En el Análisis de Componentes Principales (ACP), se pudo notar cierta heterogeneidad entre las estaciones de muestreo, a pesar de que sólo se registraron diferencias significativas en cuanto a la concentración de oxígeno disuelto entre ambas localidades. Esta variable pareció discriminar ambas estaciones después del mes de julio (inicio de lluvias e inicio del ascenso del nivel de las aguas del embalse), cuando los meses de agosto y septiembre en E2 parecieron estar fuertemente asociados a los factores oxígeno, pH, temperatura y clorofila-a. Aparentemente, esto pudiera indicar que los cambios en las condiciones fisicoquímicas del embalses, en primer término, pudieran ser los responsables de las variaciones en abundancia y biomasa del zooplancton en el embalse Suata, especialmente en los meses en que se registraron la mayores diferencias de temperatura entre la superficie y el fondo del cuerpo de agua. La clorofila-a, a pesar de no haber mostrado correlaciones significativas con la abundancia y la biomasa del zooplancton, también pareció ser determinante en la diferenciación de ambas localidades de agosto a octubre, los meses finales de estudio, justo cuando se registraron los mayores valores de la biomasa del fitoplancton, especialmente en E2.

XIII CONCLUSIONES

- El embalse Suata se clasificó como un sistema hipereutrófico, polimíctico, que presenta condiciones de hipoxia (en el mes de octubre), aguas alcalinas y una salinidad media.
- De los 7 grandes taxones registrados, los ostrácodos dominaron, seguidos por los rotíferos (12 especies) con *Keratella americana*, *Filinia longiseta* y *Brachionus falcatus* presentando las mayores proporciones, luego los cladóceros (6 especies) con una mayor proporción de *Alona* sp. y por último los copépodos (3 especies) con mayor representación de los Cyclopoida en estadio de nauplio.
- La abundancia de organismos en el embalse pudo considerarse alta, lo que resulta propio de sistemas hipereutróficos.
- La mayor abundancia del zooplancton se registró en los estratos superficiales, siendo los rotíferos y los ostrácodos los que presentaron una distribución vertical más amplia.
- La abundancia y biomasa del zooplancton se correlacionó significativamente con la abundancia y biomasa del grupo de los ostrácodos.
- Las variaciones fisicoquímicas y de concentración de clorofila-a obtenidas entre E1 y E2 no generaron cambios significativos como para que las especies zooplanctónicas se desarrollaran de manera diferente en cada

localidad, por lo que la estructura comunitaria fue similar en las localidades estudiadas.

- Las hembras de la especie *Prionodiptomus colombiensis* presentaron un mayor peso seco promedio que los machos. En E2, tanto las hembras como los machos tuvieron un mayor peso que las hembras y machos de E1, respectivamente.
- Las localidades del embalse fueron relativamente homogéneas, aunque el ACP permitió distinguir cierta heterogeneidad espacial durante el período de estudio.
- Las variaciones en la abundancia y biomasa del zooplancton parecieron estar determinadas, principalmente, por los cambios temporales en las condiciones ambientales, regidas por el régimen de precipitaciones sobre el embalse.

IX REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Alvarez, B. 1983. Atlas climatológico de Venezuela 1951-70. Universidad Central de Venezuela, Caracas. 132 pp.
- Armengol, J. 1982. Ecología del zooplancton de los embalses. Mundo Cient. 11: 168-178.
- Aru, R. 2008. Estudio del contenido de metales pesados en agua y peces del embalse Suata, Edo. Aragua. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 78 pp.
- Benndorf, H., Horn, W. 1985. Theoretical considerations of the relative importance of food limitation and predation in structuring zooplankton communities. Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie, 21: 383- 396.
- Blanco, Y. 2003. Distribución espacial del zooplancton en tres estaciones del embalse Agua Fría (Estado Miranda). Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 48 pp.
- Brusca, R. C., Brusca, G. J. 2005. Invertebrados. 2ª Edición. McGraw-Hill-Interamericana. Madrid, 1005 pp.
- Carrillo, V. 2001. Distribución espacial del zooplancton en el embalse La Mariposa (Distrito Capital) de julio a diciembre de 2000. Tesis de Licenciatura.

Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 55 pp.

Castillo, C., Gómez J., Montes C. 1973. Embalses de Venezuela. *El Agua*, 1: 9-102.

Cole, T., Hannan, H. 1990. Dissolver oxygen dynamics. En: Thornton, K., Kimmel, L., Payne, E. (eds.), *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. John & Wiley, Inc. New York: 71-107.

Coraspe, Z. 1985. Migraciones verticales diarias de algunas especies del zooplancton en el embalse Lagartijo (Edo. Miranda). Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 118 pp.

De León, L. 2002. Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias. En: *Perfil Ambiental del Uruguay 2002*. Domínguez, A. y R. G. Prieto (eds.). Nordan-Comunidad. Montevideo: 28-37.

Dodson, S. 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnology and Oceanography*, 37: 848-856.

Dodson, S., Frey, D. 1991. Cladocera and other Branchiopoda. En: J.H. Thorp & A.P. Covich (eds.). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press. University of Kansas – Lawrence. USA. 723-786.

- Dumont, H., Van de Velde, I., Dumont, S. 2004. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, peryphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19: 75-97.
- Dussart, B. 1984. Some crustacea Copepoda from Venezuela. *Hidrobiologia*, 113: 15-23.
- Edmondson, W., Winberg, G. (eds.). 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP Handbook N° 17. Blackwell. Oxford, 358 pp.
- Enright, J. 1977. Diurnal vertical migration: Adaptive significance and timing. Part I. Selective Advantage, a metabolic model. *Limnology and Oceanography*. 22: 856-872.
- Esteves, F.A. 1988. *Fundamentos de Limnologia*. 2da edición. Editorial Interciencia. LTDA. Río de Janeiro, 575 pp.
- Fernández, M. 1990. Evolución temporal de la biomasa zooplanctónica en el Mar Balear. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 6: 95-106.
- Fernández, M., García-Braun J. 1989. Dinámica de las comunidades planctónicas en una zona del Atlántico subtropical (Isla de Tenerife). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 5: 87-100.
- Field, K., Prepas, E. 1997. Increased abundance and depth distribution of pelagic crustacean zooplankton during hypolimnetic oxygenation in a deep,

eutrophic Alberta lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2146-2156.

Folt, C., Burns, C. 1999. Biological drivers of zooplankton patchiness. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 300-305.

Ford, D. 1990. Reservoir Transport Processes. En: Thornton, K., Kimmel, B., Payne, F. (eds.) *Reservoir Limnology. Ecological perspectives*, John Wiley & Sons, Inc. New York :15-42.

Gannon, J., Stemberger, R. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicator of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97: 16- 35.

Gasca, R., Suárez, E. 1996. *Introducción al estudio del zooplancton marino*. El colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Chetumal. México, 711 pp.

Gavidia, J. 2003. *Variación en la abundancia y biomasa del zooplancton en dos localidades del embalse Tierra Blanca, Estado Guárico*. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 113 pp.

Ghilarov, A. 1985. Dynamics and structure of cladoceran populations under conditions of food limitation. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 21: 323- 332.

Ginez, A., Olivo, M. 1984. *Inventario de los embalses con información básica para la actividad piscícola*. I. Sinopsis de los embalses administrados por el

MARNR. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables. Serie Informes Técnicos DGSP/A/IT/183. Caracas, 142 pp.

Gliwicz, Z. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekologia Polska*, 17: 663-708.

Gliwicz, Z. 1977. Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in a eutrophic lake. *Ekol. Pol.* 25: 179-225.

Golubev, G., 1975. Foreword. En S.C. Jørgensen & R. A. Vollenweider (eds.). *Guidelines of Lake Management. Vol. 1. Principles of Lakes Management* Shiga. 199pp.

González, E. 2000. Caracterización limnológica del embalse El Pueblito (Estado Guárico, Venezuela). Trabajo de ascenso a la categoría de Agregado. Universidad Central de Venezuela. Caracas, 85 pp.

González, E. 2002. Caracterización limnológica de los embalses Agua Fría (Estado Miranda) y Tierra Blanca (Estado Guárico). Proyecto S1-98001361. Etapa I: Caracterización limnológica del embalse agua fría (Estado Miranda). Informe técnico a FONACIT. Universidad Central de Venezuela. Caracas, 83 pp.

González, E. 2004. Caracterización limnológica de los embalses Agua Fría (Estado Miranda) y Tierra Blanca (Estado Guárico). Proyecto S1-98001361. Etapa II. Caracterización del embalse Tierra Blanca

(Estado Guárico). Informe Técnico. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 86 pp.

González, E. 2009. Caracterización limnológica del embalse Clavellinos (Estado Sucre). Informe Técnico. Proyecto UCV- Hidroven. Caracas, 61 pp.

González, E., Ortaz, M., Manduca, J., Peñaherrera, C. 1997. Estudio control de algas en los embalses La Pereza, Quebrada Seca, La Mariposa, Lagartijo y Camatagua mediante técnicas de Biomanipulación. Informe técnico presentado a las compañías Hidroimpacto C.A. e Hidrocapital. Caracas, 47 pp.

González, E., Ortaz, M., Matos, L., Mendoza, J., Peñaherrera, C., Carrillo, M. 2002. Zooplancton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos. *Interciencia*, 27: 551-558.

González, E., Ortaz, M., Peñaherrera, C., Montes, E., Matos, M., Mendoza J. 2003. Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnética*, 22: 15-35.

Gonzalez, E., Ortaz, M., Penaherrera, C. 2004. Fitoplancton de un embalse tropical hipereutrófico (Pao-Cachinche, Venezuela): abundancia, biomasa y producción primaria. *Interciencia*, 29: 548-555.

González, E., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J. 2008. Size and dry weight of main zooplankton species in Bariri reservoir (SP, Brazil). *Braz. J. Biol.*, 68: 69-75.

- González, E., Alvarez, M., Barrero, M., Finol, H. 2009. Limnología y efecto de los impactos antrópicos sobre los peces de interés comercial del embalse Suata (Estado Aragua) y del Lago de Valencia (Estados Aragua y Carabobo). Informe final etapa I. Proyecto PG 03.00.6495.2006 CDCH. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 37pp.
- González, Y. 2008. Composición química y disponibilidad ambiental de los elementos en los sedimentos del embalse Suata, Edo. Aragua. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 73pp.
- Guzmán, H., Obando V. 1988. Diversidad y abundancia diaria y estacional del zooplancton marino de la Isla del Caño, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 36: 139-150.
- Hanson, J., Peters, R. 1984, Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass and profundal macrobenthos biomass in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 439-445.
- Horne, A., Goldman C. 1994. *Limnology*. 2nd edition. McGraw-Hill International Editions. New York, 576 pp.
- Hrbáčková, M. 1974. The size of primiparae and neonates of *Daphnia hyalina* Leydig (Crustacea: Cladocera) under natural and enriched food conditions. *Vest. Cs. Spol. Zool.* 38: 98-105.

- INAMEH, 2009. Datos de precipitación mensual. Aragua. El Consejo. Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. (www.inameh.gob.ve/web/datos_precipitacion/aragua/elconsejo.pdf; consultado el 01 de septiembre de 2009).
- Infante, A. 1981. El zooplancton en el lago de Valencia. Informe Técnico CONICIT-PROYECTO S1-0612. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas, 195 pp.
- Infante, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. Monografía N° 33. Serie de Biología. Secretaría de la OEA. Washington, 130pp.
- Infante, A. 1990. Proyecto “Estudio limnológico comparativo del lago de Valencia (Venezuela) y el lago de Managua (Nicaragua)” Proyectos OEA/CIECC. UCV. Caracas, 49pp.
- Infante, A. 1993. Vertical and horizontal distribution of the zooplankton in Lake Valencia. *Acta Limnologica Brasiliensia* 6: 97-105.
- Infante, A., Abella, S. 1985. Inhibition of *Daphnia* by *Oscillatoria* in Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, 30: 1046-1052.
- Infante, A., Edmondson, W. 1985. Edible phytoplankton and herbivorous zooplankton in Lake Washington. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 21: 161-171.
- Infante, A., Infante, O., Vegas, T. 1992. Caracterización limnológicas de los embalses Camatagua, Guanapito y Lagartijo, Venezuela. Proyecto

Multinacional del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Organización de los Estados Americanos y Universidad Central de Venezuela. Caracas, 62 pp.

Infante, A., Infante, O., González E. 1995. Caracterización limnológica de los embalses El Cují y El Andino, Venezuela. Proyecto Multinacional del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Organización de los Estados Americanos y Universidad Central de Venezuela. Caracas, 158 pp.

Le Cren, E., Lowe-Mc, R. (eds.) 1980. The Functioning of Freshwater ecosystems. Cambridge Univ. Press. Cambridge, 588 pp.

Lewis, W. 1983. Revised classification of lakes based on mixing. Can. J. Fish. Aq. Sci., 40: 1779-1787.

López, C., Villalobos M., González E. 2001. Estudio sobre el zooplancton de los embalses de Venezuela: Estado actual y recomendaciones para futuras investigaciones. Ciencia, 9: 217-234.

López, E. 1987. Estudio sistemático del plancton de los embalses Agua Fría (Estado Miranda) y la Mariposa (Distrito Federal). Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 119 pp.

Lynch, M. 1979. Predation, competition, and zooplancton community structure: An experimental study. Limnology and Oceanography, 24: 253-272.

Margalef, R. 1983. Limnología. Ediciones Omega. Barcelona, 1010 pp.

- Marzolf, R. 1990. Reservoirs as environments for zooplankton. En: Thorton, K., Kimmel, B., Payme, F. (Eds.). Reservoir limnology. John Wiley & Sons, Inc. New York: 195-218.
- Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. 1. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir. *Oecologia* 25: 265-270.
- Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A., Tundisi, J. 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (São Carlos, SP. – Brazil) and its fluctuation across one year. *Hydrobiologia*, 179: 229-236.
- Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A., Espíndola, E., Tundisi, J., Rocha, O. 1990. Predation on *Ceriodaphnia cornuta* and *Brachionus calyciflorus* by two *Mesocyclops* species coexisting in Barra Bonita reservoir (SP, Brazil). *Hydrobiologia*, 198: 141-151.
- McQueen, D., Post, J., Mills, E. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1571-1581.
- Melão, M., Rocha, O. 2004. Life history, biomass and production of two planktonic cyclopoid copepods in a shallow subtropical reservoir. *Journal of Plankton Research*, 26: 909-923.
- Mendoza, J. 1999. Variaciones en la abundancia del plancton y de las bacterias en el embalse la Mariposa (Dtto. Capital, Venezuela). Tesis de

Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 110 pp.

Merayo, S. 2007. Zooplancton del embalse Clavellinos (Edo. Sucre), Variaciones temporales y espaciales de abundancia y biomasa. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 106 pp.

MINAMB. 2009. Embalse Suata. Ministerio del Poder Popular para el Ambiente. (www.minamb.gob.ve/files/Embalses/embalsesMinAmb%20II.pps#347, 15, Diapositiva 15; consultado el 15 de agosto de 2009).

Murphy, J., Riley, P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.

Nusch, E., Palme, G. 1975. Biologische Methoden für die Gewässeruntersuchung, Bestimmung des Chlorophyll-a and Phaeopigmentgehaltes in Oberflächenwasser. *GWT-Wasser/Abwasser*, 116: 562-565.

Ortiz, M., González, E., Manduca, J., Peñaherrera C., Montes, E. 1999. Características limnológicas de los embalses La Pereza, Lagartijo, La Mariposa y Quebrada Seca y preservación del zooplancton como controlador de microalgas mediante técnicas de biomanipulación. Informe técnico presentado a las compañías Hidroimpacto C.A. e Hidrocapital. Universidad Central de Venezuela. Caracas, 247 pp.

- Peralta, P., León J., 2006. Programa de riego y drenaje de la Provincia de Mendoza PROSAP – DGI – OEI. Componente de calidad de agua y suelo. Departamento General de Irrigación. Provincia de Mendoza. Gobierno de Mendoza. Argentina, 148 pp.
- Pinto-Coelho, R., Bezerra, J., Morais, J. 2005. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 65: 329-332.
- Postel L., Fock, H., Hagen, W. 2000. Biomass and abundance. En: Harris R.P., P.H., Wiebe, J., Lenz, H.R., Skjoldal & Huntley, M. (Eds). *Zooplankton Methodology Manual*, San Diego, California. 83-174.
- Reynolds, C. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge. Univ. Press. Cambridge, 384 pp.
- Reynolds, C. 1996. The plant life of the pelagic. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte. Limnol.* 26: 97-113.
- Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J. 1982. Seasonal luctuations of *Argyrodiaptomus furcatus* population in Lobo reservoir (Sao Carlos, SP-Brasil) *Tropical Ecolog*, 23: 134-50.
- Salas, H., Martínó, P. 1991. A simplified phosphorus trophic model state for warm-water tropical lakes. *Wat. Res.* 25: 341-350.
- Schulze, P., Zargarese, H., Williamson, C. 1995. Competition between crustacean zooplankton in continuous cultures. *Limnology and Oceanography*, 40: 33-45.

- Sendacz, S., Caleffi, S., Santos-Soares, J. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 337-350.
- Sepúlveda, G. 2009. Estudio Biogeoquímico del embalse Suata de acuerdo al contenido de metales pesados en sus sedimentos, aguas y peces. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 145 pp.
- Serruya, C., Pollinger, U. 1983. *Lakes of the warm belt*. Cambridge University Press. Cambridge, 569 pp.
- Siebeck, O., Ringelberg, J. 1969. Spatial orientation of planktonic crustaceans. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 17: 831-847 pp.
- Siegel S., Castellan. 1995. *Estadística no paramétrica aplicada a la conducta*. Editorial Trillas. México, 437 pp.
- Sokal, R., Rohlf, J. 1969. *Introduction to Biostatistics*. W.H. Freeman and Company. San Francisco, 367 pp.
- Strickland, J., Parsons, T. 1968. *A practical handbook of seawater analysis*. Bull. Fish. Res. Bd. Can., 167, 331 pp.
- Suárez E., Gutierrez, M. 2001. *Morfología y taxonomía de los Crustaceos (Crustacea: Copepoda: Cyclopoida) de México*. CONACYT México y El Colegio de la Frontera Sur, 202 pp.

- Suárez, E., Gasca R. 1994. Zooplankton biomass fluctuations in a Mexican Caribbean Bay (Bahía de la Ascensión) during a year cycle. *Carib. J.*, 1: 116-123.
- Ter Braak, C., Smilauer, P. 1998. CANOCO reference manual and user guide to Canoco for Window. Centre for Biometry Wageningen, The Netherlands.
- Thornton, K. 1990. Perspective on reservoir limnology. En: Thornton K., Kimmel, B., Payne, F. (eds.). *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. John Wiley & sons, Inc. New York: 1-13.
- Timms, R., Moss, B. 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 29: 472-486.
- Tundisi, J., Saijo, Y., Sunaga, T. 1997. Ecological effects of human activities in the Middle Rio Doce Lakes. In: Tundisi, J. & Saijo, Y. (eds.) *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Brazilian Academy of Sciences, 477-482.
- Tundisi, J., Matsumura-Tundisi, T., Rodriguez, S. 2003. Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa). IIE, IIEGA. São Carlos, 72pp.

- Tundisi, J., Matsumura-Tundisi, T. 2008. *Limnologia*. Oficina de Textos. São Paulo, 631pp.
- Valderrama, J. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109-122.
- Vanni, M. 1987. Indirect effect of predators on age-structured prey populations: Planktivorous fish and zooplankton. En: W.C. Kerfoot & A. Sih (eds.). *Predation: Direct and indirect impacts on aquatic communities*, New England: 149-160.
- Wetzel, R. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3rd edition. Academic Press. London, 1006 pp.
- Wetzel, R., Likens, G. 2000. *Limnological analyses*. 3rd edition. Springer Verlag. New York, 429 pp.
- Yamame, T. 1979. *Estadística*. 3^{era} edición. Harper & Row Latinoamericana, Harla S.A. Mexico, 771pp.

ANEXOS

Tabla anexa 1.- Abundancia de individuos por litro registradas en E1 y E2 durante el período de estudio.

	Mayo		Junio		Julio		Agosto		Septiembre		Octubre	
Copepoda	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Cyclopoida adulto	12	14	14	46	2	1	9	6	6	7	0	2
Cyclopoida juvenil	36	20	16	19	1	2	19	9	11	3	2	28
Cyclopoida nauplio	172	91	127	82	4	16	94	42	19	83	24	50
Calanoida adulto	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Calanoida juvenil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calanoida nauplio	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladocera												
<i>Alona</i> sp.	7	57	1	37	16	50	63	119	75	104	26	34
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	33	53	6	23	0	0	0	0	0	6	0	0
<i>Diaphanosoma</i> sp.	30	72	62	131	1	13	0	4	12	29	3	20
<i>Moina</i> sp.	0	0		0	0	8	7	0	0	3	0	0
<i>Dafnia</i> sp.	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rotifera												
<i>Anuraeopsis</i> sp.	2	7	13	10	0	2	27	10	1	7	3	16
<i>Brachionus</i> sp.	21	72	97	298	4	18	71	234	44	86	49	50
<i>Filinia longiseta</i>	3	25	4	42	8	68	6	8	6	26	291	71
<i>Keratella americana</i>	33	82	241	575	7	35	11	44	50	411	7	104
<i>Keratella tropica</i>	29	45	6	10	2	3	2	13	41	148	13	84
<i>Polyarthra remata</i>	5	6	3	14	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Tricocerca</i> sp.	0	0	1	10	0	0	0	3	1	4	0	0
<i>Asplancha</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Protozoa												
<i>Trichodina</i> sp.	9	5	3	10	1	1	1	0	0	0	29	1
Nematoda	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Planaria	0	1	1	0	4	6	3	7	4	0	0	0
Ostracoda	24	74	56	92	23	47	198	89	208	93	52	350

Determinación de la concentración de clorofila-a (Nusch y Palme, 1975).

Reactivos: etanol 96% y ácido clorhídrico 0,4M/L.

Procedimientos:

- 1) Se filtra la muestra de agua, utilizando filtros Whatmann GF/C de 47 mm de diámetro.
- 2) Se agregan 10 ml de etanol 96% a los tubos de ensayo que contienen el filtro con los organismos con los pigmentos fotosintéticos.
- 3) Los tubos de ensayo con los filtros se calientan en un baño de temperatura controlada a 75°C por 5 minutos. Luego, se enfrían con hielo y posteriormente los filtros son macerados.
- 4) Los tubos de ensayo con los filtros macerados se centrifugan a 3000rpm por un tiempo entre 5 y 10 minutos.
- 5) Posteriormente, se mide la absorbancia a 750 y a 665nm en el espectrofotómetro. A 750 nm se determina la turbidez de la muestra, para corregir la absorbancia de la clorofila a los 665 nm de longitud de onda. El blanco es etanol al 96%.
- 6) Para destruir la clorofila, se acidifican los extractos con HCl 0,4M/l (0,01ml por cada ml de extracto) y, después de un período de 5 a 30 minutos, se determina la nueva absorbancia a 750nm y a 665nm.

Determinación de fósforo total y nitrógeno total:

El método utilizado fue el de Valderrama (1981), el cual consiste en analizar simultáneamente las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en las muestras de agua. El método se basa en la oxidación de todas las formas de nitrógeno presentes en las muestras a nitratos, y de todas las formas de fósforo presentes a fosfatos, mediante la digestión con persulfato de potasio en un autoclave a 110°C durante 30 minutos. Los nitratos luego se reducen a nitritos a través de una columna de cadmio-cobre (método de Strickland y Parsons, 1968), y los fosfatos se determinan siguiendo el método de Murphy y Riley (1962).

Reactivos:

- Reactivo de Oxidación (RO): se mezclan 10 g de persulfato de potasio y 5 g de ácido bórico en 70 ml de solución de hidróxido de sodio 1M. El volumen se completa a 200 ml con agua destilada. Este reactivo se almacena en una botella oscura.
- Solución de hidróxido de sodio 1M: se disuelven 4 g de hidróxido de sodio en 100 ml de agua destilada.
- Solución concentrada de cloruro de amonio: se dispone de una solución de 1,75 g de cloruro de amonio disueltos en 50 ml de agua destilada (Para N total).

- Solución diluida de cloruro de amonio: se diluyen 5 ml de solución concentrada de cloruro de amonio hasta 200 ml con agua destilada (Para N total).
- Limaduras de cadmio-cobre: se dispone de una columna de reducción de cadmio-cobre, la cual es activada con una solución diluida de cloruro de amonio (Para N total).
- Solución de sulfanilamida: se añaden 0,5 g de sulfanilamida en una mezcla de 5 ml de ácido clorhídrico en 30 ml de agua destilada. Este volumen se diluye hasta 50 ml con agua destilada (Para N total).
- Solución de dihidrocloruro de N-(1-naftil)-etilendiamida: se disuelven 0,05 g de este dihidrocloruro en 50 ml de agua destilada (Para N total).
- Ácido sulfúrico 5N: se diluyen 17,5 ml de ácido sulfúrico concentrado hasta 125 ml con agua destilada (Para P total).
- Solución de molibdato de amonio: se disuelven 2 g de molibdato de amonio en 50 ml de agua destilada (Para P total).
- Solución de ácido ascórbico: se disuelven 1,32 g de ácido ascórbico en 75 ml de agua destilada (Para P total).
- Solución de tartrato antimonio de potasio: se disuelven 0,2743 g de tartrato antimonio de potasio en 100 ml de agua destilada (Para P total).
- Reactivo mezcla: se mezcla 125 ml de ácido sulfúrico 5N y 37,5 ml de molibdato de amonio. Luego, se añaden 75 ml de solución de ácido ascórbico y 12,5 ml de tartrato antimonio de potasio (Para P total).

- Solución patrón: se disuelven 0,1361 g de dihidrogenofosfato de potasio y 0,3207 g de cloruro de amonio en 100 ml de agua destilada. Cada ml de esta solución contiene 10 μ moles de fósforo y 60 μ moles de nitrógeno. Se realiza una dilución 1:100, de manera que 1 ml de solución patrón diluida equivale a 0,10 μ moles de fósforo y 0,60 μ moles de nitrógeno.

Procedimiento:

- Se agregan 30 ml de muestra en botellas "Sovirel" (con tapa de rosca). A cada botella se le añaden 4 ml de RO. Las botellas se cierran fuertemente y se colocan en una autoclave a 110°C por 30 minutos aproximadamente. Después del autoclave, las botellas se agitan suavemente y se dejan enfriar a temperatura ambiente antes de abrirlas. El volumen se ajusta a 40 ml con agua destilada. Luego, 10 ml de muestra se trasvasan a balones aforados de 50 ml de capacidad para determinar los nitratos; los 30 ml remanentes se emplean para la determinación del fósforo inorgánico disuelto.
- Determinación de nitrógeno total: a los 10 ml previamente separados, se les añade 1 ml de solución concentrada de cloruro de amonio. Luego, se diluye hasta 50 ml con agua destilada. Se continúa con el método de Strickland y Parsons (1968) que consiste en reducir los nitratos a nitritos. La absorbancia de cada muestra se determina a 543 nm en cubetas de 1 cm.

- Determinación de fósforo total: a los 30 ml de muestra se le añaden 6 ml del reactivo mezcla y se completa el volumen hasta 40 ml con agua destilada (Murphy y Riley, 1962). La absorbancia de cada muestra se determina a 882 nm en cubetas de 1 cm.
- Determinación de blanco: el persulfato de potasio tiene trazas de nitrógeno (Valderrama, 1981), por lo que se debe calcular el valor del blanco causado por el reactivo oxidante. El mismo volumen de RO empleado para analizar las muestras se hace reaccionar en una botella "Sovirel" la cual, luego del autoclave, se le sigue el mismo procedimiento anteriormente descrito.
- Solución patrón: se toman alícuotas de 1,2,3 y 10 ml de solución patrón diluida (1:100) y se diluyen hasta 30 ml. Luego se realiza el mismo tratamiento realizado para cada muestra de agua.
- Al determinar los valores de absorbancia para cada uno de los estándares, se construye una curva de calibración mediante una regresión lineal, con la finalidad de calcular la concentración del nitrógeno total y del fósforo total presente en las muestras de agua, mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Recta de regresión: } y = bx + a$$

En donde:

y = absorbancia

x = concentración

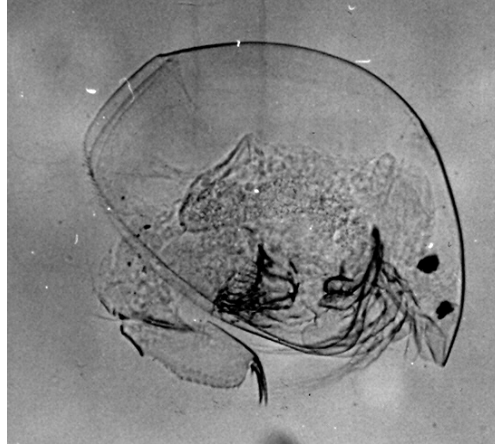
a = punto de corte con el eje y

b = pendiente de la recta de regresión

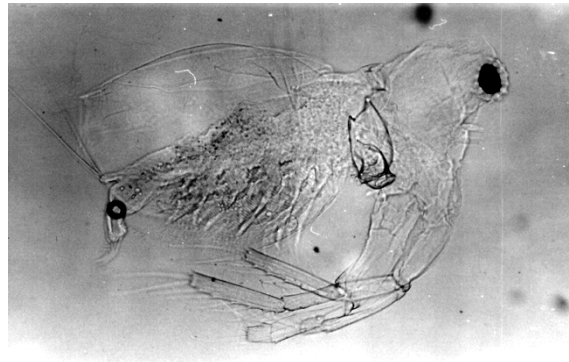
Imagen satelital del embalse Suata

(Tomada de Google Earth)

Imágenes del zooplancton del embalse Suata



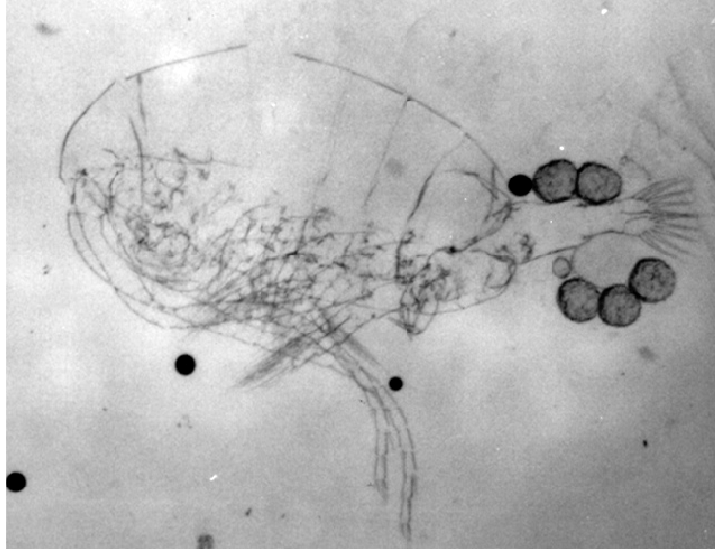
***Alona* sp.**



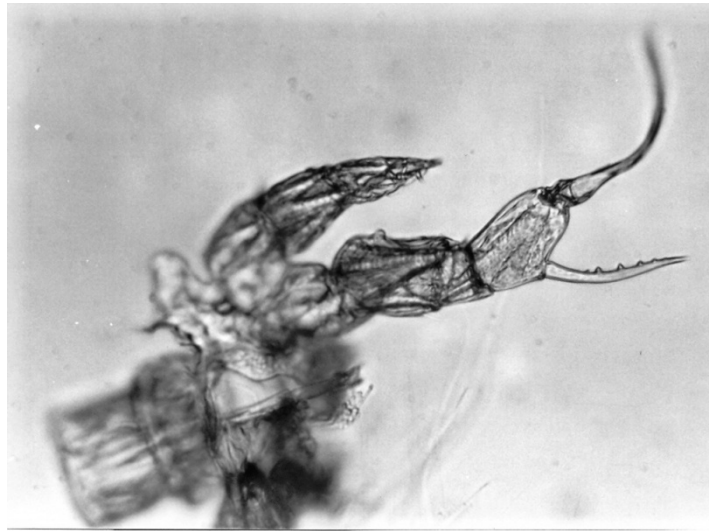
Diaphanosoma spinulosum



Filinia longiseta



Prionodiptomus colombiensis (hembra ovada)



Quinto par de patas de macho *Prionodiptomus colombiensis*