



UNIVERSIDAD CENTRAL DE
VENEZUELA
FACULTAD DE CIENCIAS
ESCUELA DE BIOLOGÍA

**Variaciones espaciales y temporales del zooplancton en
el Lago de Valencia.**

TRABAJO ESPECIAL DE GRADO. Presentado ante la ilustre Universidad Central de Venezuela, por el Br. **Daniel A. López Blanco**, como requisito parcial para optar al título de Licenciado en Biología.

Tutor: Ernesto J. González R.

CARACAS, VENEZUELA.

MAYO-2012

RESUMEN

El lago de Valencia es el reservorio natural de agua dulce más grande de Venezuela. Su situación en la zona centro-norte del país, densamente poblada, le confiere un particular interés desde el punto de vista del uso y destino. El lago de Valencia se encuentra en una fase de cambios rápidos, por lo cual las características físicas, químicas y biológicas se ven afectadas de forma drástica, al igual que la distribución y abundancia del plancton, que depende de su adaptación a las características abióticas y bióticas del ambiente que lo rodea. Estos cambios drásticos pueden afectar la estructura comunitaria de las especies de zooplancton en el lago de Valencia. El objetivo del presente trabajo fue determinar las variaciones temporales y espaciales de la abundancia y biomasa del zooplancton en cinco localidades del lago de Valencia (centro, norte, sur, este y oeste), así como también determinar y contrastar las tallas y pesos secos de las especies más comunes de este cuerpo de agua en dos periodos climáticos diferentes (lluvia y sequía). Los organismos fueron colectados en los estratos superficiales, intermedios y profundos mediante el uso de la trampa de Schindler-Patalas (30 l) y por medio de barridos verticales en el estrato oxigenado usando una red de cierre (77 μ m de luz de malla) y preservados con formaldehído (concentración final 4%). La abundancia se determinó por conteo en cámaras de Sedgwick-Rafter, mientras que la biomasa se estimó como peso seco, luego de desecar los organismos a 60°C por 20-24 horas y pesado en ultramicrobalanza.

Se registró un valor máximo de biomasa del fitoplancton en el mes de enero en E3 (186,48 μ g/l.) y un mínimo en julio (33,74 μ g/l.) para E2. Se identificaron 32 taxones de fitoplancton, representados por los grupos Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria y

Euglenophyta, siendo las Chlorophyta las que presentaron la mayor riqueza con 16 especies. Asimismo, se identificaron 28 taxones de zooplancton, representados por los grupos, Calanoida, Cyclopoida, Cladocera, Rotifera, Protozoa, Ostracoda y Diptera, siendo los protozoarios dominantes en el mes de julio y los rotíferos en enero; estos últimos fueron los de mayor riqueza con 16 especies. La abundancia de zooplancton varió, de julio a enero, entre 160 y 13 ind/l para E1, en E2 entre 279 y 636 ind/l, en E3 entre 305 y 1316 ind/l, en E4 entre 369 y 109 ind/l y en E5 entre 275 y 2 ind/l. Además, se puede considerar que la abundancia zooplanctónica en el lago fue alta. En cuanto a la biomasa del zooplancton, ésta varió de julio a enero en E1 entre 307,5 y 0 µg/l, en E2 entre 1493,5 y 2471,4 µg/l, en E3 entre 827,0 y 282,7 µg/l, en E4 entre 107,0 y 173,8 µg/l y en E5 varió entre 2330,0 y 0 µg/l; los valores máximos de biomasa de zooplancton en el lago de Valencia se pueden considerar elevados. Se demostró la existencia de una relación directa entre el peso seco de cada uno de los estadios del copépodo *Notodiaptomus henseni* y sus respectivas tallas, la cual se acercó a una distribución del tipo exponencial que presentó un valor de $R^2 = 0,9903$.

En conclusión, la abundancia y la estructura comunitaria del zooplancton pareció responder en mayor grado a los cambios ambientales ocurridos en cada periodo de estudio, que a las variaciones relacionadas con la comunidad fitoplanctónica.

ÍNDICE

Resumen	i
Índice de Figuras.....	v
Índice de Tablas.....	vii
I INTRODUCCION	1
II OBJETIVOS	11
Objetivo General.....	11
Objetivos Específicos	11
III AREA DE ESTUDIO.....	12
IV MATERIALES Y METODOS	15
Métodos de campo	15
Variables Físicoquímicas	15
Fitoplancton.....	16
Abundancia	16
Biomasa.....	16
Zooplancton	16
Abundancia	16
Biomasa, peso seco y talla	17
Métodos de laboratorio	17
Fitoplancton	17
Abundancia	17
Biomasa.....	18
Zooplancton	18
Abundancia	18
Biomasa.....	18
Talla y peso seco	19
V TRATAMIENTO DE DATOS.....	20

VI	RESULTADOS	22
	Transparencia.....	22
	Turbidez del agua.....	22
	Temperatura del agua y oxígeno disuelto.....	23
	pH del agua.....	24
	Conductividad del agua	26
	Fitoplancton	28
	Abundancia del fitoplancton	28
	Biomasa del fitoplancton	31
	Zooplancton	32
	Abundancia del zooplancton.....	32
	Copepoda	35
	Cladocera	38
	Rotifera	39
	Protozoa	40
	Proporciones de estadios de copépodos	40
	Biomasa.....	44
	Talla y peso seco.....	47
	Estructura comunitaria	48
	Análisis de agrupamiento.....	49
VII	DISCUSION	52
VIII	CONCLUSIONES.....	75
IX	RECOMENDACIONES	76
X	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	77
	ANEXOS	84

Índice de Figuras.

Fig. 1	Ubicación relativa del Lago de Valencia, en donde se observa la ubicación de las estaciones de muestreo, y la influencia de las zonas agrícolas, industriales y urbanas (Modificado de Infante, 1990). 13
Fig. 2	Variaciones en la transparencia del agua en todas las estaciones de muestreo del lago de Valencia en ambos periodos climáticos. 22
Fig. 3	Variaciones en la temperatura del agua y el oxígeno disuelto en todas las estaciones de muestreo del lago de Valencia en lluvia (julio) y sequía (enero). a) E1, b) E2, c) E3, d) E4, y e) E5. 25
Fig. 4	Variaciones de la conductividad del agua en todas las estaciones de muestreo durante ambos periodos climáticos en el lago de Valencia. a) E1, b) E2, c) E3, d) E4, y e) E5. 27
Fig. 5	Abundancias a) media y b) proporciones por estaciones de fitoplancton del lago de Valencia durante ambos periodos climáticos 30
Fig. 6	Biomasa de fitoplancton, expresados en concentración promedio de clorofila-a en las localidades de estudio y en ambos periodos climáticos en el lago de Valencia. 32
Fig. 7	Abundancias a) media y b) proporciones por estaciones del zooplancton del lago de Valencia durante ambos periodos climáticos. 34
Fig. 8	a) Abundancia total del zooplancton y b) proporciones por grupos. En todas las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, para julio de 2011. 36
Fig. 9	a) Abundancia total del zooplancton y b) proporciones por grupos. En todas las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, para enero de 2012. 37
Fig. 10	Proporciones por estratos de los diferentes estadios de copépodos Calanoida, en todas las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, en: a) julio y b) enero. 41
Fig. 11	Proporciones por estratos de los diferentes estadios de copépodos Cyclopoida, en todas las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, en: a) julio y b) enero. 42

Fig. 12	a) Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el b) índice de equidad de Pielou (J').	44
Fig. 13	Variaciones de la biomasa total del zooplancton en cada estación de muestreo en ambos periodos climáticos.	45
Fig. 14	Variaciones de la biomasa por estratos en cada estación de muestreo en ambos periodos climáticos.	46
Fig. 15	Relación entre el peso seco y la talla promedio de los diferentes estadios del copépodo Calanoida <i>Notodiaptomus henseni</i>	48
Fig. 16	Resultados del análisis de agrupamiento para el lago de Valencia en ambos periodos climáticos.	51

Índice de Tablas.

Tabla 1.	Variaciones de la turbidez del agua en el lago de Valencia, en todas las estaciones, durante ambos periodos de muestreo.	23
Tabla 2.	Variaciones del pH del agua en el lago de Valencia, en todas las estaciones, durante ambos periodos de muestreo.	26
Tabla 3.	Lista de especies de fitoplancton identificadas en el lago de Valencia durante el periodo de estudio.	29
Tabla 4.	Lista de especies de zooplancton identificadas en el lago de Valencia durante el periodo de estudio.	33
Tabla 5.	Peso seco y talla promedio de las especies de zooplancton más representativas del lago de Valencia.	47
Tabla 6.	Correlación no paramétrica de Spearman (r_s) por pares de estaciones en el mes de julio de 2011. Los valores en rojo fueron estadísticamente significativos.	49
Tabla 7.	Correlaciones significativas ($p < 0,05$) en ambos periodos climáticos en el lago de Valencia.	50

I INTRODUCCION

Los lagos y embalses son un recurso de vital importancia para los seres humanos, ya que ellos suministran agua para el consumo e irrigación, son utilizados para la pesca y otros recursos alimenticios, además de que también pueden ser utilizados para otras actividades como las recreacionales (Likens, 2010). Adicionalmente, los lagos y embalses de gran tamaño pueden presentar una gran diversidad de especies asociadas a ellos, tanto acuáticas como terrestres (Likens, 2010).

En los ecosistemas acuáticos las especies planctónicas son abundantes; ésta es la comunidad que vive suspendida en el seno del agua (Infante, 1988). Esta comunidad está compuesta por: bacterias, algas, protozoarios, rotíferos, cladóceros, copépodos y larvas de insectos y puede ser dividida en un componente vegetal denominado fitoplancton y en uno animal llamado zooplancton. Esta ocupación simultánea del espacio por estas dos comunidades, que en realidad son dos sectores de distinto tamaño de la misma comunidad, propicia un intenso intercambio entre ellas (Infante, 1988).

En lo que respecta al zooplancton, comunidad objeto del presente estudio, se pueden diferenciar:

Los protozoarios, que son organismos que pueden ser unicelulares o reunirse en colonias. Su tamaño varía desde unos pocos micrómetros hasta algunos

milímetros. Se alimentan principalmente de bacterias y pequeñas algas, como también de otros protozoarios (Infante, 1988).

El grupo de los rotíferos debido a su origen dulceacuícola, exhibe una gran diversificación y es muy abundante en aguas continentales; sólo excepcionalmente se encuentra en ambientes marinos. Su importancia en el plancton proviene en gran parte del éxito con el cual han invadido la zona pelágica de los lagos (Margalef, 1983). Estos animales son suspensívoros y se alimentan principalmente de microalgas y detritus, aunque también se pueden encontrar especies depredadoras (Infante, 1988; Brusca y Brusca, 2005).

Los cladóceros 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 pocas las especies marinas. Abundan en el litoral de los lagos, pero en el plancton tienen asimismo una amplia representación (Roldán, 1992). El tamaño de los cladóceros varía entre 200 y 3000 μm , el cuerpo es bastante transparente y no presenta una segmentación evidente. Son principalmente herbívoros y también pueden incluir especies depredadoras (Infante, 1988).

Los copépodos han invadido con igual éxito los mares y las aguas continentales, donde se distribuyen en los más variados: litoral, bentónico y pelágico (Infante, 1988). Probablemente es el grupo animal que está representado por el mayor número de individuos en la biósfera (Margalef, 1983). Presentan un gran número de

especies que pueblan todas las aguas y constituyen una fracción importante de la biomasa del zooplancton, alrededor del 50%, tanto en las aguas marinas como en las epicontinentales; dicha proporción está disminuida en las aguas más eutróficas por el mayor desarrollo de cladóceros y rotíferos en ellas. Comprende especies herbívoras (Calanoida), depredadoras y omnívoras. Algunas especies de Cyclopoida también pueden presentar canibalismo (Margalef, 1983). Este tipo de cambio en el comportamiento depredador como lo es el canibalismo, puede ser desarrollado como consecuencia de la escasez de alimento, y puede ser un factor importante en la organización de la estructura comunitaria del zooplancton (Plön, 1985).

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

Las comunidades zooplanctónicas constituyen un componente importante dentro los ecosistemas acuáticos, ya que facilitan el flujo de energía y materia en los eslabones tróficos, debido a que son el vínculo principal entre el fitoplancton de menor talla y los depredadores de mayor tamaño (Horne y Goldman, 1994). La

adaptación del zooplancton en ambientes acuáticos incluye movimientos activos, una rápida reproducción, tamaño variable, migraciones verticales y la evasión de la costa (Horne y Goldman, 1994).

La abundancia y distribución del plancton depende de su adaptación a las características abióticas y bióticas del ambiente que lo rodea (Infante, 1988). Por lo tanto, es importante el estudio de los factores que afectan al plancton en los cuerpos de agua, entre los que se pueden destacar: la luz, la temperatura, el oxígeno disuelto, nutrientes, movimiento de las masas de agua, turbidez, alimento, competencia y depredación que influyen en el número de especies, así como también en su abundancia (Carpenter y col., 1985). Otros factores que pueden influir son: un alto contenido de nutrientes, grandes dimensiones del cuerpo de agua, un elevado desarrollo de la línea costera y la contaminación de los afluentes, entre otros (Infante, 1993).

Los diferentes periodos climáticos (lluvia y sequía) presentan características fisicoquímicas particulares para cada cuerpo de agua. Por lo tanto, a lo largo del año la composición de especies variará en respuesta a los cambios ambientales que se producen, de manera que en cada momento la comunidad estará dominada por las especies que presentan mejor adaptación a dichas condiciones ambientales (Armengol, 1982).

Aparte de los factores nombrados anteriormente, la estructura y dinámica de las poblaciones del zooplancton dependen en gran medida de la disponibilidad de

especies de fitoplancton que sean comestibles (Infante & Edmondson, 1985). Así, el fitoplancton constituye el principal alimento del zooplancton herbívoro de las aguas continentales (Infante, 1988).

En la mayoría de los casos, la función principal del zooplancton es la de modificar la estructura de la comunidad fitoplanctónica a través del consumo diferencial de algunas especies que le son más fáciles de ingerir por su tamaño y forma (Roldán, 1992), y su efectividad varía enormemente entre los cuerpos de agua, dependiendo de sus estados tróficos (Wetzel, 2001). Así, los vínculos entre el fitoplancton y el zooplancton son más débiles en los lagos eutróficos, en comparación con los lagos oligotróficos (McQueen et al., 1986).

El estado trófico de los cuerpos de agua continentales también representa un factor importante que determina la estructura de la comunidad zooplanctónica. La eutrofización es el término utilizado para describir los efectos biológicos causados por un incremento en la concentración de los nutrientes utilizados por los organismos fotosintéticos en los ecosistemas acuáticos (Harper, 1992). Por más de 50 años, la eutrofización ha representado la amenaza ambiental más importante para los lagos y embalses a nivel mundial. Un alto contenido de nutrientes en los lagos tiene como consecuencia una alta turbidez del agua, floraciones de algas y en algunos casos de cianobacterias tóxicas y pérdida de la biodiversidad (Likens, 2010). Los factores más importantes de eutrofización cultural son las aguas residuales, domésticas e industriales, las aguas sobrantes de riego en zonas agrícolas que han sido enriquecidas con abonos, el agua de escorrentía después de las talas, incendio o el uso de

herbicidas (Margalef, 1983). Todos esos factores pueden afectar, por lo tanto, la estructura comunitaria, distribución y abundancia del zooplancton.

En América del Sur, la eutrofización se origina por diversas causas, entre las que se pueden enumerar las descargas de aguas residuales a los cuerpos de agua sin previo tratamiento o con tratamiento insuficiente o inadecuado, la expansión agrícola sin manejo adecuado de los suelos, el uso de agroquímicos, la agroculturización y la urbanización de las cuencas de drenaje, la cría de animales para ganadería, el aumento de la producción animal en los sistemas acuáticos y terrestres, la construcción de embalses y la destrucción de ecosistemas naturales (González y col., 2006). Así, también en los ecosistemas acuáticos en el trópico suramericano, la eutrofización tiene sus efectos sobre las comunidades del zooplancton, tal como los registrados por Arcifa (1984) en reservorios del estado de São Paulo en Brasil y por González y col. (2002) en embalses venezolanos con diferentes estados tróficos, como lo son Taguaza (oligotrófico) y Pao-Cachinche (hipereutrófico). Igualmente, González y col. (2011) también registraron que, a medida que aumenta el estado trófico de los embalses venezolanos, también aumentan la abundancia y la biomasa del zooplancton.

En 1975, la literatura sobre el zooplancton del Lago de Valencia se reducía tan sólo a tres trabajos (Infante, 1981). El primero de ellos lo realizó Pearse en 1921, quien dio una lista de las especies de los crustáceos. En 1956, Gessner publicó los resultados de la expedición limnológica Alemana a Venezuela en 1952. Por primera vez se dieron listas que incluían cladóceros, copépodos y rotíferos del lago de

Valencia y otros cuerpos de agua de Venezuela. En 1968, Gessner publicó un trabajo sobre el plancton del lago de Valencia donde incluía datos cuantitativos sobre el fitoplancton y el zooplancton (Infante, 1981). A partir de entonces, se publicarían varios trabajos sobre la comunidad zooplanctónica en el lago, entre los que se pueden citar:

Infante y col. (1978), estudiaron la composición de especies y su abundancia en el lago de Valencia, encontrando que entre los rotíferos la especie más abundante fue *Keratella americana*, seguida por *Brachionus calyciflorus* y finalmente por *Brachionus havanaensis*. También encontró que *Anuraeopsis* era relativamente abundante. Los cladóceros fueron uno de los grupos más escasos. Finalmente para los copépodos, las especies más abundantes fueron *Thermocyclops hyalinus* y *Notodiptomus henseni*.

Infante y col. (1979a), realizaron una lista de los copépodos del lago de Valencia, donde se incluía una descripción detallada de cada especie, se ilustraban las partes claves para la identificación de cada una de ellas y también detalles sobre su distribución en el lago. Posteriormente, Infante (1980a), realizó una lista completa de los rotíferos del lago de Valencia, incluyendo también una descripción de cada especie, se ilustraban las partes claves para la identificación de cada una de ellas y también expuso detalles sobre su distribución en el lago. Luego, Infante (1980b), publicó una lista de los cladóceros del lago de Valencia, con ilustraciones, descripciones y claves para la identificación de cada una de las especies, además de discutir sobre la distribución de dichas especies en el lago.

Infante (1981), determinó que la disponibilidad de alimento y la depredación afectaban de forma determinante las variaciones de abundancia anual de zooplancton de los grupos más representativos (Copepoda, Cladocera y Rotifera) en el lago de Valencia.

Infante (1982), estudió las variaciones anuales de abundancia de zooplancton en el lago de Valencia desde septiembre de 1975 hasta abril de 1978, encontrando patrones estacionales en la abundancia del zooplancton, con un pico en diciembre-enero, inmediatamente después de la mezcla completa y un segundo pico en marzo-mayo, con un mínimo de abundancia en noviembre.

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

Infante (1990, 1993), estudió la distribución vertical y horizontal del zooplancton del lago de Valencia, determinando que la distribución del zooplancton en el lago de Valencia reveló características que podrían ser asociadas con el efecto de las actividades antropogénicas en la cuenca del lago y por la concentración de oxígeno disuelto. Además, encontró que los copépodos presentaron la mayor

contribución a la biomasa total zooplantónica en el periodo de lluvias y en el periodo de sequía y, en el caso de los rotíferos, su biomasa fue mayor en la estación lluviosa.

El lago de Valencia, ecosistema bajo estudio en este trabajo, tiene una gran importancia limnológica; en primer lugar, es el reservorio natural de agua dulce más grande de Venezuela. Por otra parte, su ubicación dentro de la región tropical sudamericana, de la cual se desconocen todavía muchos aspectos de sus aguas interiores, hace que cualquier estudio de las mismas aporte información novedosa. Por último, la situación del lago en la zona centro-norte del país, densamente poblada, le confiere un particular interés desde el punto de vista del uso y destino (Infante, 1981).

Hace 30 años, Infante (1981) determinó que el lago de Valencia se encontraba en una fase de cambios rápidos, por lo cual las características físicas, químicas y biológicas se verían afectadas de forma drástica. Esto debido a que a finales de la década de los 70, se desvió el río Cabriales a través del Caño Central, para compensar la desecación natural del lago, aumentada por el uso de los acuíferos para actividades agrícolas en sus vecindades (González y Matos, 2012). Posteriormente, en el año 2005, el Caño Central fue desviado nuevamente hacia el río Cabriales por cuanto el lago de Valencia comenzó a inundar áreas agrícolas y urbanizadas (González y Matos, 2012).

Además, el último estudio completo de seguimiento realizado en el lago fue en el año 1990, por lo que existe un periodo de más de 20 años en el cual se

desconocen los posibles cambios físicos, químicos y biológicos ocurridos en el lago, como consecuencia de la actividad humana en los alrededores y de los efectos ocasionados por causa de los factores mencionados anteriormente.

De los pocos estudios posteriores que han evaluado la condición trófica del lago de Valencia, González y Peñaherrera (2010) encontraron que hubo un aumento de las condiciones de eutrofización en los últimos años. En vista de lo anteriormente expuesto, la realización de un estudio de todos los componentes relacionados con el lago de Valencia es de gran importancia para comprender que ocurre hoy en día en ese sistema. En el caso del presente trabajo, los componentes estudiados a profundidad fueron los relacionados con la comunidad zooplanctónica del lago y además se realizó el estudio de la biomasa total por estratos de cada estación, lo cual es algo que no se había registrado antes para el lago de Valencia.

Por lo tanto, sólo si se conocen las condiciones presentes, se podrá evaluar en el futuro los cambios que pudieran producirse y aplicar los correctivos adecuados cuando éstos sean necesarios.

Este trabajo fue realizado con el respaldo del proyecto de grupo PG.03.00.6495.06, financiado por el Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la UCV (CDCH-UCV).

II OBJETIVOS

Objetivo General:

- Determinar las variaciones temporales y espaciales de la estructura comunitaria zooplanctónica en cinco localidades del lago de Valencia, en dos periodos climáticos diferentes (lluvias y sequía).

Objetivos Específicos:

- Determinar la composición, abundancia de especies y biomasa total del zooplancton.
- Estimar la talla y el peso seco de las principales especies de rotíferos, cladóceros y copépodos.
- Determinar las variables biológicas (abundancia y biomasa de fitoplancton) y fisicoquímicas (transparencia, temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad y turbidez), y relacionarlas con las variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton.

III AREA DE ESTUDIO

El lago de Valencia se encuentra ubicado en la región centro norte de Venezuela entre los estados Aragua y Carabobo a 410 m.s.n.m. Tiene un área superficial de 350 km² y un volumen aproximado de 6,3 km³, una profundidad media de 18 m y una profundidad máxima de 43 m.

El lago de Valencia es el lago natural de agua dulce endorreico más grande de Venezuela. Está asentado en una depresión tectónica orientada de este a oeste entre la Cordillera de la Costa hacia el norte y la Serranía del Interior hacia el sur (Infante y col., 1979a).

El lago ha venido desecándose desde hace mucho tiempo, por lo cual se transformó en una cuenca endorreica desde hace aproximadamente 250 años (Infante y col., 1979a). Sin embargo, desde finales de los años 70, su nivel se ha incrementado debido al desvío de las aguas del río Cabriales a través del Caño Central. En el presente estudio se seleccionaron 5 localidades para la toma de muestras, cada una sometida a diversos impactos de actividades antrópicas (**Fig. 1**):

- Estación 1 (E1): Ubicada en el centro del lago en la zona de mayor profundidad (10°10'46" N - 67°43'25" W).
- Estación 2 (E2): En la región ubicada al sur del lago, recibe la influencia de las zonas agrícolas al sur del lago. (10°07'23" N - 67°44'48" W).
- Estación 3 (E3): En la región ubicada en la zona oeste del lago, recibe la influencia de zonas agrícolas y de las zonas industriales y urbanas de la ciudad de Valencia. (10°09'02" N - 67°49'46" W).

- Estación 4 (E4): En la región ubicada en la zona norte del lago, recibe la influencia de zonas agrícolas cercanas y de zonas industriales y urbanas de los centros poblados cercanos Mariara y San Joaquín.
(10°14'00" N - 67°45'02" W).
- Estación 5 (E5): En la región ubicada en la zona este del lago, recibe la influencia de zonas agrícolas y de las zonas industriales y urbanas de la ciudad de Maracay.
(10°10'52" N - 67°38'20" W).

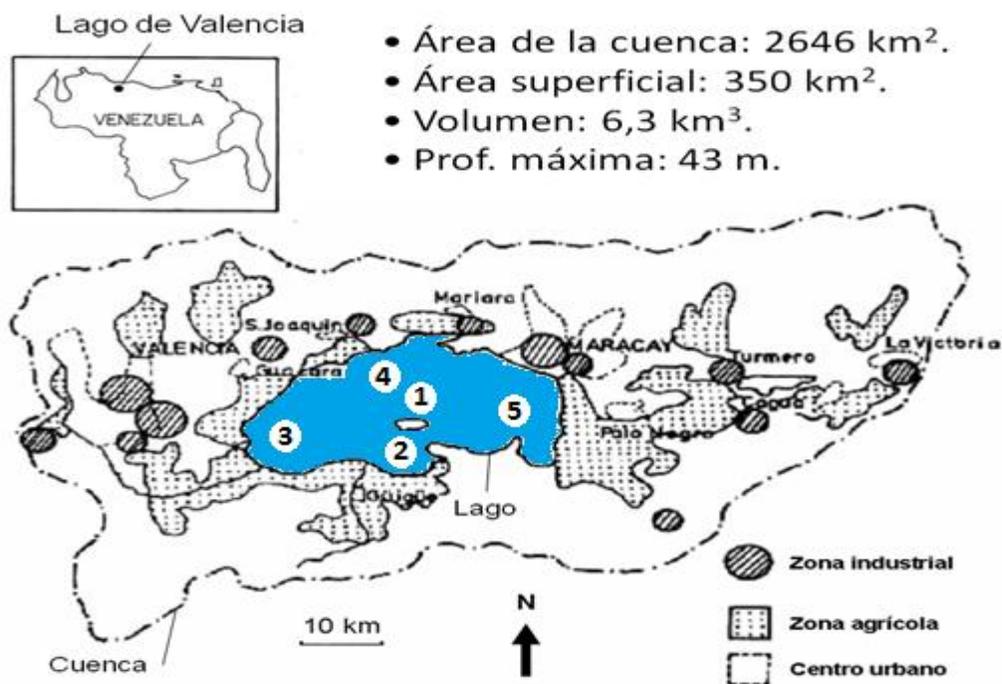


Fig. 1.- Ubicación relativa del Lago de Valencia, en donde se observa la ubicación de las estaciones de muestreo, y la influencia de las zonas agrícolas, industriales y urbanas (Modificado de Infante, 1990).

Durante los periodos de muestreo en el lago de Valencia prevalecieron condiciones de baja nubosidad, a excepción de la E5 en el muestreo realizado en julio, cuando se registró una alta nubosidad (ver anexo 1).

La condición de la superficie del agua registrada durante los muestreos fue de aguas quietas o muy quietas en su mayoría para ambos periodos de muestreo (ver anexo 2).

Otra de las observaciones registradas para el periodo de estudio fue el aspecto del agua en ambos periodos climáticos para las cinco estaciones de estudio. Para todas las estaciones en ambos periodos, el color registrado fue verde turbio (ver anexo 3).

Así mismo, en el anexo 4 se detallan la temperatura media mensual del aire, la velocidad media del viento y la precipitación media mensual.

IV MATERIALES Y METODOS

1. Métodos de campo:

Las muestras fueron colectadas en 5 estaciones diferentes en los periodos de lluvia (julio 2011) y sequía (enero 2012).

1.1 Variables Fisicoquímicas.

En cada una de las estaciones fueron determinadas las siguientes variables fisicoquímicas:

- Transparencia del agua: mediante un disco de Secchi de 20 cm de diámetro.
- Temperatura del agua: fue registrada con una sonda multiparamétrica YSI, modelo DM610 (0,1°C), cada metro desde la superficie hasta el fondo.
- Conductividad del agua: se registró con una sonda multiparamétrica YSI, modelo DM610 (1µS/cm), cada metro desde la superficie hasta el fondo.
- Concentración de oxígeno disuelto: fue medida con una sonda YSI, modelo DM610 (0,1mg/l), cada metro desde el fondo hasta la superficie.
- pH: fue estimado mediante un medidor de pH WAND modelo Eco testr 2 ($\pm 0,1$ unidades).

- Turbidez del agua: fue estimada con un turbidímetro (nefelómetro) HACH modelo 2100P (0,1 Unidades Nefelométricas de Turbidez, NTU).

En E1 las variables anteriores fueron medidas para 0 (superficie), 10, 20, 30 y 40 (fondo) metros, mientras que en el resto de las estaciones se registraron a niveles superficiales (0 m), intermedio y fondo.

1.2 Fitoplancton

- Abundancia

Las muestras de fitoplancton fueron colectadas con una botella de captación tipo van Dorn de capacidad 5 l, para realizar los análisis taxonómicos y cuantitativos del fitoplancton (Wetzel y Likens, 2000). Las muestras fueron preservadas en envases plásticos y con solución de lugol.

- Biomasa

Mediante la utilización de una botella de captación de tipo van Dorn de 5 litros de capacidad, se tomaron muestras en la parte iluminada de la columna de agua, hasta una profundidad de tres veces el disco de Secchi. Éstas fueron almacenadas en botellas plásticas, en frío y en oscuridad, hasta su posterior análisis en el laboratorio el mismo día del muestreo.

1.3 Zooplancton

- Abundancia

La captura del zooplancton fue realizada mediante la utilización de una trampa del tipo Schindler-Patalas de capacidad de 30 l. En E1 las muestras se

recolectaron a 0, 10, 20 y 40 metros, mientras que en el resto de las estaciones se colectaron a profundidades de superficie (0 m), intermedio y fondo.

- Biomasa, peso seco y talla

Para la determinación de la biomasa total se realizó la captura del zooplancton mediante una red de cierre de 77 μ m de luz de malla, con la cual se realizaron barridos verticales en el estrato oxigenado de la columna de agua.

Asimismo para la determinación de la biomasa por estratos se utilizó una trampa del tipo Schindler-Patalas de capacidad de 30 l. En E1 las muestras se recolectaron a 0, 10, 20 y 40 metros, mientras que en el resto de las estaciones se colectaron a profundidades de superficie (0 m), intermedio y fondo.

Todas las muestras fueron preservadas con formaldehído al 4% de concentración final (Wetzel y Likens, 2000), hasta que fueron analizadas en el laboratorio.

2. Métodos de laboratorio:

2.1 Fitoplancton

- Abundancia

El conteo de fitoplancton fue realizado utilizando cámaras de sedimentación de Utermöhl y posteriormente se realizó el conteo en un microscopio invertido Zeiss IM.

- Biomasa

Se estimó la biomasa de fitoplancton mediante la determinación de la concentración de clorofila *a* utilizando el método de Nusch y Palme (1975) de extracción de pigmentos fotosintéticos con etanol. Para detalles del cálculo de la concentración de clorofila-*a*, ver anexo 5.

2.2 Zooplancton

- Abundancia

El conteo de los individuos contenidos en las muestras fue estimado a partir de una alícuota de 1ml en cámaras de Sedgwick-Rafter (Wetzel y Likens, 2000) con la ayuda de un microscopio de luz. Los conteos de las muestras previamente diluídas fueron realizados por duplicado. La identificación de las diferentes especies de zooplancton fue realizada mediante la utilización de las siguientes claves taxonómicas:

- Koste, W. (1972).
 - ElMoor-Loureiro (1997).
 - Fernando C.H. (2002).
- Biomasa

Se estimó la biomasa total de zooplancton para cada estación. Para ello, se tomo una alícuota de 0,1 ml de la muestra correspondiente a cada estación de estudio. Mediante la utilización de un microscopio estereoscópico, posteriormente se procedió a extraer los especímenes de zooplancton presentes en dicha alícuota.

Se determinó el peso seco de los especímenes extraídos de cada muestra, previa desecación a 60°C en una estufa de 20 a 24 horas (Edmondson y Winberg, 1971). El peso seco de los especímenes fue determinado con la utilización de una ultramicrobalanza modelo Mettler M3 (0,001 mg de precisión), siendo realizado estos análisis por duplicado.

- Talla y peso seco

Se realizaron estos análisis a las especies más importantes de zooplancton encontrados en la zona de estudio, las cuales fueron el copépodo Calanoida *Notodiaptomus henseni*, los cuales fueron medidos y pesados en diferentes estadios (nauplios N= 120, copepoditos I-III N= 120, IV-V N= 120 y adultos N machos= 40, N hembras= 60), el cladóceros *Ceriodaphnia cornuta* (N= 80) y el rotífero *Brachionus calyciflorus* (N= 120). Posteriormente se determinó la talla mediante la utilización de un microscopio de luz con un ocular graduado. Luego, se estimó el peso seco de los especímenes extraídos de cada muestra, una vez que fueron desecados a 60°C en una estufa de 20 a 24 horas (Edmondson y Winberg, 1971). El peso seco de los especímenes fue determinado con la utilización de una ultramicrobalanza modelo Mettler M3 (0,001 mg de precisión). Los análisis fueron realizados por duplicado.

V TRATAMIENTO DE DATOS

Los análisis estadísticos que fueron utilizados son los siguientes:

- Coeficiente de concordancia de Kendall (W). Se utilizó para comparar la estructura comunitaria del zooplancton basándose en el orden por rango de abundancia. En los casos donde se presentaron diferencias significativas, se aplicó la prueba de correlación de rangos de Spearman (r_s) con la finalidad de comprobar cuál fue la localidad que presentó diferencias en cuanto al orden por rangos de abundancia (Siegel, 1988).
- Se aplicó un análisis de varianza anidado (ANOVA Anidado) previa comprobación de los supuestos, con la finalidad de lograr determinar si existían diferencias significativas entre las localidades y sus profundidades para cada estación climática por separado, en relación con la abundancia.
- Prueba de correlación de Pearson (r). Se empleó para correlacionar la abundancia y biomasa del zooplancton con las variables bióticas y abióticas registradas en cada una de las localidades de estudio (Yamane, 1979).
- Se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías, previa comprobación de los supuestos para su aplicación, con la finalidad de lograr determinar si existían diferencias significativas entre las localidades de muestreo en relación con las variables fisicoquímicas y biológicas estimadas en el estudio y entre las épocas consideradas (Sokal y Rohlf, 1979).

Las hipótesis estadísticas planteadas son como siguen:

H₀: No hay diferencias significativas para cada una de las variables fisicoquímicas y biológicas estudiadas en las cinco localidades ($\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5$).

H₁: Si hay diferencias significativas ($\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5$).

- Para comparar e identificar las posibles semejanzas entre las estaciones de muestreo en ambos periodos climáticos, se aplicó un análisis de agrupamiento, en el cual se usó una medida de distancia City-block (Manhattan).

Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas con el programa STATISTICA para Windows v.7.0 (StatSoft Inc, 2004).

- Se aplicaron los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') y de equidad de Pielou (J'), con la finalidad de estudiar la estructura comunitaria de los organismos zooplanctónicos en todas las localidades en ambos periodos climáticos.

De un modo general, se planteó la hipótesis de trabajo de la siguiente manera: si las especies de zooplancton presentan requerimientos fisiológicos diferentes y responden de diversas maneras a las variaciones espaciales y temporales de las variables fisicoquímicas, debe esperarse, por lo tanto, cambios de abundancia y biomasa de la comunidad zooplanctónica en las diferentes localidades estudiadas y en las épocas climáticas.

VI RESULTADOS

- **Transparencia de agua.**

La **Fig. 2** muestra los valores de transparencia del agua durante los muestreos. Los valores extremos registrados fueron de 0,8 m en E1 (enero) y de 1,5 m en E1 (enero).

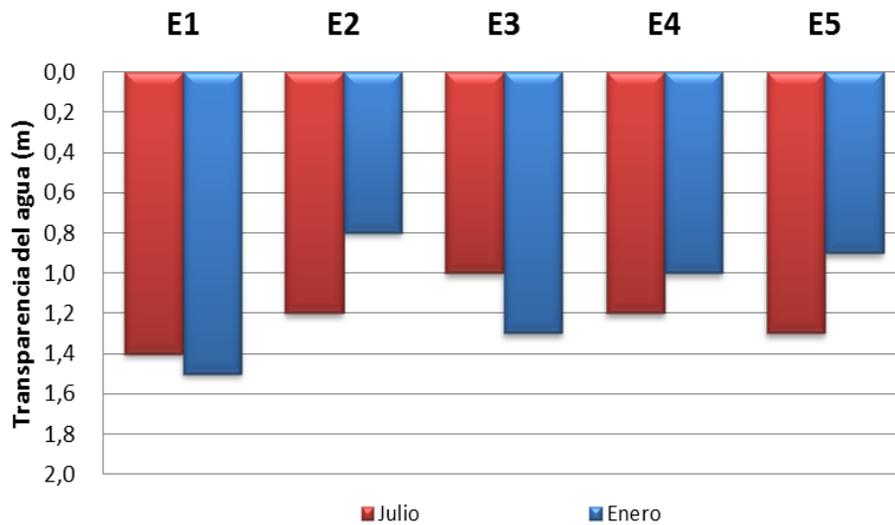


Fig. 2.- Variaciones en la transparencia del agua en todas las estaciones de muestreo del lago de Valencia en ambos periodos climáticos.

- **Turbidez del agua.**

Las variaciones de la turbidez del agua se presentan en la **Tabla 1** puede notarse que los valores mayores se registraron en el estrato profundo de E5 en enero (32 NTU), y en los estratos superficiales de E2, E3 y E5, con valores superiores a los 20 NTU.

Tabla 1. Variaciones de la turbidez del agua en el lago de Valencia, en todas las estaciones, durante ambos periodos de muestreo.

Prof. (m)	E1		E2		E3		E4		E5	
	Julio 2011 (NTU)	Enero 2012 (NTU)								
0	19,10	3,21	24,50	4,93	7,74	29,50	11,10	3,27	22,00	3,06
10	4,40	3,12	4,43	4,05	4,13	8,55	2,32	2,94	4,38	3,52
20	18,00	3,32	5,05	3,52	7,12	5,31	11,30	3,50	1,70	32,00
40	4,46	3,19	-	-	-	-	-	-	-	-

- **Temperatura del agua y oxígeno disuelto.**

Se observó que el lago estuvo estratificado térmicamente en julio, cuando se registraron temperaturas superficiales mayores a los 29,3° C. En enero no se observó estratificación térmica en ninguna de las estaciones, cuando se registraron temperaturas superficiales mayores a los 27° C. En todas las estaciones, la diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo fue mayor en julio que en enero. Los valores extremos registrados fueron de 26,4 °C en el estrato profundo para E1 y E5 (enero) y de 31,2 °C en el estrato superficial de E3 (julio) (**Fig. 3.**).

La prueba de ANOVA de dos vías demostró que hubo diferencias significativas entre los valores de temperatura de los dos periodos climáticos ($F=10,06$ y $p<0,05$).

En lo que respecta al oxígeno disuelto en el agua, en el mes de julio de 2011 se registraron altos valores en los primeros dos metros de profundidad en todas las estaciones, siendo registrados los valores menores en los estratos profundos de todas

las estaciones en ambos periodos climáticos. El valor mayor registrado fue de 11,61 mg/l en E2 a 1 m de profundidad (julio). A partir de los 4 m, la concentración de oxígeno fue disminuyendo progresivamente, alcanzando condiciones de hipoxia y anoxia a partir aproximadamente de los 12 m de profundidad, dependiendo de la estación. Durante julio, en todas las estaciones se registró un fuerte olor a sulfuro de hidrogeno (H_2S) en las mayores profundidades (**Fig. 3.**).

- **pH del agua.**

En la **Tabla 2** se pueden observar las variaciones del pH de agua en las estaciones de muestreos en ambos periodos de estudio. Todos los valores registrados fueron superiores a 7 (valores alcalinos), excepto el valor mínimo registrado de 6,90 (E2, 20 m en julio). El valor máximo registrado fue de 8,98 (E5, 20m en enero). Los valores de pH registrados en enero de 2012 fueron siempre superiores a los valores registrados para cada una de las estaciones en julio de 2011.

Se encontraron diferencias significativas para este parámetro, entre los periodos climáticos estudiados ($F= 36,4609$ y $p<0,05$).

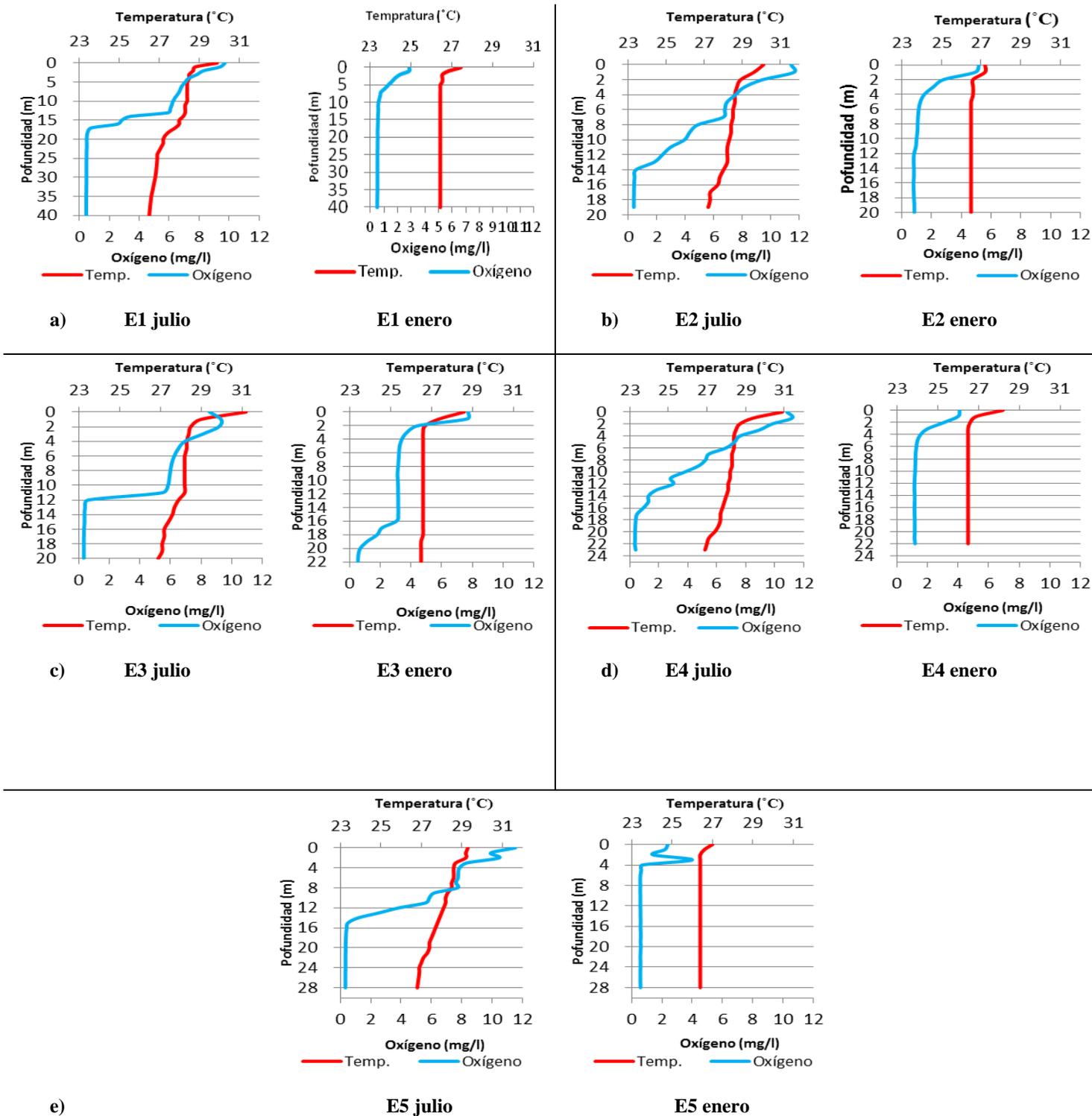


Fig. 3.- Variaciones en la temperatura del agua y el oxígeno disuelto en todas las estaciones de muestreo del lago de Valencia en lluvia (julio) y sequía (enero). a) E1, b) E2, c) E3, d) E4, y e) E5.

Tabla 2. Variaciones del pH del agua en el lago de Valencia, en todas las estaciones, durante ambos periodos de muestreo.

Prof. (m)	E1		E2		E3		E4		E5	
	Julio 2011	Enero 2012	Julio 2011	Enero 2012	Julio 2011	Enero 2012	Julio 2011	Enero 2012	Julio 2011	Enero 2012
	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH	pH
0	8,40	8,77	7,60	8,93	7,50	8,93	8,30	8,87	8,20	8,89
10	8,20	8,20	7,90	8,97	8,10	8,92	8,20	8,86	8,10	8,81
20	8,10	8,84	6,90	7,43	7,30	8,68	7,90	8,83	7,90	8,98
40	7,30	8,85	-	-	-	-	-	-	-	-

- **Conductividad del agua.**

En julio de 2011 los mayores valores de conductividad se registraron en los estratos profundos para todas las estaciones y los menores valores fueron registrados en los estratos superiores (**Fig. 4**). El mayor valor de conductividad registrado fue en E1 a 40 m de profundidad en el periodo de muestreo de julio de 2011 (1782 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Por su parte, en enero 2012, los valores de conductividad fueron relativamente homogéneos en la columna de agua de cada una de las localidades estudiadas.

Los valores de conductividad siempre fueron superiores a 1670 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e inferiores a 1782 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La prueba ANOVA de dos vías demostró que existieron diferencias significativas en la conductividad entre ambos periodos climáticos ($F= 12,6959$, $p<0,05$).

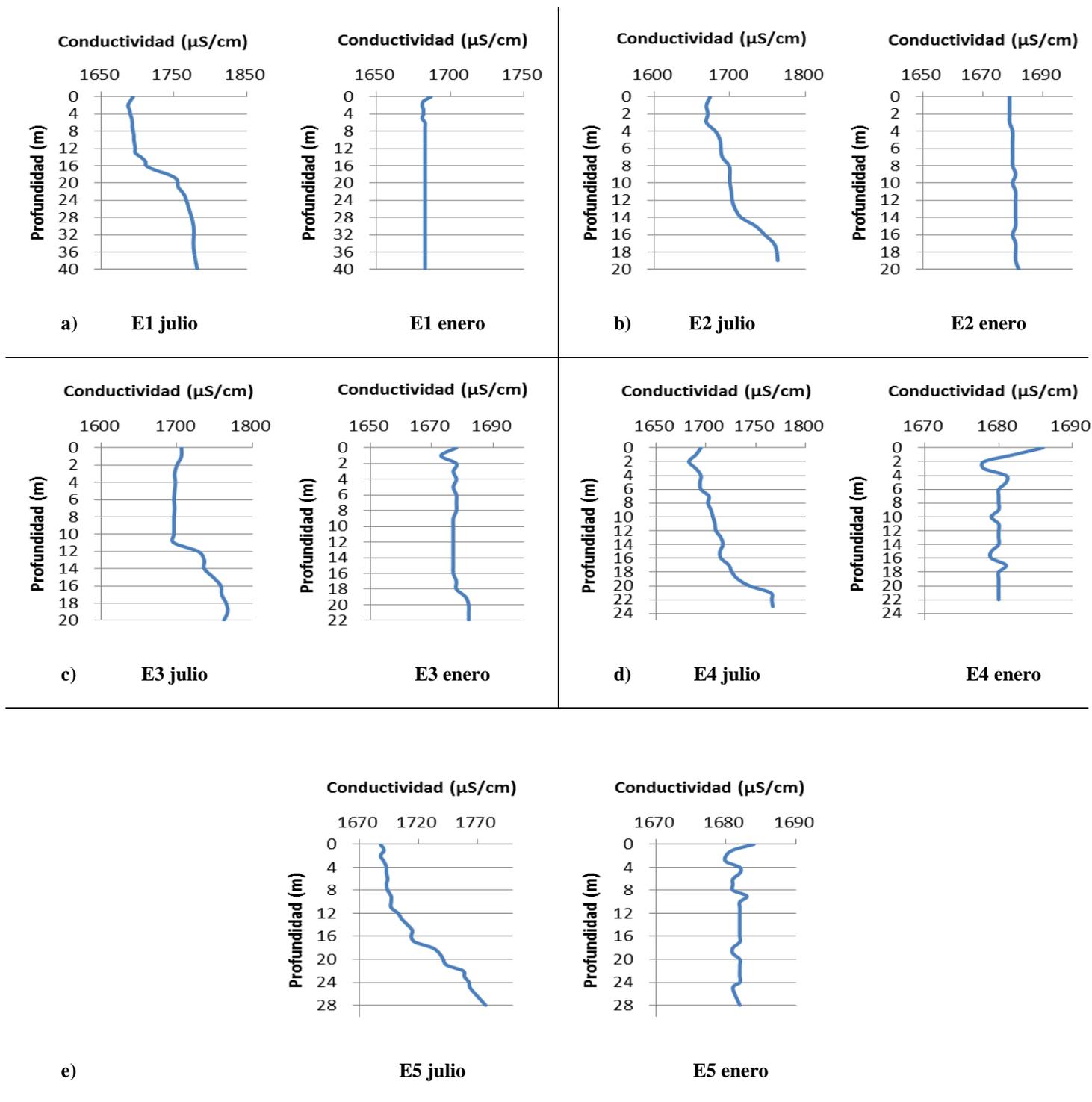


Fig. 4.- Variaciones de la conductividad del agua en todas las estaciones de muestreo durante ambos periodos climáticos en el lago de Valencia. a) E1, b) E2, c) E3, d) E4, y e) E5.

- **Fitoplancton.**

- **Abundancia del fitoplancton.**

En la **Tabla 3** se presentan las diferentes especies del fitoplancton encontradas en el lago de Valencia durante el periodo de estudio. Fueron identificadas 32 unidades taxonómicas, de las cuales las Chlorophyta presentaron la mayor riqueza con 16 especies, seguidas por las Cyanobacteria con 11 especies, las Bacillariophyta con 5 especies y las Euglenophyta con 1 especie.

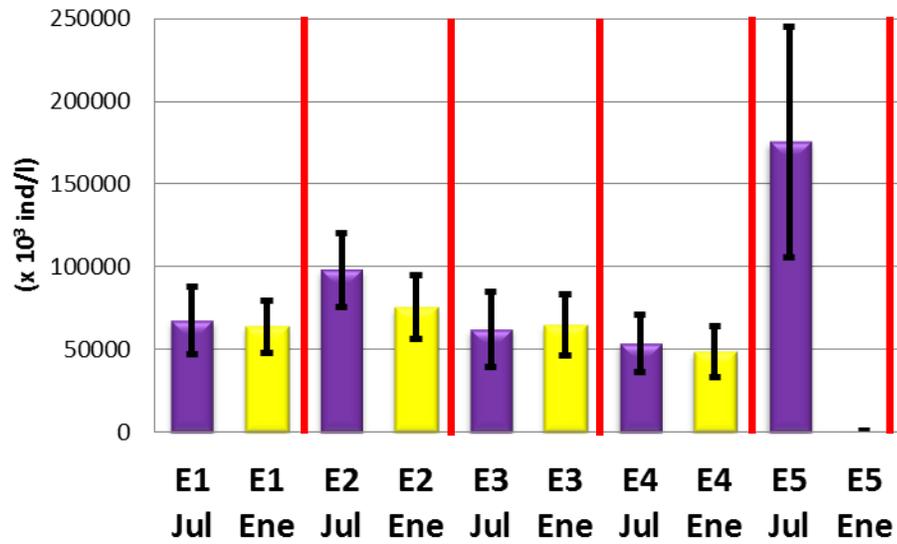
Los valores extremos fueron de 718×10^3 cel/l en E5 (enero) y de 175241×10^3 cel/l en E5 (julio) (**Fig. 5a**). Tal como puede apreciarse, el grupo dominante en ambos periodos climáticos fue el de las Cyanobacteria (**Fig. 5b**).

Las especies que presentaron la mayor abundancia en ambos periodos fueron las Cyanobacteria *Chroococcus minutus* y *Microcystis aeruginosa*.

Tabla 3. Lista de especies de fitoplancton identificadas en el lago de Valencia durante el periodo de estudio. Las especies señaladas con asterisco (*) fueron las más abundantes durante el periodo de estudio.

<p>CYANOBACTERIA</p> <p><i>Anabaena</i> sp. <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Chroococcus minutus</i>.(*) <i>Gomphosphaeria</i> sp. <i>Lyngbya limnetica</i>. <i>Microcystis aeruginosa</i>.(*) <i>Merismopedia</i> sp. <i>Oscillatoria</i> sp. <i>Raphidiopsis curvata</i>. <i>Synechococcus</i> sp. <i>Synechocystis aquatilis</i>.</p>	<p>CHLOROPHYTA</p> <p><i>Actinastrum hantzschii</i>. <i>Ankistrodesmus</i> sp. <i>Closterium</i> sp. <i>Chodatella</i> sp. <i>Coelastrum</i> sp. <i>Cosmarium</i> sp. <i>Crucigenia</i> sp. <i>Crucigeniella</i> sp. <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>. <i>Kirchneriella</i> sp. <i>Monoraphidium</i> sp. <i>Oocystis</i> sp. <i>Quadrigula</i> sp. <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Schroederia setigera</i>. <i>Staurastrum</i> sp.</p>	<p>BACILLARIOPHYTA</p> <p><i>Aulacoseira granulata</i>. <i>Cyclotella</i> sp. <i>Navicula</i> sp. <i>Nitzschia</i> sp.</p> <p>EUGLENOPHYTA</p> <p><i>Trachelomonas volvocina</i>.</p>
---	--	--

a)



b)

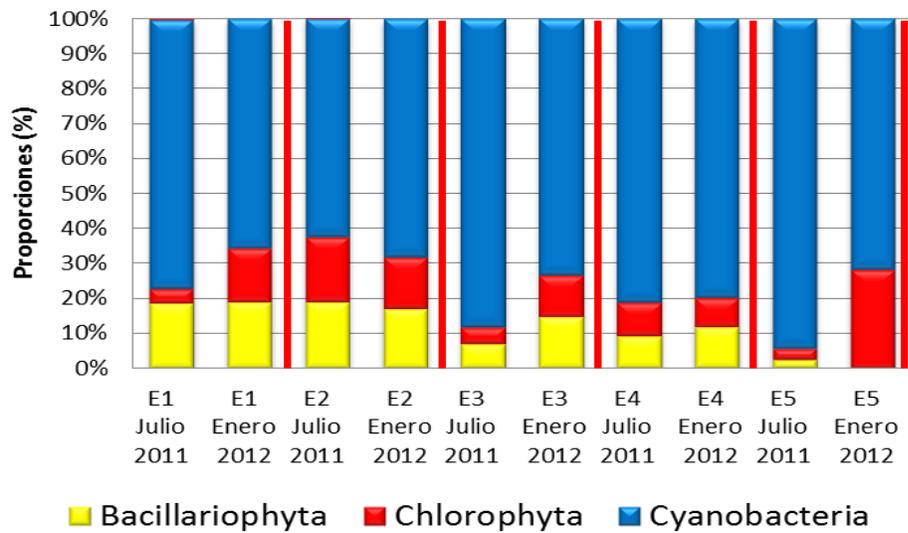


Fig. 5.- a) Abundancias media y **b)** proporciones del fitoplancton del lago de Valencia en cada una de las localidades durante ambos periodos climáticos.

- **Biomasa del fitoplancton.**

La biomasa del fitoplancton por unidad de volumen se estimó mediante la concentración de clorofila-*a*. Como se observa en la **Fig. 6**, los niveles más altos de clorofila-*a* se registraron en E3 en enero (186,58 $\mu\text{g/l}$) y en E5 en julio (89,39 $\mu\text{g/l}$). Asimismo, los valores menores de clorofila-*a* fueron registrados en julio en E2 (33,74 $\mu\text{g/l}$) y en enero en E5 (36,11 $\mu\text{g/l}$). Tanto para E1 como para E5, los valores determinados en julio fueron superiores a de enero. En cambio para E2 y E3 los valores fueron superiores en enero. Por último, en E4 los valores para ambos periodos climáticos fueron similares, siendo ligeramente superiores en enero (39,07 $\mu\text{g/l}$) que en julio (38,48 $\mu\text{g/l}$).

La prueba ANOVA de dos vías realizada para la biomasa del fitoplancton demostró que existieron diferencias significativas entre las localidades de estudio ($F= 51,1619$, $p<0,05$) y los periodos climáticos ($F= 17,0704$, $p<0,05$). La interacción entre los factores también resultó significativa ($F= 72,6309$, $p<0,05$). La prueba a posteriori separó en tres grupos homogéneos a las estaciones con respecto a esta variable, siendo las más similares entre sí las estaciones 1, 2 y 4, mientras que las estaciones 3 y 5 fueron diferentes a las anteriores y entre ellas mismas.

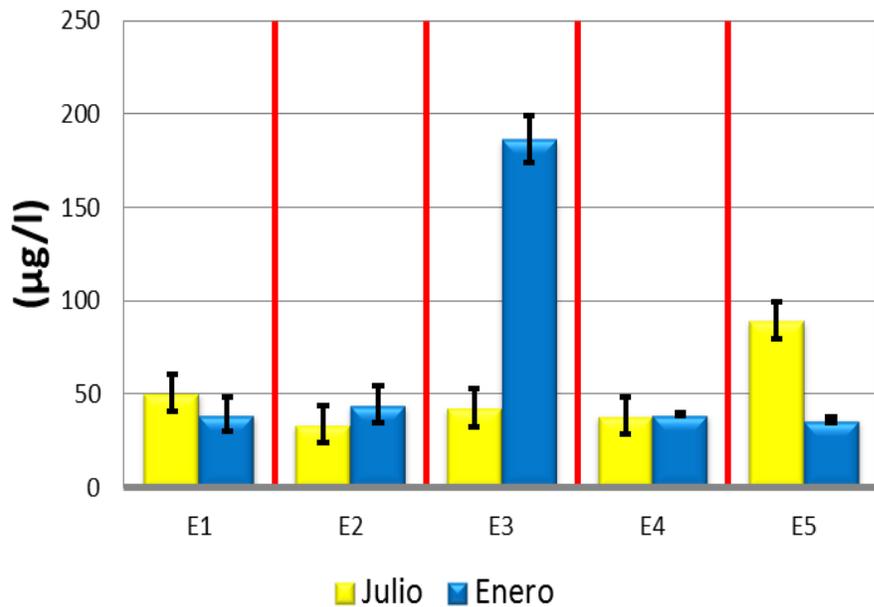


Fig. 6.- Biomasa de fitoplancton, expresadas en concentración de clorofila-*a* en las localidades de estudio y en ambos periodos climáticos en el lago de Valencia.

- **Zooplancton.**

- **Abundancia del zooplancton.**

Durante el periodo de estudio se identificaron 28 unidades taxonómicas (**Tabla 4**), de las cuales los rotíferos fueron los de mayor riqueza con 16 especies, seguidos por los copépodos, los cladóceros y los protozoarios con 3 especies cada uno. Entre los copépodos la especie más abundante fue *Notodiaptomus henseni*. Entre los rotíferos, las más abundantes fueron: *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus havanaensis*, *Keratella americana* y *Keratella tropica*. Entre los cladóceros, las más abundantes fueron *Ceriodaphnia cornuta* y *Diaphanosoma birgei*. Entre los protozoarios las especies más abundantes fueron: *Vaginicola* sp. y *Vorticella* sp. Por

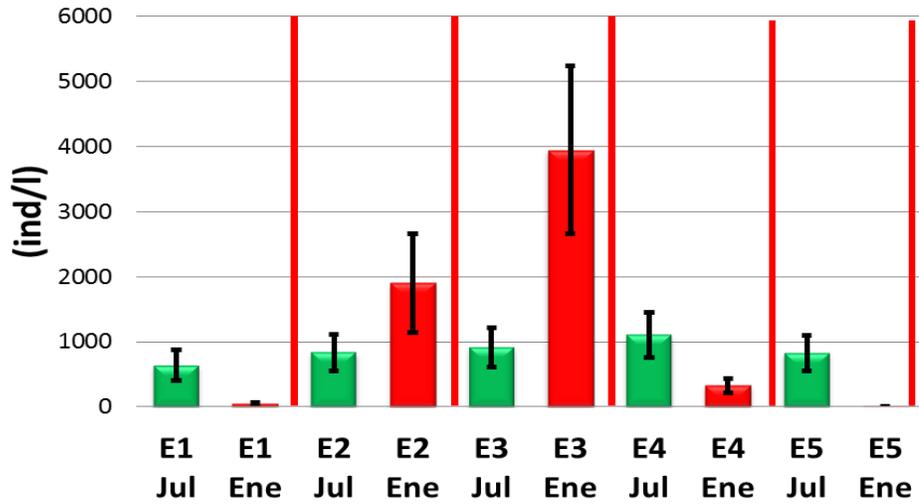
último, entre otros grupos considerados como zooplanctónicos, los más abundantes fueron los ostrácodos y las larvas de *Chaoborus* sp.

Tabla 4. Lista de especies de zooplancton identificadas en el lago de Valencia durante el periodo de estudio. Las especies señaladas con asterisco (*) fueron las más abundantes.

<p>COPEPODA</p> <p>CALANOIDA <i>Notodiptomus henseni</i>(*)</p> <p>CYCLOPOIDA <i>Mesocyclops brasiliensis</i> <i>Thermocyclops decipiens</i></p> <p>CLADOCERA <i>Ceriodaphnia cornuta</i> <i>Diaphanosoma birgei</i> <i>Moina micrura</i></p>	<p>ROTIFERA</p> <p><i>Anuraeopsis</i> sp. <i>Asplanchna</i> sp. <i>Brachionus calyciflorus</i>(*) <i>Brachionus havanaensis</i>(*) <i>Brachionus urceolaris</i> <i>Brachionus plicatilis</i> <i>Hexarthra intermedia</i> <i>Keratella americana</i> (*) <i>Keratella tropica</i> (*) <i>Platyionus patulus</i> <i>Polyarthra remata</i> <i>Rotaria</i> sp. <i>Lecane</i> sp. <i>Euchlanis dilatata</i> <i>Epiphanes</i> sp. <i>Filinia longiseta</i>.</p>	<p>PROTOZOA</p> <p><i>Trichodina</i> sp. (*) <i>Vaginicola</i> sp. (*) <i>Vorticella</i> sp. (*)</p> <p>OTROS</p> <p>Ostracoda Turbellaria Larvas de <i>Chaoborus</i> sp.</p>
---	--	---

La abundancia media del zooplancton varió entre julio y enero con una media de 160 y 13 ind/l para E1, en E2 entre 279 y 636 ind/l, en E3 entre 305 y 1316 ind/l, en E4 entre 369 y 109 ind/l y en E5 entre 275 y 2 ind/l (**Fig. 7a**). Asimismo, se observa en julio que el grupo dominante en todas las estaciones a lo largo de toda la columna de agua, fue el de los protozoarios; en cambio para enero el grupo dominante fue el de los rotíferos (**Fig. 7b**).

a)



b)

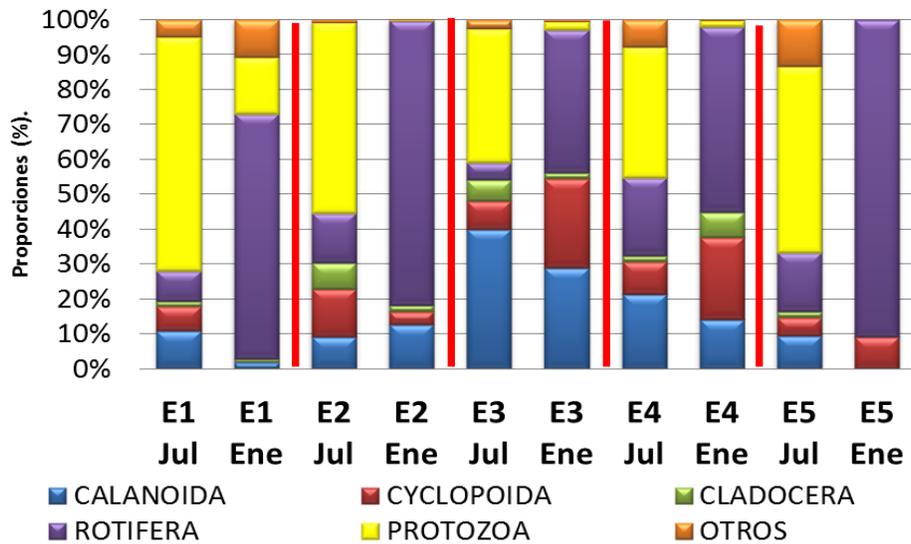


Fig. 7.- a) Abundancias media y **b)** proporciones de grupos del zooplankton del lago de Valencia en las diferentes localidades de estudio durante ambos periodos climáticos.

En la **Fig. 8a** se observan las abundancias totales de los diferentes grupos zooplanctónicos registradas en el mes de julio, siendo los valores extremos de 58 ind/l en E1 (20 m) y de 404 ind/l en E4 (estrato intermedio). Los protozoarios dominaron en este periodo climático (**Fig 8b**).

En lo que respecta al mes de enero las abundancias totales registradas para los diferentes grupos zooplanctónicos se observan en la **Fig. 9a**, siendo los valores extremos de 0 ind/l en E5 (fondo) y de 2379 ind/l en E3 (superficie). Los rotíferos dominaron proporcionalmente en este periodo climático (**Fig 9b**).

La distribución por estratos y estación para ambos periodos climáticos, de estos grupos fue la siguiente:

- **Copepoda.**

La abundancia total de copépodos estuvo dominada en ambos periodos climáticos por los copépodos del orden Calanoida, con una sola especie que fue *Notodiaptomus henseni*. Los copépodos del orden Cyclopoida estuvieron representados por dos especies, las cuales fueron *Mesocyclops brasiliensis* y *Thermocyclops decipiens*. La abundancia de copépodos fue siempre mayor en el periodo de lluvias que en la época de sequía, a excepción de E3 en el periodo seco, cuando la abundancia de copépodos fue la mayor junto a la de los rotíferos.

Para el mes de julio, los valores mínimos y máximos encontrados en la abundancia de copépodos fueron de 114 ind/l en E1 y de 442 en E3, respectivamente. En enero, los valores extremos fueron 0 ind/l en E5 y de 2150 ind/l en E3.

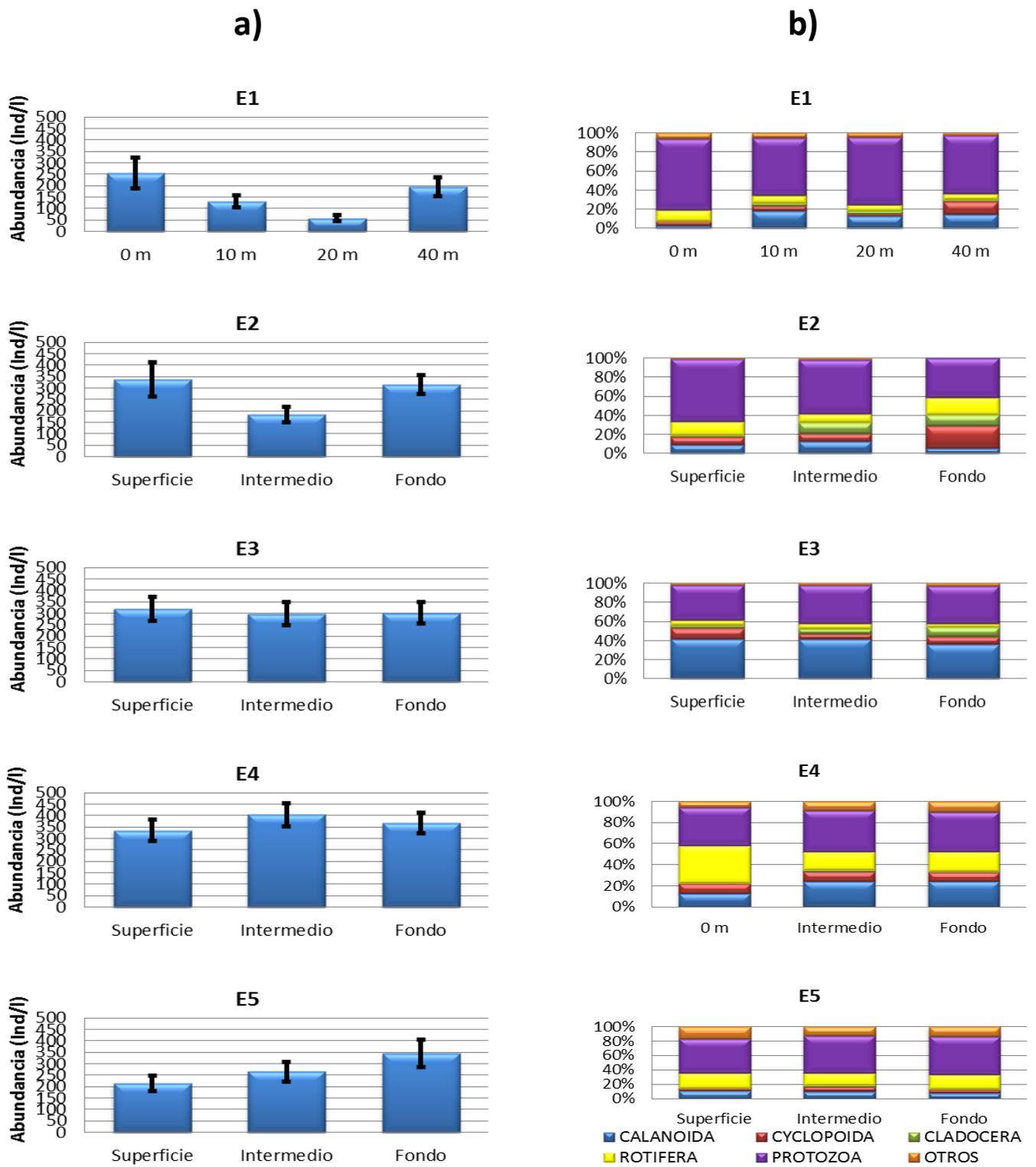


Fig. 8.- a) Abundancia total del zooplancton y b) proporciones por grupos, en todas las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, para julio de 2011.

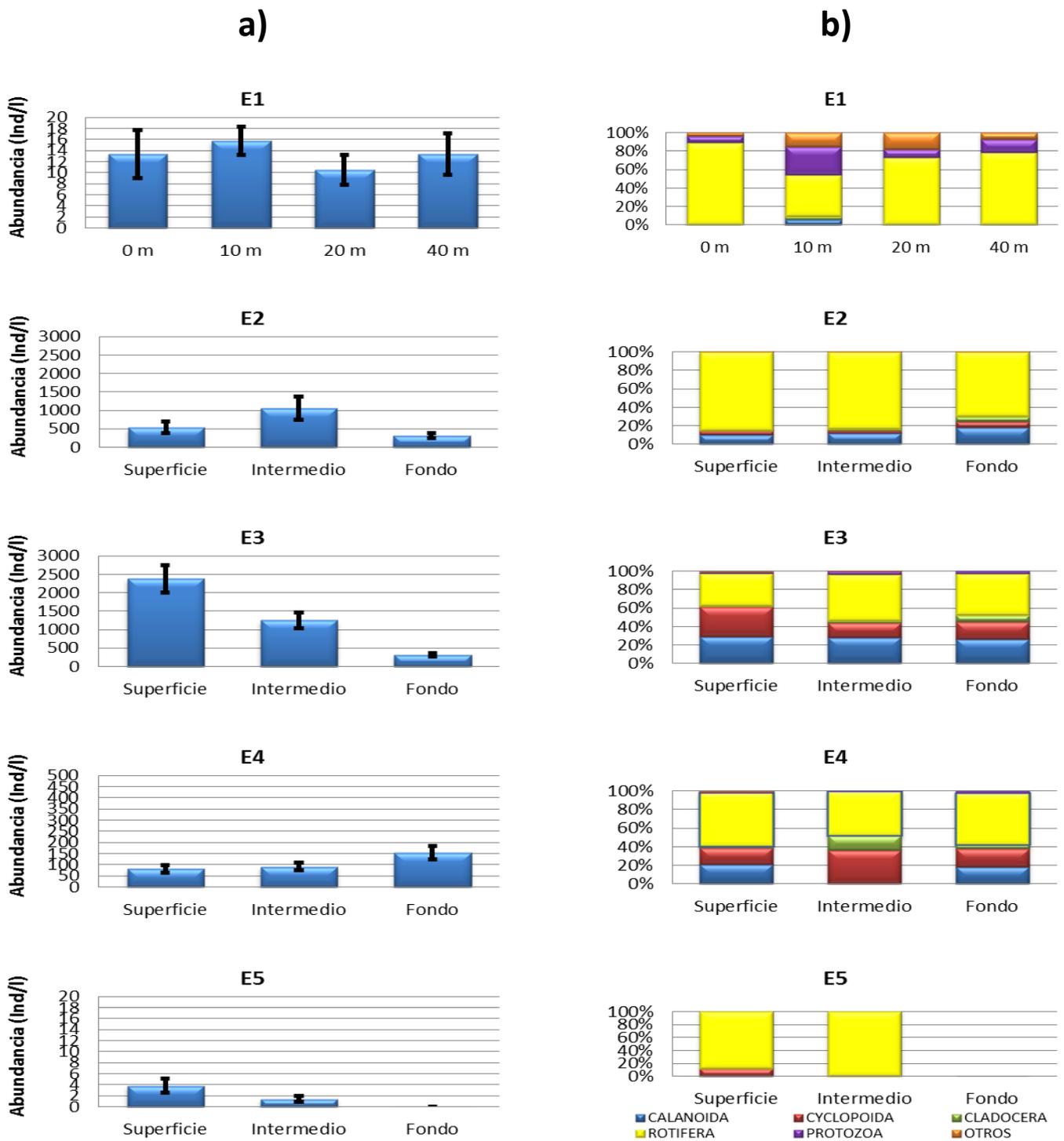


Fig. 9.- a) Abundancia total del zooplancton y b) proporciones por grupos, en todas las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, para enero de 2012.

Nota: Las escalas de E1, E2, E4 y E5 son diferentes a las presentadas en la Fig. 8a.

Se encontró que existieron diferencias significativas en la distribución de los copéodos entre las estaciones de muestreo ($F= 3,9801$, $p<0,05$). La prueba a posteriori de grupos homogéneos separó las estaciones en dos grupos homogéneos, uno conformado por las estaciones 1, 2, 4 y 5, y otro conformado exclusivamente por E3.

Para el mes de julio se encontraron diferencias significativas entre las estaciones de muestreos ($F=46,1617$, $p<0,05$) y las profundidades analizadas ($F=46,1617$, $p<0,05$). La prueba a posteriori demostró que las estaciones 1 y 5 eran las más similares entre sí. En enero se encontraron igualmente diferencias significativas entre las estaciones ($F=6007,91$, $p<0,05$) y sus profundidades ($F=1901,06$, $p<0,05$); en este caso, las estaciones 1 y 5 fueron igualmente las más similares entre sí.

• **Cladocera.**

Para julio se registró la mayor abundancia de cladóceros en E2, con un valor de 63 ind/l y la menor en E1 con 10 ind/l, siendo *Ceriodaphnia cornuta* el cladóceros más abundante. En enero, el mínimo valor registrado fue de 0 ind/l en E5 y se registró el valor máximo en E3 (68 ind/l).

Al aplicar un ANOVA se encontraron diferencias significativas en la distribución de los cladóceros entre las estaciones ($F= 7,46$, $p<0,05$). La prueba a posteriori agrupó las estaciones en dos grupos homogéneos: un primer grupo con las estaciones 1, 4 y 5, y un segundo grupo con las estaciones 2 y 3.

En el mes de julio se encontraron diferencias significativas de las abundancias de cladóceros entre las estaciones de muestreo ($F=29,85$, $p<0,05$) y sus profundidades

($F=9,46$, $p<0,05$). En este caso, las estaciones fueron separadas en dos grupos homogéneos, uno donde se agruparon las estaciones 1, 4 y 5, y otro donde se agruparon las estaciones 2 y 3. Para enero de 2012, se encontraron diferencias significativas de las abundancias de cladóceros entre las estaciones de muestreo ($F=56,60$, $p<0,05$) y sus profundidades ($F=6,80$, $p<0,05$), las estaciones más similares entre sí fueron E1, E4 y E5.

• **Rotifera.**

Los valores extremos registrados para los rotíferos en julio fueron de 45 ind/l en E3 y de 252 ind/l en E4. En el muestreo realizado en enero, el mínimo fue de 5 ind/l en E5 y el máximo fue de 1613 ind/l en E3.

En el caso de los rotíferos, se encontraron diferencias significativas tanto entre las estaciones como en el periodo climático ($F= 4,4035$, $p<0,05$ y $F= 10,3976$, $p<0,05$, respectivamente). Asimismo, se encontró que la interacción entre las estaciones de muestreo y el periodo climático fue significativa. Al igual que en el caso de los cladóceros, la prueba a posteriori organizó las estaciones en dos grupos homogéneos, un primer grupo con las estaciones 1, 4 y 5, y un segundo grupo con las estaciones 2 y 3.

La prueba de ANOVA anidado demostró que, para el mes de julio se encontraron diferencias significativas entre las estaciones de muestreos ($F=98,6467$, $p<0,05$) y las profundidades analizadas ($F=14,4708$, $p<0,05$); la prueba a posteriori demostró que las estaciones 1 y 3 eran las más similares entre sí. En enero se encontraron igualmente diferencias significativas entre las estaciones ($F=1197,32$,

$p < 0,05$) y sus profundidades ($F=232,64$, $p < 0,05$), en este caso las estaciones 1, 4 y 5 fueron las estaciones más semejantes entre sí.

- **Protozoa.**

El valor mínimo registrado de abundancia de protozoarios en julio fue en E3 (353 ind/l) y el máximo de 457 ind/l en E2, mientras que en enero los valores extremos fueron de 0 ind/l en E5 y de 97 ind/l en E3. En este caso sólo se encontraron diferencias significativas en la abundancia de protozoarios entre los periodos climáticos ($F= 80,1773$, $p < 0,05$).

El ANOVA anidado demostró que existieron diferencias significativas en julio, tanto entre las estaciones ($F=6,7568$ y $p < 0,05$) como entre las profundidades ($F=17,2657$ y $p < 0,05$). La prueba a posteriori separó las estaciones en tres grupos homogéneos, siendo las más similares entre sí las estaciones 1 y 3 en un grupo, y las estaciones 1, 4 y 5 en otro grupo. Para el mes de enero también se encontraron diferencias significativas entre las estaciones de muestreos ($F=27,8123$ y $p < 0,05$) y sus profundidades ($F=3,8411$ y $p < 0,05$) con respecto a la abundancia de protozoarios. Finalmente, las estaciones más similares entre sí en este periodo climático fueron las estaciones 1, 2, 4 y 5.

- **Proporciones de estadios de copépodos.**

La **Fig. 10** muestra que los nauplios representaron, en la mayoría de los casos, la mayor proporción de los estadios de Calanoida, mientras que en la **Fig. 11** puede observarse que, en la mayoría de las localidades y diferentes estratos los estadios juveniles presentaron las mayores proporciones en el caso de Cyclopoida.

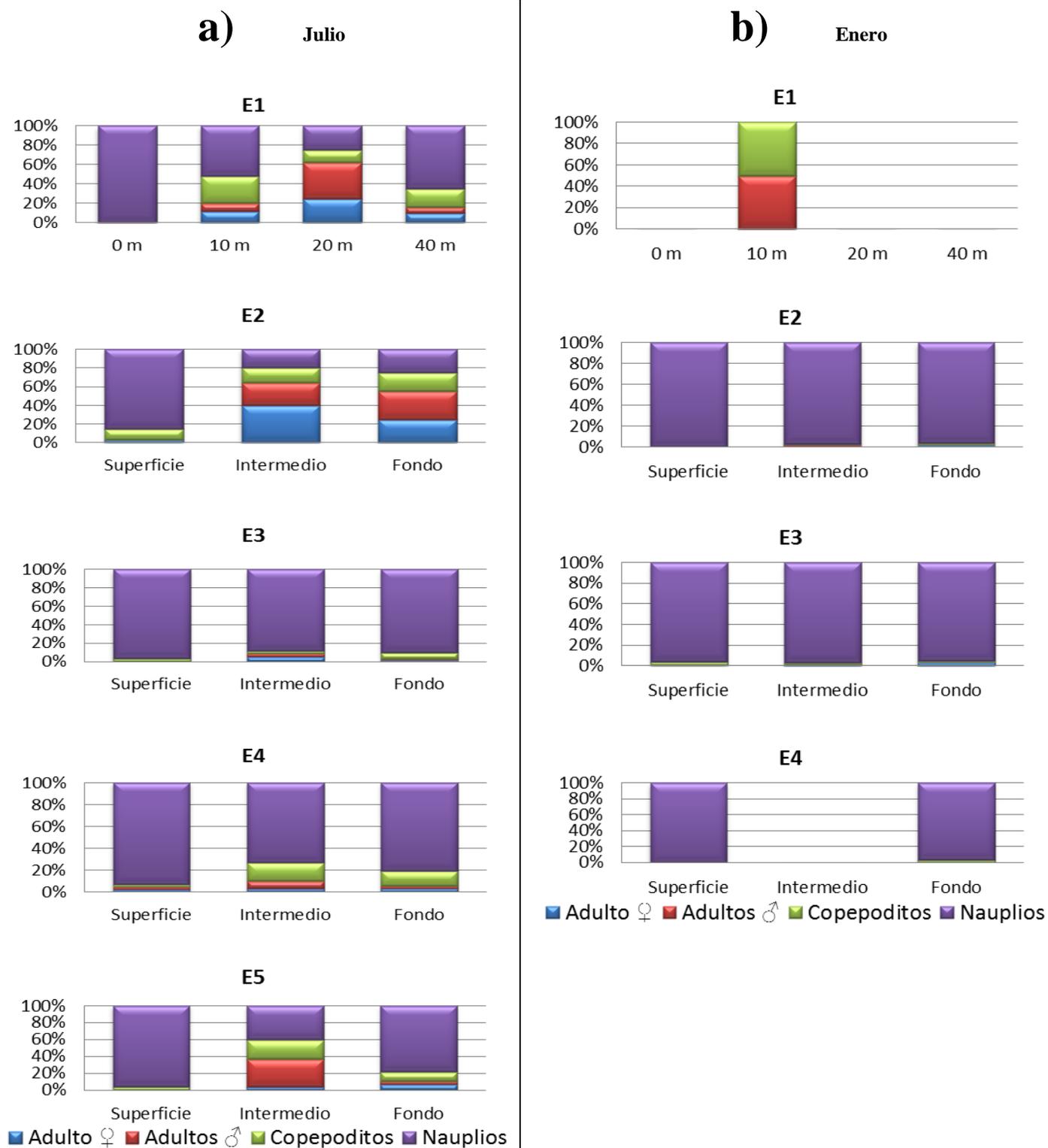


Fig. 10.- Proporciones por estratos de los diferentes estadios de copépodos Calanoida, en todas las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, en: a) julio y b) enero.

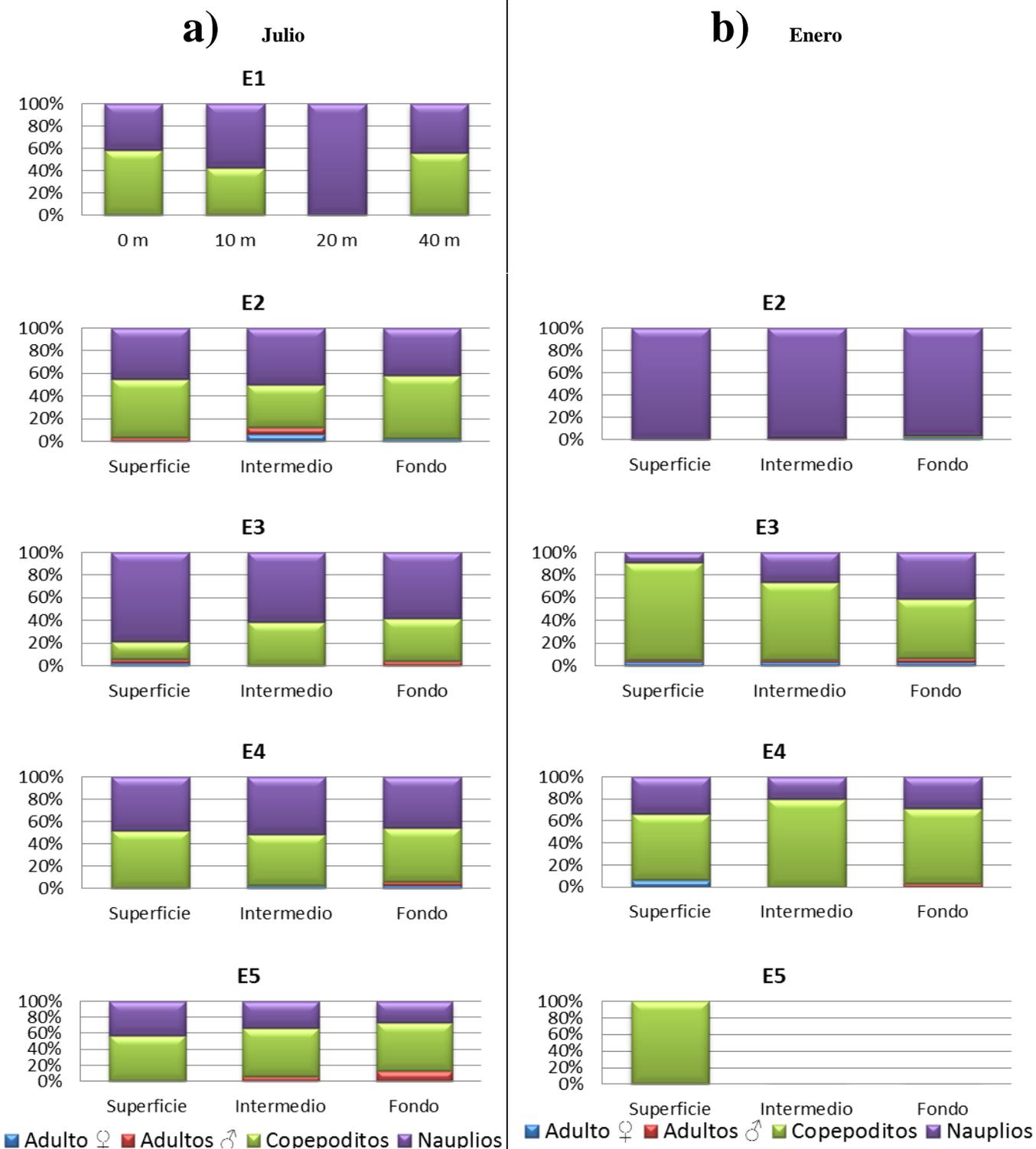


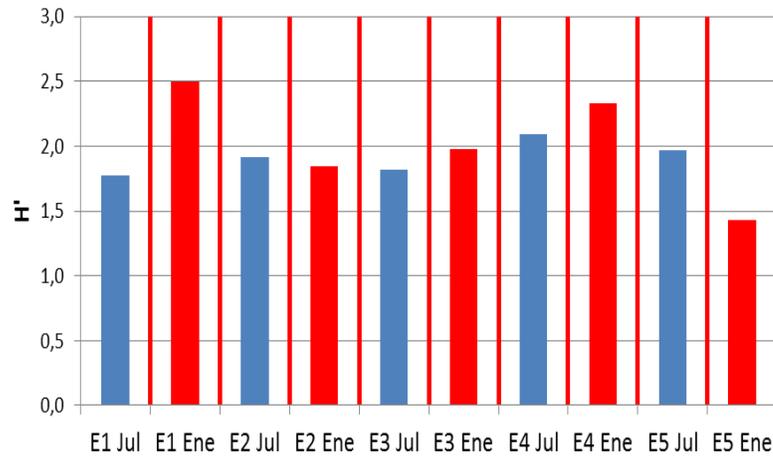
Fig. 11.- Proporciones por estratos de los diferentes estadios de copépodos Cyclopoida, en todas las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, en: a) julio y b) enero.

Al considerar el zooplancton total, la prueba de ANOVA de dos vías demostró que existieron diferencias significativas en la abundancia de especies entre las estaciones ($F= 4,2169$, $p<0,05$), la prueba a posteriori de grupos homogéneos separó las estaciones en dos grupos dependiendo de las similitudes entre ellos, uno conformado por las estaciones 1, 2, 4 y 5 y otro con las estaciones 2 y 3. También resultó significativa la interacción entre las estaciones de muestreo y el periodo climático.

Además, un ANOVA anidado demostró que existieron diferencias significativas en la abundancia total del zooplancton entre cada una de las estaciones de muestreo como para la profundidad donde se colectaron los organismos, tanto para julio ($F=64,9257$, $p<0,05$ para las estaciones y $F=22,6641$, $p<0,05$ para las profundidades) como para el mes de enero ($F=1729,88$, $p<0,05$ para las estaciones y $F=422,68$, $p<0,05$ para las profundidades). Tanto para julio de 2011 como para enero de 2012 la prueba a posteriori demostró que las estaciones 1 y 5 fueron similares entre sí, el resto de las estaciones fueron diferentes a estas y entre si.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener determinó que la diversidad en todas las estaciones de muestreo fue similar, siendo los valores extremos de 1,4 en E5 (enero) y de 2,5 en E1 (enero) (**Fig. 12a**). En lo que respecta al índice de equidad de Pielou, el valor mínimo fue de 0,6 para E1 y E2 en julio y E2 en enero y máximo para E5 en enero (0,9) (**Fig. 12b**).

a)



b)

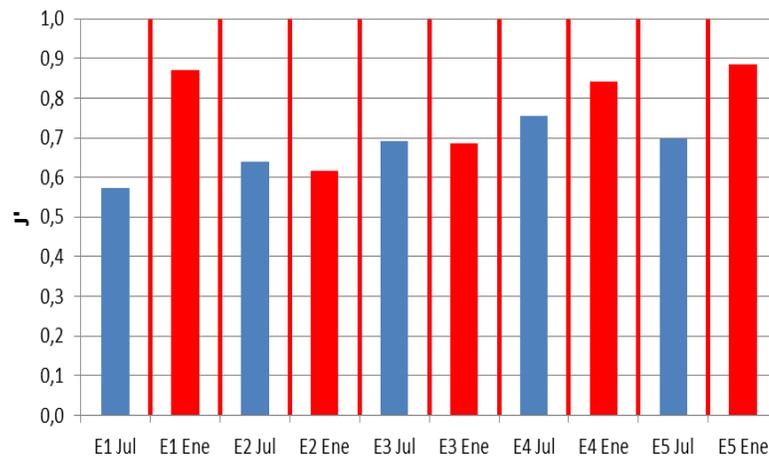


Fig. 12.- a) Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el **b)** índice de equidad de Pielou (J'), en las estaciones de muestreo para ambos periodos climáticos

- **Biomasa.**

La biomasa total del zooplancton se presenta en la **Fig. 13**; el valor mínimo registrado fue de 0 $\mu\text{g/l}$ en E1 y E5 (enero) y el máximo de 2471 $\mu\text{g/l}$ en E2 (enero).

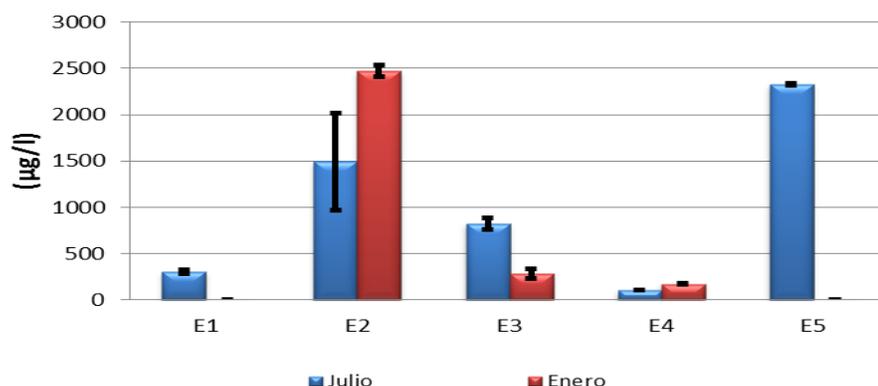


Fig. 13.- Variaciones de la biomasa total del zooplancton en cada estación de muestreo en ambos periodos climáticos.

En la **Fig. 14** se muestran los valores de biomasa por estratos en cada una de las estaciones de muestreo en ambos periodos climáticos. El valor mínimo registrado en julio fue de 20 µg/l en E1 (superficie) y el máximo fue de 985 µg/l en E4 (fondo). En enero, los valores extremos fueron de 0 µg/l en todos los estratos de E1 y E5, y de 1325 µg/l en E2 (intermedio).

Se realizó un ANOVA de dos vías, el cual demostró que existieron diferencias significativas en la biomasa de zooplancton entre las localidades de estudio ($F=259,37$, $p<0,05$) y ambos periodos climáticos ($F=108,31$, $p<0,05$). La prueba a posteriori para este parámetro demostró que existieron similitudes entre las estaciones 1 y 4 los cuales conformaron un grupo homogéneo, y otros tres grupos diferentes conformados por las estaciones 2, 3 y 5. Asimismo, también resultó significativa la interacción entre ambos factores.

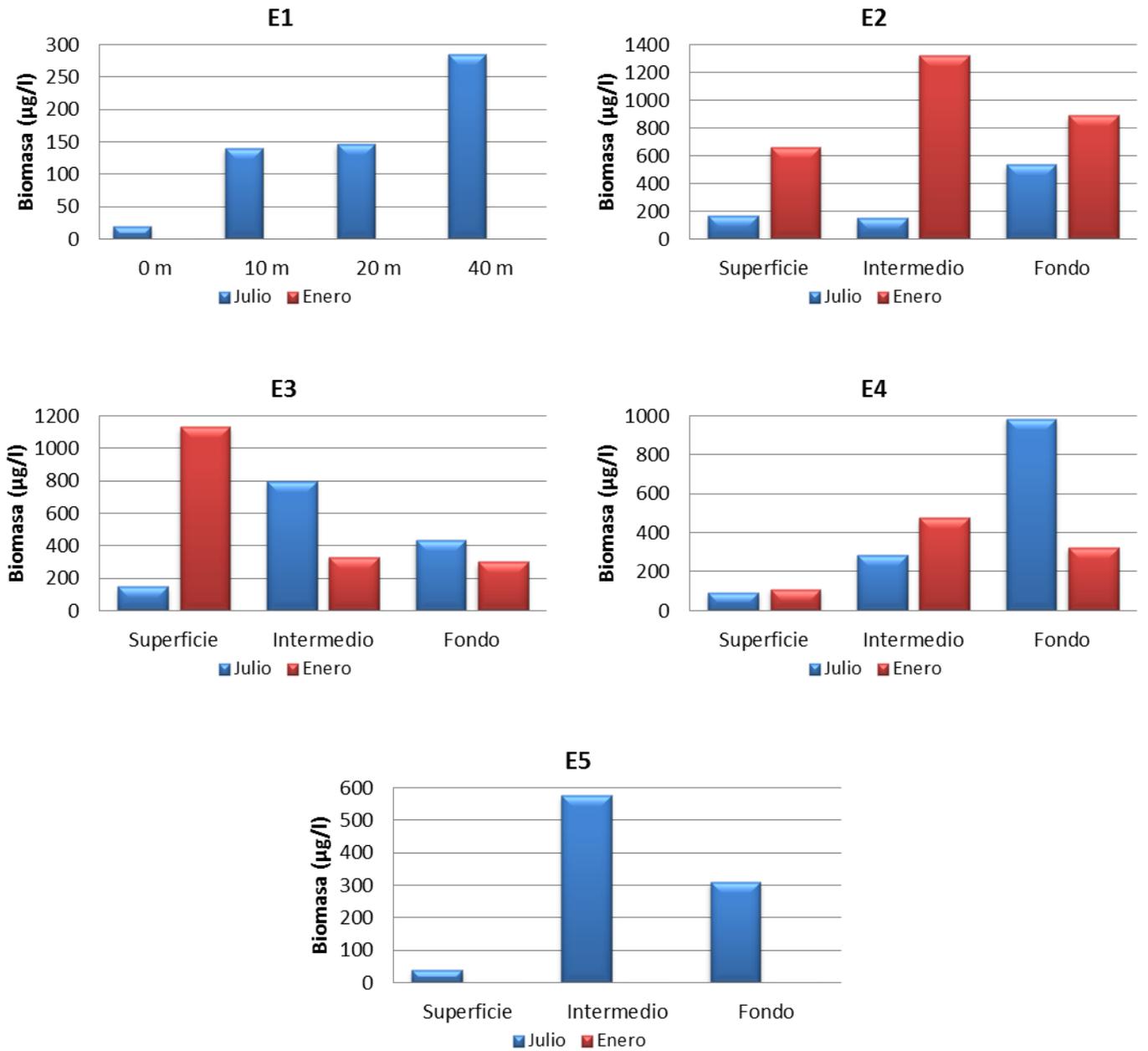


Fig. 14.- Variaciones de la biomasa por estratos en cada estación de muestreo en ambos periodos climáticos.

- **Talla y peso seco.**

En la **Tabla 5** se presentan los valores de talla y peso seco para las especies más representativas de cada grupo encontrado en el lago de Valencia. En el grupo de los copépodos se realizó la estimación de la talla y el peso seco al copépodo Calanoida *Notodiaptomus henseni*, que resultó ser el organismo zooplanctónico de mayor peso y talla registrado en el lago de Valencia.

Tabla 5. Peso seco y talla promedio de las especies de zooplancton más representativas del lago de Valencia.

<i>Notodiaptomus henseni</i>	Peso (µg p.s.)	Talla (µm)
Nauplios	0,58 ±0,11	295,90 ±33,4
Copepoditos (C1-C3)	1,02 ±0,12	430,32 ±44,20
Copepoditos (C4-C5)	1,32 ±0,02	595,41 ±88,68
Adultos	10,44 ±0,53	1148,21 ±108,24
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>		
Adultos	0,91 ±0,088	398,16 ±42,74
<i>Brachionus calyciflorus</i>		
Adultos	0,32 ±0,012	237,19 ±24,03

En la **Fig. 15** se observa una relación directa del tipo exponencial entre el peso seco y la talla, de los diferentes estadios del copépodo Calanoida *Notodiaptomus henseni*, con un ajuste significativo de $R^2 = 0,9903$.

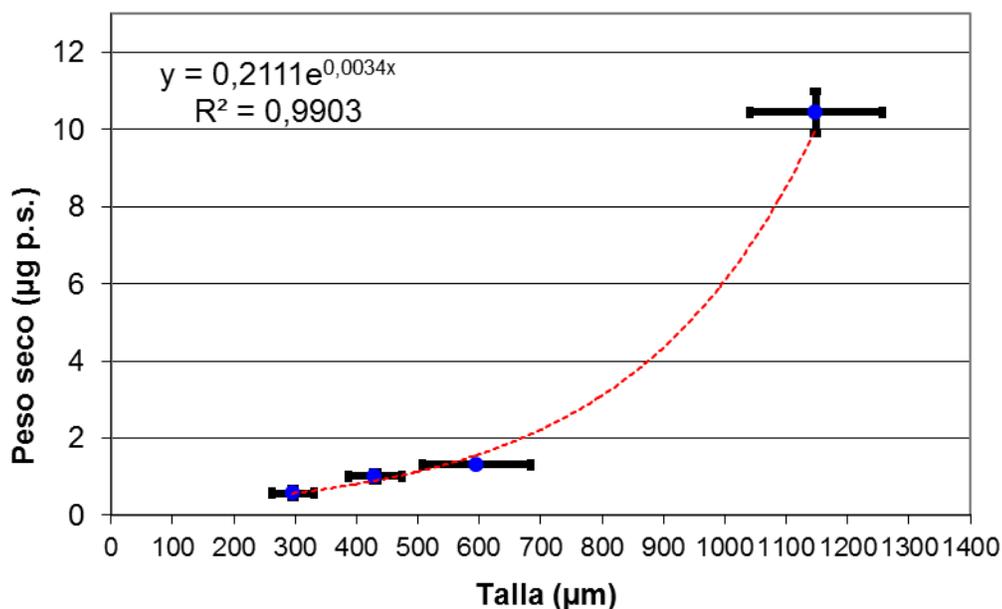


Fig. 15.- Relación entre el peso seco y la talla de los diferentes estadios del copépodo Calanoida *Notodiaptomus henseni*.

- **Estructura comunitaria.**

Para realizar el análisis de la estructura comunitaria, se aplicó una prueba de coeficiente de concordancia de Kendall (W). Para el mes de julio, el resultado de esta prueba (W=0,04) determinó que existieron diferencias en el ordenamiento de las estaciones por rango de abundancia de las especies zooplanctónicas. Por el contrario, en enero, la prueba demostró que existieron similitudes en el arreglo de las comunidades entre las cinco estaciones de muestreo (W=0,33).

En vista de que la estructura comunitaria del zooplancton fue diferente en las localidades estudiadas durante el mes de julio, se aplicó la prueba de correlación no paramétrica de Spearman (r_s) para detectar cuáles ordenamientos resultaron diferentes entre sí, según el rango de abundancia. La **Tabla 6** muestra las correlaciones por

pares de estaciones, demostrando que las localidades que se diferenciaron entre sí fueron E2 y E5, mientras que la estructura comunitaria fue semejante al comparar entre sí el resto de las localidades de estudio.

Tabla 6. Correlación no paramétrica de Spearman (r_s) por pares de estaciones en el mes de julio de 2011. Los valores en rojo fueron estadísticamente significativos.

	E1	E2	E3	E4	E5
E1	-	0,653	0,624	0,558	0,574
E2		-	0,588	0,479	0,423
E3			-	0,827	0,750
E4				-	0,896

Se determinó, mediante la prueba de correlación de Pearson (r_s), que para el mes de julio sólo existió una correlación positiva entre la clorofila-*a* y el zooplancton total. En lo que respecta al mes de enero, se determinaron correlaciones positivas entre la clorofila-*a* y el zooplancton total, y además entre cada uno de los grupos zooplanctónicos. Lo mismo fue encontrado para la turbidez y para el oxígeno disuelto en el agua se determinó una correlación positiva con el zooplancton total y los copépodos, cladóceros y rotíferos (**Tabla 7**).

- **Análisis de agrupamiento.**

Los agrupamientos de las localidades de estudio en los dos períodos climáticos se refleja en la **Fig. 16**. Se puede observar que E1 fue similar (considerando las condiciones fisicoquímicas y bióticas) en ambos periodos climáticos, al estar agrupadas de manera muy próxima. Una situación similar, aunque en menor grado, se presentó en E4. El resto de las estaciones de muestreo presentaron un

comportamiento diferente entre los periodos climáticos considerados; de éstas, E3 presentó la menor similitud entre sequía y lluvias.

Tabla 7. Correlaciones significativas ($p < 0,05$) en ambos periodos climáticos en el lago de Valencia.

Julio	
Clorofila- <i>a</i> vs	Zooplancton $r = 0,970$
Enero	
Clorofila vs	Zooplancton $r = 0,984$
	Copepoda $r = 0,999$
	Cladocera $r = 0,988$
	Rotifera $r = 0,883$
	Protozoa $r = 0,999$
Turbidez vs	Zooplancton $r = 0,988$
	Copepoda $r = 0,999$
	Cladocera $r = 0,988$
	Rotifera $r = 0,893$
	Protozoa $r = 0,998$
Oxígeno vs	Zooplancton $r = 0,936$
	Copepoda $r = 0,882$
	Cladocera $r = 0,930$
	Rotifera $r = 0,964$

En lo que respecta a la semejanza entre las localidades, en enero, E1, E4 y E5 presentaron las mayores similitudes entre sí (regiones norte, centro y este). Durante julio, las localidades de estudio fueron menos semejantes entre sí, a juzgar por las distancias de agrupación.

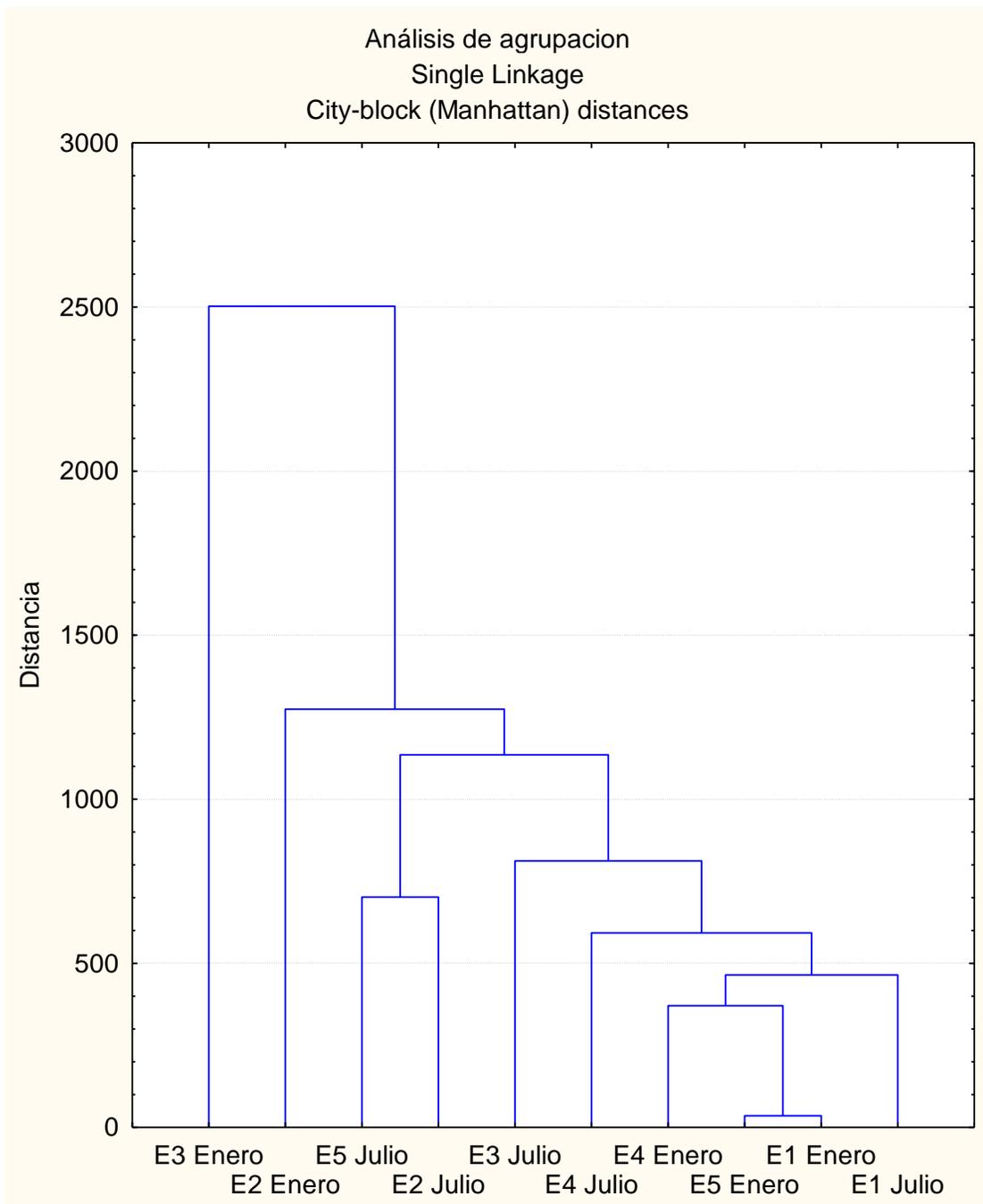


Fig. 16.- Resultados del análisis de agrupamiento para el lago de Valencia en ambos periodos climáticos.

VII DISCUSIÓN

- **Transparencia y turbidez del agua.**

Los organismos que se encuentran relacionados con la luz y la temperatura de la columna de agua dependen de cómo ésta es transmitida a los diferentes estratos. Esta atenuación de la luz está relacionado con la reflexión y la absorción de la misma en el agua, así como de materiales disueltos y partículas suspendidas (Dodds y Whiles, 2010). En ambientes eutróficos, las altas proporciones de biomasa de organismos fotosintéticos y las grandes cantidades de materiales inorgánicos suspendidos representan una mayor cantidad de materiales que absorben y reflejan la luz disminuyendo así la transparencia de la columna de agua (Dodds y Whiles, 2010).

Las sustancias disueltas y las partículas suspendidas en el agua, le confieren a ésta ciertas características de transparencia y turbidez que influyen decisivamente en la distribución del plancton, por que afectan el régimen lumínico dentro del cuerpo de agua (Infante y col., 1978).

En el lago de Valencia los valores mayores de transparencia de agua fueron en ambos periodos climáticos mayores en E1, lo que podría deberse a que es la estación en la zona central del lago, la cual es la más profunda y además es la más alejada a los afluentes que llegan al lago. Infante y col. (1978), también determinaron que la transparencia mayor del lago fue en la estación ubicada en el centro del lago. En cambio, en el resto de las estaciones que se encontraban cercanas a zonas agrícolas, industriales y centros poblados los valores de transparencia fueron menores, probablemente debido a una gran cantidad de materia particulada en suspensión

producto del incremento en la entrada de material alóctono desde los tributarios y agua de escorrentía en las zonas mas cercanas a las costas del lago.

Los valores registrados de transparencia para el lago en el periodo de estudio pueden ser considerados bajos, y fueron generalmente menores a los registrados por Infante y col. (1978).

- **Temperatura del agua y oxígeno disuelto.**

Las diferencias de temperatura entre un periodo climático y el otro, concuerdan con las obtenidas en el lago de Valencia por Infante y col. (1978), quienes encontraron que las variaciones de temperatura entre la superficie y el fondo eran entre 2-3°C, con una estratificación de mayo a noviembre; a partir de noviembre disminuye la temperatura del agua como consecuencia de la disminución de la temperatura del aire y el aumento de la velocidad del viento, lo cual fue también registrado en este trabajo. Esto último trae como consecuencia un doble efecto: el de restarle calor al lago por el aumento de la evaporación y el de mezclar las aguas, lo cual hace que desaparezca la estratificación térmica desde diciembre hasta abril.

Igualmente a lo planteado por Infante y col. (1978), la columna de agua presentó una estratificación térmica en el periodo de lluvias (julio), mientras que en la época de sequía (enero) se observó que la columna de agua estuvo completamente mezclada. Saunders y Lewis (1988), describieron un comportamiento similar para el lago de Valencia, que como la mayoría de los lagos tropicales, presenta ciclos estacionales en sus características físicas, químicas y biológicas. En el caso de lago de Valencia, el año está dividido en un periodo de circulación de las aguas normalmente

en la época de sequía (desde noviembre hasta abril) cuando los vientos son más fuertes, y un periodo de estratificación térmica de las mismas el resto del año. Este tipo de comportamiento de periodos de estratificación y mezcla en el lago permite clasificarlo como un lago cálido monomítico (Lewis, 1983), lo que implica una mezcla completa de las aguas una vez al año.

En el mes de julio, se presentaron condiciones de hipoxia y anoxia en los estratos profundos. Las condiciones de hipoxia y anoxia en lagos que presentan un hipolimnion de tamaño intermedio tienen una estrecha relación con el estado trófico del mismo. Normalmente en los lagos eutróficos como el lago de Valencia, se pierde gran parte de la concentración de oxígeno disuelto en la zona hipolimnética, generando así una zona bentónica totalmente anóxica (Likens, 2010). Infante y col. (1978), plantearon que esta concentración baja de oxígeno en la zona hipolimnética es consecuencia de los procesos de descomposición que ocurren en el agua, los cuales son intensos debido a la gran carga orgánica y a la respiración de los organismos; esta situación se mantiene normalmente desde mayo hasta diciembre.

El olor a H_2S , el cual es un producto de los procesos de descomposición de la materia orgánica, el cual fue detectado en los estratos profundos de la columna de agua para el mes de julio durante la estratificación térmica, indica que el H_2S se encontraba en concentraciones superiores a los $100\mu g/l$ (Infante y col., 1979b). Según Likens (2010), la pérdida de oxígeno es de vital importancia para el metabolismo de los lagos, debido a que los organismos eucariotas (en su mayoría protozoarios, invertebrados, peces y algas), no pueden sobrevivir en aguas anóxicas.

Para el mes de enero, se presentaron niveles inferiores en la concentración de oxígeno disuelto en el epilimnion en comparación con el mes de julio, lo cual podría ser una consecuencia de la mezcla de la columna de agua para esa fecha. Esta situación fue también registrada por Infante y col. (1978), quienes expresaron que, debido al efecto de los fuertes vientos, se observó una circulación total de la columna de agua, lo cual produjo una disminución en los valores de oxígeno disuelto para todo el lago, cuando las aguas profundas anóxicas se mezclaron con las superficiales.

- **pH del agua.**

Una de las variables que está relacionada con la concentración de oxígeno disuelto es el pH. En el mes de julio, los valores de pH fueron superiores en los estratos superficiales e intermedios, disminuyendo hacia los estratos profundos, como consecuencia de la asimilación de CO₂ para la fotosíntesis en los estratos iluminados y su liberación en los estratos profundos por la descomposición de la materia orgánica (Wetzel, 2001). Por su parte los valores de pH registrados en enero, en el periodo de mezcla, fueron similares a lo largo de toda la columna de agua. Asimismo, los valores de pH siempre fueron generalmente alcalinos. Resultados similares fueron descritos por Infante y col. (1978), quienes encontraron que las aguas del lago de Valencia presentaban valores alcalinos, cercanos a 9, describiendo además que en el periodo de estratificación de las aguas, los valores mayores de pH fueron registrados a niveles superficiales, disminuyendo en el estrato profundo debido a la alta descomposición orgánica; en el periodo de mezcla se registró que los valores de pH eran homogéneos desde la superficie hasta el fondo.

- **Conductividad del agua.**

A través de la conductividad se puede relacionar la magnitud de la concentración iónica con la salinidad de un ecosistema acuático (Roldán, 1992). La conductividad fue superior en julio en el estrato profundo que a nivel superficial en todos los casos. Estos valores superiores en el estrato profundo podrían ser resultado de los iones liberados en el agua producto de las altas tasas de descomposición de la materia orgánica (Margalef, 1983), además se observaron diferencias mayores entre ambos estratos en este periodo que en sequía, cuando se registraron diferencias menores de la conductividad entre los estratos superficial y profundo, generando así un perfil relativamente homogéneo, ocasionado probablemente por la mezcla de las aguas en este periodo.

Los valores registrados de conductividad en este trabajo permitieron clasificar al lago de Valencia como de salinidad media, ya que la misma se encontró acotada entre los 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y los 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, según el criterio de Serruya y Pollinger (1983).

Las variaciones de los factores físicos y químicos detallados anteriormente, en cada uno de los periodos climáticos, podrían haber modificado la comunidad de los organismos fitoplanctónicos. Los efectos combinados de factores como la disponibilidad de nutrientes calidad y cantidad de luz, herbivorismo y fotoperíodo entre otros, determinan la dinámica poblacional del fitoplancton. En el lago de

Valencia, algunos de estos factores se corresponden a su vez con el periodo de mezcla o de estratificación que presenta el lago (Calvo y Maroto, 1988).

- **Fitoplancton.**

- **Abundancia del fitoplancton.**

Las Cyanobacteria fueron el grupo de mayor abundancia en el lago durante todo el periodo de estudio. Tanto Infante (1988) como Calvo y Maroto (1988), determinaron que las Cyanobacteria fueron el grupo más abundante en el lago en la mayor parte del año y, al igual que el presente estudio, determinaron que la especie *Microcystis aeruginosa* era probablemente una de las más abundantes en el lago, situación que prevalece hasta la fecha, de acuerdo con los resultados de este trabajo.

- **Biomasa del fitoplancton.**

En todas las estaciones con la excepción de E2, los valores máximos de clorofila-*a* correspondieron a las abundancias máximas de fitoplancton en cada periodo de estudio. En el caso de E2, esta diferencia entre los valores de clorofila-*a* y la abundancia de fitoplancton, podría ser ocasionada por las diferentes especies encontradas en cada uno de los periodos, ya que algunas especies de gran tamaño pudieron haber representado un mayor contenido en cuanto a la clorofila en sus células, pero representaron una pequeña proporción en los valores de abundancia total de fitoplancton. Con respecto a lo anterior, Infante y col. (1978) plantearon que debe tenerse en cuenta que el criterio de abundancia empleado en su estudio fue el número de colonias, lo cual puede producir diferencias mayores entre algunos grupos de

fitoplancton; en ese caso se debe considerar la biomasa, ya que esto puede hacer que las diferencias entre los grupos fitoplanctónicos sean menores. Esto se debe a que la cantidad de clorofila-*a* encontrada es proporcional al volumen de la células y no al número de células, células de mayor tamaño poseerán una mayor proporción de clorofila, que las células de menor tamaño (Reynolds, 2006). Esto pudiera explicar la situación reflejada en E2.

Las diferencias encontradas en la biomasa de fitoplancton (clorofila-*a*) entre los periodos climáticos, la cual fue mayor en la época de mezcla, puede estar fuertemente relacionada con variaciones físicas y químicas, típicas de los periodos de mezcla y estratificación presentes. Según Infante (1988), en los lagos tropicales se observan fluctuaciones estacionales periódicas en la biomasa del plancton; en lagos monimícticos cálidos, como el lago de Valencia, el periodo anual de mezcla profunda va acompañado de una disminución momentánea de la biomasa del plancton. Lewis (1979), asocia esta situación en el lago de Valencia con el afloramiento de sustancias reducidas como el H₂S, que son de gran toxicidad para peces y plancton, y que se acumulan en el lago durante el prolongado periodo de estancamiento de las aguas hipolimnética. Sin embargo, la recuperación es rápida y en poco tiempo después, estos lagos exhiben su máxima biomasa planctónica del año. Asimismo, se demostró estadísticamente que existió una relación sinérgica importante de esta variable entre los periodos climáticos y las diferentes estaciones de muestreo, ya que la interacción entre los factores localidad y periodo climático resultó estadísticamente significativa. Esto pudiera indicar una mayor influencia de los cambios estacionales sobre ciertas

localidades, como las que estuvieron influenciadas por descargas de ríos cercanos, a diferencia de otras que no tuvieron este tipo de influencia. La mezcla de las aguas ocurrida a finales del año 2011, pudiera haber proporcionado de nutrientes al fitoplancton, haciendo que la mayor biomasa se reflejara durante el muestreo de enero 2012.

La prueba de correlación de Pearson demostró que existió una correlación positiva entre los valores de clorofila-*a* y la abundancia total de zooplancton en julio. Durante enero también se encontró la misma relación entre la abundancia de zooplancton total y la clorofila-*a*, y además se registró una relación entre esta variable y cada grupo zooplanctónico estudiado. Esto implicaría que la relación entre el zooplancton y el fitoplancton (como fuente de alimento) pudo ser de mayor importancia en el periodo de mezcla, debido a las características ambientales presentes en ese periodo, ya que la distribución vertical del plancton depende en alto grado de los periodos de mezcla y estratificación.

Durante la circulación profunda hay una mayor homogeneidad ambiental que conlleva también una distribución vertical más uniforme (Infante, 1988). Sin embargo, se debe tener en cuenta que una mayor concentración de fitoplancton total no implica necesariamente una mayor concentración de zooplancton. Esto último es válido para el lago de Valencia, donde gran parte de la biomasa vegetal está constituida por cianobacterias, las cuales el zooplancton ingiere muy limitadamente (Infante y col., 1978).

Saunders y Lewis (1988), registraron con respecto a la biomasa de fitoplancton que no existieron diferencias notables entre los periodos de mezcla y estratificación, por lo cual era poco probable que los cambios en la abundancia de alimento pudieran explicar las variaciones del zooplancton. En casos como el lago de Valencia, al aumentar el estado trófico del sistema, aumenta la importancia de la cadena trófica del detrito, del cual el zooplancton se alimenta en mayor proporción, provocando así que los vínculos entre el fitoplancton y el zooplancton sean más débiles, según lo expresado por Gliwicz (1969).

- **Zooplancton.**

- **Abundancia del zooplancton.**

Según las características ambientales y los patrones de variaciones temporales descritas para cada localidad y periodo climático, se lograron establecer relaciones en cuanto a las posibles asociaciones entre las variables ambientales y biológicas, que permitieron describir patrones ecológicos de la comunidad zooplanctónica del lago de Valencia.

La disponibilidad de luz, la concentración de nutrientes, gases y la formación de termoclinas, ejercen un efecto claro sobre la distribución vertical del plancton. Debido a la termoclina, se retrasa el movimiento descendiente de los organismos, lo cual provoca su acumulación en los estratos superficiales (Infante, 1988). Basado en lo anterior, se confirma lo demostrado por los análisis estadísticos con respecto a las diferencias en la composición de las especies entre las estaciones y los periodos climáticos, destacando así la presencia de una relación sinérgica entre el periodo

climático y las estaciones que determina en gran forma la composición de las especies en el lago de Valencia.

Según los resultados obtenidos, durante julio las estaciones 3 y 5 fueron las más similares entre sí, las cuales son las cercanas a las ciudades de Valencia y Maracay, respectivamente, que según Calvo y Maroto (1988), son las responsables en gran parte de los elementos contaminantes del lago, lo cual pudo influir de forma importante sobre la composición de las especies en las diferentes estaciones del lago.

La abundancia de zooplancton en el lago de Valencia puede considerarse alta, ya que en algunos casos superó los 2000 ind/l. Este valor es comparablemente superior al registrado por González y col. (2004) en el embalse hipereutrófico Pao-Cachinche, donde el zooplancton superó los 1000 ind/l, también debido al alto grado de eutrofización del cuerpo de agua.

Las diferencias encontradas en la abundancia de zooplancton en ambos periodos climáticos, indicaron una menor abundancia total en enero en la mayoría de las estaciones, a excepción de E3. Sin embargo, la disminución de la abundancia total del zooplancton en el periodo de mezcla difiere con lo descrito por Infante y col. (1978) y por Calvo y Maroto (1988), quienes encontraron que la mayor abundancia de zooplancton total se registró entre diciembre y enero (periodo de mezcla) y la mínima en los meses de junio (periodo de estratificación); esto último sólo concuerda con lo obtenido en nuestro estudio para E3 donde el máximo en la abundancia de zooplancton se registró en el periodo de mezcla. La disminución de la abundancia

durante este periodo podría estar relacionada con la mezcla de la columna de agua y la disminución drástica de la concentración de oxígeno, la cual alcanzó valores menores a 5 mg/l en la mayor parte de la columna de agua. Infante y col. (1978) también plantearon como posible explicación de la disminución de la abundancia del zooplancton en algunas épocas, la depredación del plancton por parte de larvas de insectos y por juveniles de varias especies de peces, las cuales son activas consumidoras de plancton.

La mayor abundancia de los copépodos se registró en el periodo correspondiente a la época de estratificación de las aguas, lo cual difiere de lo descrito por Infante y col. (1978), quienes registraron los mínimos para los copépodos en junio y los máximos para los meses de febrero y mayo. Igualmente explican que las variaciones en la abundancia de los copépodos en el lago de Valencia, dependen al igual que en otros grupos zooplanctónicos, de la intensidad de la presión por parte de los depredadores, siendo éste un factor importante en la determinación de la abundancia a lo largo del año en el lago.

En ambos periodos climáticos, se observó una baja abundancia de copépodos adultos, siendo los machos menos abundantes que las hembras, y los estadios adultos siendo mucho menos abundantes que los nauplios y copepoditos. Gavidia (2004), encontró en el embalse Tierra Blanca, que los machos adultos de los copépodos Cyclopoida pueden presentar bajos valores de abundancia en cuerpos de agua donde están presentes las larvas *Chaoborus* sp. Asimismo, Infante y col. (1978), explicaron que los picos de abundancia esperados para los adultos de los copépodos, deberían

presentarse en los meses de junio, julio y agosto. Sin embargo, la abundancia de los adultos en esos meses continuó siendo baja, coincidiendo esto con la mayor abundancia de los juveniles de peces que presentan hábitos alimentarios planctónicos (Infante y col. 1978).

La abundancia de nauplios y copepoditos de Calanoida y Cyclopoida encontrados, fueron generalmente mayores a las de los adultos, siendo en la mayoría de los casos mayores las abundancias de los nauplios. Debido a lo puntual de los muestreos realizados para este estudio, es difícil explicar este tipo de comportamiento en nauplios y copepoditos, ya que para determinar de forma precisa, el tiempo de desarrollo y picos de abundancia de estos estadios de los copépodos se debería realizar un régimen de muestreos más extensivo. Infante y col. (1978) afirman que una posible explicación al fenómeno de la existencia de casos en donde la abundancia de copepoditos es mayor a la de los nauplios, es que si el tiempo de desarrollo de los nauplios es más corto que el de los copepoditos I al V, se produciría una acumulación de copepoditos en ese periodo de tiempo. Además resaltan, que el periodo de muestreo bisemanal realizado en su estudio es seguramente muy largo para captar los detalles de las variaciones temporales de los nauplios y copepoditos en un lago tropical.

En este caso el ANOVA anidado permitió registrar la existencia de diferencias entre las estaciones y sus profundidades, determinando que para ambos periodos climáticos las estaciones más similares con respecto a la distribución de los copépodos en la columna de agua fueron las estaciones 1 y 5, pero con una baja

abundancia con respecto a otros grupos, lo cual podría indicar que las condiciones biológicas y fisicoquímicas en estas dos estaciones presentaron características poco favorables para el desarrollo de los copépodos.

Los protozoarios fueron el grupo dominante en todas las estaciones y profundidades para el periodo de estudio realizado en julio, cuando los géneros, *Vaginicola* sp. y *Vorticella* sp. fueron las más abundantes en todas las estaciones. Estos resultados son similares a los encontrados por Infante (1990), quien también encontró que los protozoarios fueron el grupo dominante sobre los rotíferos en el periodo de lluvias, cuando se producen las floraciones de Cyanobacteria; además, también encontró que la especie más abundante de protozoarios fue *Vaginicola* sp.

Los protozoarios planctónicos son organismos que presentan una gran capacidad adaptativa, ya que poseen una gran flexibilidad con respecto a los alimentos que pueden ingerir, pudiendo ser bacteriófagos, detritívoros, herbívoros, carnívoros e inclusive caníbales (Esteves, 1998). Esta capacidad de los protozoarios pudo haberles permitido ser dominantes en todas las estaciones a lo largo de toda la columna de agua del lago de Valencia. Además, la alta concentración de materia orgánica presente en lago, pudo ser otro de los factores determinantes en la distribución de este grupo planctónico, según lo planteado por Infante y col. (1978), dado que las condiciones propicias para este grupo son aquéllas generadas cerca de los ríos o en zonas que presenten una alta cantidad de materia orgánica en suspensión. Infante (1990), registró el aumento de protozoarios del género *Vaginicola* en el lago en relación con años anteriores, lo cual parece estar asociado a la alta abundancia de

Microcystis aeruginosa, lo cual es consecuente con la eutrofización creciente del lago en los últimos años.

A pesar de que en julio la prueba a posteriori dividió las estaciones en tres grupos homogéneos, basado en la abundancia de las especies en la columna de agua, todas las estaciones presentaron altas abundancias de protozoarios en el periodo de estratificación, lo cual fue consistente con lo explicado anteriormente, ya que los protozoarios fueron el grupo más abundante durante este periodo.

En lagos y embalses tropicales y subtropicales, comúnmente las comunidades zooplanctónicas se encuentran dominadas por los rotíferos (Sendacz y col., 2006). Esto también fue planteado por Reverol y col. (2008) en algunos lagos de inundación en el río Caura. Esta dominancia de los rotíferos fue registrada en enero en el presente trabajo, cuando este grupo presentó altas densidades numéricas en toda la columna de agua en todas las estaciones de muestreo. En este caso, las especies más abundantes entre los rotíferos fueron *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus havanaensis*, *Keratella americana* y *Keratella tropica*. Infante y col. (1978) ya habían encontrado que entre las especies más abundantes de rotíferos en el lago de Valencia, se encontraban *Keratella americana* y varias especies del género *Brachionus*, entre las que destacaban *calyciflorus* y *havanaensis*. Calvo y Maroto (1988), también determinaron que *Brachionus calyciflorus* fue una de las especies más abundantes, debido a su mayor resistencia a las aguas contaminadas, en las que la concentración de oxígeno disuelto es menor.

Igualmente, Infante y col. (1978) determinaron que los máximos anuales en la abundancia de los rotíferos se presentaban en los meses de diciembre y enero, encontrando los mínimos anuales en los meses de noviembre y junio; estos autores explicaron que esto coincidía con la mayor abundancia de peces planctofágos juveniles en el lago. Esto podría explicar en parte lo encontrado en el presente estudio, en el que las máximas y mínimas abundancias de rotíferos fueron en enero y julio, respectivamente.

La mayor abundancia de cladóceros en julio fue registrada en los estratos intermedio y profundo de la columna de agua. Esto difiere de lo encontrado por Merayo (2007) en el embalse Clavellinos (Edo. Sucre), quien planteó que varias especies de cladóceros utilizan la luz para orientar su cuerpo y poder desplazarse, por lo que su distribución depende de la penetración de la luz, y es por ello que estas especies prefieren ambientes con mejor calidad lumínica. Las condiciones actuales en el lago de Valencia impiden la penetración de la luz hacia los estratos de mayor profundidad, por lo que la presión por depredación pudiera estar determinando la posición de las diferentes especies de cladóceros en los estratos profundos no iluminados durante las horas diurnas. Así, esta distribución de los cladóceros en la columna de agua podría ser explicada por lo planteado por De Meester y col. (1995), en un estudio realizado con el cladóceros *Daphnia hyalina*, y en el que se demostró que esta especie, en presencia de depredadores como peces o larvas de *Chaoborus* sp., presentaba migraciones verticales diurnas hacia los estratos más profundos de la columna de agua, evadiendo así a los depredadores visuales.

Otro factor relacionado con la baja abundancia de los cladóceros, pudo ser la turbidez elevada registrada en las aguas, que reduce normalmente la abundancia de las especies de cladóceros, en especial las del género *Ceriodaphnia*, ya que algunas de estas especies poseen una baja tolerancia a estas condiciones (Lougheed y col. 1998).

Infante y col. (1978) plantearon que en el lago de Valencia, los copépodos eran mucho más abundantes que los cladóceros, y describió una disminución progresiva en la abundancia de los cladóceros en todo el lago hasta su virtual desaparición en el año 1978; en este caso debido a las altas abundancias de cianobacterias filamentosas. Asimismo, al igual que en el presente trabajo, Infante y col. (1978); determinaron que *Ceriodaphnia cornuta* fue el cladóceros más abundante en el lago (42 ind/l), similar al valor máximo de abundancia para toda la columna de agua en la E2 en julio (38 ind/l).

La presencia de larvas de *Chaoborus* en varias de las estaciones en ambos periodos climáticos, pudiera comprobar la afirmación de Infante y col. (1978), que relaciona a esta larva de díptero como la posible responsable de la depredación de numerosos grupos de zooplancton en el lago de Valencia. Así, es probable que la distribución del zooplancton en la columna de agua, estuviera afectada por la presencia de larvas de *Chaoborus* y su presión depredadora sobre alguno de los grupos zooplanctónicos.

Se encontraron coincidencias entre los resultados obtenidos al aplicar la prueba de ANOVA anidado y el análisis de agrupamiento. El análisis de agrupamiento determinó que en julio, todas las estaciones presentaron una mayor distancia entre sí, lo cual podría indicar que éstas fueron diferentes unas con otras. En enero de 2012 se registró que las estaciones 1, 4 y 5 fueron las que presentaron más similitudes entre sí, debido a la corta distancia de agrupamiento obtenida. En julio de 2011, el ANOVA anidado determinó que las estaciones de muestreo presentaron diferencias entre ellas, siendo agrupadas en diferentes grupos homogéneos, por su parte, en enero de 2012 se determinó que las estaciones 1, 4 y 5, en todos los casos, fueron similares entre sí.

Con base a estos resultados se podría suponer que las zonas sur (E2) y oeste (E3) del lago de Valencia, fueron las que reflejaron en mayor grado la acción antrópica. Una posible causa de esto podría ser debido a la influencia del río contaminado Los Guayos, cuya desembocadura se encuentra ubicada cercana a E3; además de esto, se debe tener en cuenta el efecto generado en el pasado reciente por el Caño Central, a través del cual ingresaban las aguas del río Cabriales al lago. Resultados similares fueron descritos por Infante (1990) al realizar un análisis de agrupamiento, determinando que las estaciones ubicadas en la zona noreste del lago eran similares entre sí, sugiriendo que este agrupamiento podría deberse a la influencia de aguas cargadas de materia orgánica y contaminantes químicos. La región sur fue una zona bien definida, debido a la carga de materia orgánica proveniente del río Guigüe.

Asimismo, la mayor estabilidad del lago en julio pudiera permitir que las condiciones locales de cada estación sean las dominantes sobre el comportamiento de esa misma localidad, mientras que la mezcla promueve una mayor homogeneidad de condiciones en la mayoría del lago. Se debe tomar en cuenta que el muestreo realizado en enero de 2012 coincidió con la fase de finalización del período de mezcla del lago y no a mitad del mismo (diciembre), lo que permitiría la diferenciación de E3 con respecto al resto de las estaciones.

Se podría plantear que la mayor abundancia del zooplancton registrada en julio, podría ser consecuencia de la mayor estabilidad de la columna de agua debido a la estratificación térmica predominante en ese periodo.

Una variable estrechamente relacionada con las abundancias de los organismos zooplanctónicos, es su biomasa. Los máximos valores de biomasa total de zooplancton para el lago de Valencia fueron generalmente registrados para el periodo de estratificación de las aguas. En el caso de E2 y E4, el máximo ocurrió en el periodo de circulación del agua en el lago, siendo así la biomasa de E4 ligeramente superior a la registrada en la misma estación durante julio. Infante (1990), encontró que en la época de sequía, el promedio de biomasa planctónica fue el mayor registrado en el año, cuando el desarrollo de los copépodos y los cladóceros es estimulado por la mayor abundancia de alimento, lo cual coincidió en el presente estudio sólo para las estaciones 2 y 4, siendo mayor la biomasa para el periodo de lluvias en las estaciones 1, 3 y 5.

La diversidad y equidad de la comunidad zooplanctónica del lago en el periodo de estudio fueron generalmente similares en todas las estaciones. Las diferencias observadas en E1 y E5 (enero) probablemente fueron ocasionadas por la baja abundancia de zooplancton registrada para ese periodo.

Al comparar los valores de abundancia media por estación registrados en el presente estudio, se observó que estos fueron en algunos casos superiores a los registrados por Infante y col (1990) lo cual pudiera indicar que la eutrofización que sufre el lago continúa en aumento desde 1990 hasta el presente, como consecuencia del aumento de la actividad humana en la cuenca del lago de Valencia.

- **Biomasa.**

Los valores altos de biomasa encontrados en algunas de las estaciones de muestreo en el lago de Valencia, corresponden con lo encontrado en otros cuerpos de agua eutrofizados en Venezuela por González y col. (2011), quienes relacionaron los valores de biomasa total del zooplancton, con el grado de eutrofización del cuerpo de agua. Así, los valores de biomasa del lago de Valencia son comparables a los registrados en el embalse de Quebrada Seca (1127,26 $\mu\text{g/l}$) y en el embalse de Suata (2026,14 $\mu\text{g/l}$), ambos embalses considerados como hipereutróficos.

La prueba de correlación de Pearson (r), no determinó una correlación estadísticamente significativa entre la biomasa total de zooplancton y la abundancia del mismo. Sin embargo, para las estaciones 1, 2, 4 y 5 se observó que los máximos de abundancia en cada periodo climático coincidieron con los máximos valores de

biomasa total de zooplancton. En el caso de E3, el mayor valor de abundancia fue registrado en enero, y el máximo valor de biomasa en julio. Esta diferencia en E3, pudiera ser explicada por la presencia de individuos con menores tallas y voluminosidad (rotíferos y protozoarios) en enero que en julio.

González y col. (2011) registraron la dominancia de protozoarios en ambientes altamente eutrofizados. Así mismo, estos autores también registraron, para otros sistemas eutrofizados, la dominancia de rotíferos. Ambos grupos fueron dominantes en el lago de Valencia, seguidos por los copépodos, al igual que los casos estudiados por González y col. (2011) en embalses venezolanos. En lo que respecta a la biomasa, dadas sus mayores tallas y su alto grado de abundancia, los copépodos debieron ser los que aportaron la mayor proporción de biomasa total del zooplancton.

- **Talla y peso seco.**

Brooks y Dodson (1965), plantearon que gran cantidad de trabajos han demostrado que las especies de peces zooplanctófagos seleccionan activamente a sus presas por medio de la visión, ya que muestran preferencias por presas de mayor tamaño. Esto podría producir cambios importantes en la composición de tallas de la comunidad zooplanctónica. Como se discutió anteriormente, en el lago de Valencia no puede descartarse que la dominancia de organismos zooplanctónicos de talla pequeña, sea consecuencia del efecto de la depredación que pudieron ejercer la comunidad de peces y las larvas de dípteros, lo cual pudo influir en la disminución de la abundancia de las formas de mayor tamaño de los organismos del zooplancton. La

depredación selectiva de las presas de mayor tamaño puede provocar una importante reducción en la abundancia de las mismas y, en consecuencia, un aumento relativo de las abundancias de aquellos organismos zooplanctónicos de menor tamaño (Brooks y Dodson, 1965).

Todos los valores encontrados en el presente estudios fueron similares a los encontrados en otros estudios realizados en Venezuela. López y col. (2001) y Gavidia (2004), trabajando en los embalses Socuy (Edo. Zulia) y Tierra Blanca (Edo. Guárico), respectivamente, encontraron que la talla promedio del cladóceros *Ceriodaphnia cornuta* fue de 348 μm y 309 μm , respectivamente, menores a los registrados en este estudio. Asimismo, Infante y col. (1978) encontraron que el tamaño promedio de este cladóceros fue de 350 μm , menor al valor actual de 398,16 μm . Igualmente Zaret (1972), determinó que el tamaño promedio de esta especie en el lago Gatún (Panamá) varió entre 300 μm y 400 μm . Con respecto al peso de este cladóceros, Infante y col. (1990) encontraron en el lago de Valencia, un peso aproximado de 1,49 μg , superior al encontrado en el presente estudio (0,91 μg).

Infante y col. (1978), encontraron que el rotífero *Brachionus calyciflorus* puede tener un tamaño máximo de hasta 343 μm , y que se han registrado especímenes de hasta 600 μm en otros cuerpos de agua tropicales. El tamaño registrado para este rotífero en este trabajo resultó ser un poco menor al descrito por estos autores, siendo el máximo para este estudio de 267 μm . Con respecto al peso, Dumont y col. (1975), determinaron que el peso de este rotífero variaba entre 0,11 μg

y 0,40 µg, lo cual concuerda con los valores registrados en los resultados del presente estudio (0,32 µg).

Cicchino y col. (1989), determinaron que el copépodo adulto *Notodiaptomus henseni*, presenta una talla comprendida entre 770 µm y 1600 µm. Asimismo, Infante y col. (1978) registraron para esta especie una talla entre 1180 µm y 1290 µm. Ambos estudios presentaron valores que fueron similares a los registrados en el presente trabajo para este copépodo. Otros resultados comparables son presentados por Dumont y col. (1975), quienes encontraron que la talla y el peso seco individual de algunas especies de copépodos adultos de Calanoida fueron de 1221 µm y 10,2 µg, respectivamente, similares a los encontrados en el lago de Valencia (1148,21 µm de talla y 10,44 µg de peso).

En el caso de los copepoditos, Dumont y col. (1975) y Burgis (citado por Dumont, 1975), encontraron que su peso variaba entre 1,41 µg y 1,01 µg, en individuos con una talla aproximada de 500 µm, similar a los valores obtenidos en el presente estudio (595,41 µm de talla y 1,32 µg de peso). Por su parte Infante (1990), determinó que para los copepoditos I-V de *Notodiaptomus henseni* del lago de Valencia, el peso fue de 3,02 µg.

Infante (1990) determinó que los nauplios de las especies *Notodiaptomus henseni* y *Thermocyclops decipiens* en el lago de Valencia presentaron pesos secos de 0,53 µg, valores similares a los encontrados en el presente estudio (0,58 µg).

Los resultados demostraron que existió una relación directa entre el peso seco de cada uno de los estadios del copépodo *Notodiaptomus henseni* y la talla

determinada, la cual se acercó a una distribución del tipo exponencial. Resultados similares fueron obtenidos por Dumont y col. (1975) y Culver y col. (1985), quienes determinaron que para algunos grupos zooplanctónicos, en especial para los copépodos, existía en algunos casos una relación directa entre el peso seco y la talla.

- **Estructura comunitaria.**

El análisis de concordancia de Kendall (W) y la prueba de correlación de rangos de Spearman (r_s), demostraron que la comunidad zooplanctónica durante julio presentó diferencias en el ordenamiento por rango de abundancia de las especies, lo que implicaría que la estructura comunitaria del zooplancton difirió entre las localidades de estudio, lo cual pareció ser dependiente de las condiciones abióticas y bióticas existentes. En cambio, en enero se observó que existieron similitudes en los arreglos de las comunidades zooplanctónicas entre las estaciones, probablemente producidas por la mezcla de las aguas prevaleciente en ese momento, que pudo causar que las condiciones en cada estación y las profundidades fueran similares entre sí, permitiendo finalmente que las especies se organizaran de forma similar entre las estaciones. Así, los arreglos comunitarios no son consecuencia del azar, ya que existen mecanismos complejos que ejercen presiones sobre los ecosistemas, produciendo así patrones u ordenamientos particulares (Ricklefs, 1990).

VIII CONCLUSIONES

- El lago de Valencia estuvo estratificado térmicamente durante julio y mezclado en enero. Además, se determinó que las aguas del lago presentaron valores de pH alcalinos (superiores a 7) durante ambos periodos de muestreo y sus valores de conductividad permitieron clasificarlo como un sistema de salinidad media.
- Se identificaron 32 unidades taxonómicas en la comunidad de fitoplancton, siendo las Chlorophyta las de mayor riqueza (16 especies). En lo que respecta a la biomasa, el máximo valor se registro en el mes de enero (E3).
- Se identificaron 28 unidades taxonómicas en la comunidad de zooplancton; los rotíferos presentaron la mayor riqueza, siendo *Brachionus calyciflorus* la más abundante en todo el periodo de estudio.
- La abundancia zooplanctónica fue mayor en el periodo de estratificación térmica. En julio, los protozoarios fueron el grupo dominante, mientras que los rotíferos dominaron en enero.
- La abundancia y biomasa zooplanctónica del lago de Valencia pueden considerarse altas, lo cual se corresponde con el carácter hipereutrófico del sistema. Estas dos variables estuvieron correlacionadas positivamente entre sí en ambos periodos climáticos.
- Los cambios en las condiciones ambientales, conjuntamente con las variaciones de la biomasa del fitoplancton, parecieron ser responsables de las variaciones registradas en la estructura, abundancia y biomasa de la comunidad del zooplancton del lago de Valencia.

IX RECOMENDACIONES

En vista de que los procesos que conllevan al aumento de la eutrofización del lago de Valencia aún se encuentran activos, y que el aumento del nivel de sus aguas aún continúa, se hace necesario continuar con el seguimiento de los cambios que aún se suceden en este cuerpo de agua, particularmente en el contenido de nutrientes y en las comunidades plantónicas.

Así mismo, deben hacerse todos los esfuerzos para lograr un saneamiento efectivo de la cuenca del lago, para así mitigar los efectos de la eutrofización de sus aguas.

X REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Arcifa, M.S. 1984. Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*. 113: 137-145.
- Armengol, J. 1982. Ecología del zooplancton de los embalses. *Mundo Científico*. 11: 168-178.
- Brooks, J. L., Dodson S. I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 50: 28-34.
- Brusca, R.C., Brusca, G.J. 2005. *Invertebrados*. 2^{da} Edición. McGraw-Hill Interamericana.
- Calvo, A., Maroto, R. 1988. Algunos aspectos de la contaminación del Lago de Valencia. Seminario de Post-Grado en ecología. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. 50 p.
- Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson, J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35: 634-639.
- Cicchino, G., Zoppi de Roa, E., Montiel E. 1989. *Notodiatomus henseni* Dahl (Crustacea-Copepoda): un problema de sinonimia en el zooplancton de Venezuela. *Acta Biol. Venez.*, 12: 98-105.
- Culver, D., Boucherle, M., Bean, D., Fletcher, J. 1985. Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1380-1390.
- Delorme, L.D. 1991. Ostracoda en: j. Thorp & a Covich (eds). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 1st edition. Academic Press. San Diego.

- De Meester, L., Weider, L., Tollrian, R. 1995. Alternative antipredator defences and genetic polymorphism in a pelagic predator-prey system. *Nature* 378: 483-485.
- Dodds, W., Whiles, M. 2010. *Freshwater ecology. Concepts & applications of limnology.* 2nd edition. Academic Press. San Diego.
- Dumont, H., J. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19: 75-97.
- Edmondson, W.T., Wingberg, G.G. 1971. A manual of methods for the measurement of secondary productivity in fresh waters. International Biological Programme Handbook N° 17. Oxford.
- ElMoor-Loureiro, L.M. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Editora Universa – UCB. Brasília.
- Esteves, F. 1998. *Fundamento de Limnologia.* 2^{da} edición. Editorial Interciencia. LTDA. Rio de Janeiro. 602pp.
- Fernando C.H. 2002. *A guide to tropical freshwater zooplankton.* Backhuys Publishers, Leiden.
- Gavidia, J. 2004. Variaciones en la abundancia y en la biomasa del zooplancton en dos localidades del embalse Tierra Blanca, Edo. Guárico. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 61 p.

- Gliwicz, Z. M. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Pol.* 17: 663-708.
- González, E.J., Ortaz, M., Matos, M., Mendoza, J., Peñaherrera, C., Carrillo, V. 2002. Zooplancton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos. *Interciencia.* 27 (10): 551-558.
- González, E.J., Challar, G., Bicudo, D.C., Silva e Souza, A.T., Luzia, A.P., Sidagis, Galli, C., Pareschi, D.C., y col.. 2006. En: J.G. Tundisi, T. Matsamura-Tundisi & C. Sidagis- Galli (Eds). *Eutrofización en América del Sur: Síntesis. Eutofização na America do Sul: Causa, consecuencias e tecnologías de gerenciamento e controle.* Rede Eutrosul, Prosul, Instituto Internacional de Ecología. Sao Carlos, Brasil: 525-527
- González, E.J., Peñaherrera, C. 2010. Lake Valencia (Venezuela) 20 Years After: Is possible more Eutrophication? Libro de resúmenes del 31º Congreso de la International Association of Theoretical and Applied Limnology (SIL).
- González, E.J., Matos, M.L., Peñaherrera, C. & Merayo, S. 2011. Zooplankton abundance, biomass and trophic state in some Venezuelan reservoirs. In: *Biomass and Remote Sensing of Biomass.* Islam Atazadeh (Ed.). ISBN 978-953-307-490-0. Published by InTech. Rijeka, Croacia: 57-74.
- Harper D. 1992. *Eutrophication of Freshwaters.* Chapman & Hall. London.
- Horne, J., Goldman, C. 1994. *Limnology Second Edition.* McGraw Hill, Inc. New York.

- Infante, A. 1978. El zooplancton en el lago de Valencia. Informe Técnico CONICIT-PROYECTO S1-0612. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas.
- Infante, A., 1980a. Los rotíferos del lago de Valencia, Venezuela. Acta Científica Venezolana 31: 30-47.
- Infante, A., 1980b. Los cladóceros del lago de Valencia, Venezuela. Acta Científica Venezolana 31: 593-603.
- 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.
- Infante, A., 1982. Annual variations in abundance of zooplankton in Lake Valencia (Venezuela). Arch. Hydrobiol. 93 (2): 194-208.
- Infante, A. 1988. El plancton de aguas continentales. Secretaria General de la Organización de Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Monografía N° 33. Washington D.C.
- Infante, A., 1989. Lago de Valencia (Lake Valencia). Survey of the state of world lakes (II) ILEC-UNEP.
- 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., Riehl, W. & Saunders, J.F., 1979a. Los copépodos del lago de Valencia, Venezuela. *Acta Científica Venezolana* 30: 224-233.
- Infante, A. Infante, O. Marquez, M. Lewis, M. W. Weibezahn, F. 1979b. Conditions leading to mass mortality of fish and zooplankton in Lake Valencia, Venezuela. *Acta Cient. Venezolana*, 30: 67-73.
- Infante, A. Edmonson, W. T. 1985. Edible phytoplankton and herbivorous zooplankton in Lake Washington. *Ach. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 21: 161-171.
- Koste, W. 1972. Rotatorien aus Gewässern Amazoniens. *Amazoniana*. Deutschland.
- Lewis, W. M. Jr. 1979. *Zooplankton Community Analysis. Studies on a Tropical System*, Springer, New York. 163pp.
- Lewis, W. M. Jr. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 40: 1779-1787.
- Likens, G., 2010. *Lake Ecosystem Ecology*. Academic Press. Amsterdam.
- López, C., Villalobos, M. y González, E. 2001. Estudio sobre el zooplancton de los embalses de Venezuela: Estado actual y recomendaciones para futuras investigaciones. *Ciencia*, 9: 217-234.
- Lougheed, V., Chow-Fraser, P. 1998. Factors that regulate the zooplankton community structure of a turbid, hypereutrophic Great Lakes wetland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 150-161.

- Margalef, R. 1983. Limnología. Ediciones Omega. Barcelona,
- McQueen, D. J., J.R. Post & E.L. Mills, 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic Sciences* 43: 1571-1581.
- Mendoza, J. 1999. Variaciones en la abundancia del plancton y de las bacterias en el embalse de La Mariposa (Dtto. Federal, Venezuela): Periodo Noviembre 1998 – Mayo 1999. Tesis de Licenciatura. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Caracas, 47 p.
- Merayo, S. 2007. Zooplankton 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 p.
- Nusch, E. y Palme, G. 1975. *Biologish Methoden for der Praxis der Gewässeruntersuchung. GWF-Wässer/ Abwässer.*
- Plön, W.G. 1985. Overcoming food limitation by cannibalism: A model study on cycloids. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 21: 373-381.
- Reverol, Y., Delgado, J., López, C. y Sánchez, L. 2008. Zooplankton community composition in floodplain lakes of Caura river, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad del Zulia.* 42: 53-72.
- Reynolds, C. S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton.* 1st edition. Cambridge University Press. Cambridge. 535pp.
- Ricklefs, R. 1990. *Ecology.* Freeman and Company. 3rd edition. New York. 896 pp.

- Roldán, G. 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. 1^{era} Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín.
- Saunders, J. y Lewis, W. 1988. Dynamics and Control Mechanisms in a Tropical Zooplankton Community (Lake Valencia, Venezuela). Ecological Monographs. The Ecological Society of America. 58: 337-353.
- Sendacz, S., Caleffi, S. y Santos-Soares. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of Sao Paulo, Brazil: Braz. J. Biol., 66: 337-350.
- Serruya, C. y Pollinger, U. 1983. Lakes of the warm belt. Cambridge University Press. Cambridge 569pp.
- Siegel, S. 1988. Estadística no paramétrica. 2^{da} edición. (11^{va} reimpresión). Editorial Trillas, S.A. de C.V. México.
- Sokal, R. y Rohlf, F. 1979. Biometría. Ediciones Blume. Madrid.
- Statsoft, Inc. 2004. Statistica for Windows. Tulsa, Ok. USA.
- Wetzel, R. G., 2001. Limnology. Lake and river ecosystems. 3rd edition. San Diego.
- Wetzel, R., & Likens, G. 2000. Limnological analyses. 3rd edition. Springer. New York.
- Yamane, T. 1979. Estadística. 3^{era} edición. Harper & Row Latinoamericana, HARLA S.A. México.
- Zaret, T. M. 1972. Predator-Prey Interaction in a tropical lacustrine ecosystem. Ecology, 53: 248-257.

ANEXOS

ANEXO 1. Nubosidad presente en las cinco estaciones de muestreo en ambos periodos climáticos en el lago de Valencia.

Estación	Julio 2011	Enero 2012
E1	Despejado	Despejado
E2	Despejado	Despejado
E3	Despejado	Despejado
E4	Despejado	Despejado
E5	Nublado	Despejado

ANEXO 2. Condición de la superficie del agua en las cinco estaciones de muestreo en ambos periodos climáticos en el lago de Valencia.

Estación	Julio 2011	Enero 2012
E1	Quieta	Muy quieta
E2	Quieta	Agitada
E3	Muy quieta	Muy quieta
E4	Muy quieta	Muy quieta
E5	Agitada	Quieta

ANEXO 3. Aspecto del agua en las cinco estaciones de muestreo en ambos periodos climáticos en el lago de Valencia.

Estación	Julio 2011	Enero 2012
E1	Verde Turbio	Verde Turbio
E2	Verde Turbio	Verde Turbio
E3	Verde Turbio	Verde Turbio
E4	Verde Turbio	Verde Turbio
E5	Verde Turbio	Verde Turbio

ANEXO 4. Datos climáticos para la ciudad de Maracay en los meses donde se realizaron los muestreos.

Estación meteorológica: 804130	Julio 2011	Enero 2012
Temperatura media mensual.	26.1 °C	25.6 °C
Velocidad media del viento mensual.	5.56 km/h	6.58 km/h
Precipitación media mensual.	113.0 mm.	1.0 mm.

ANEXO 5. Protocolo de extracción de clorofila-*a*

El cálculo de la concentración de clorofila *a* en µg/l se realizó mediante la utilización de la siguiente fórmula:

$$\text{Clorofila-}a = \frac{29,6(A^b - A^a) \times v}{V \times L}$$

Donde:

A^b = absorbancia del extracto original a 665 nm menos la absorbancia a 750 nm.

A^a = absorbancia a 665 nm menos la absorbancia a 750 nm después de acidificar.

v = volumen de etanol utilizado para la extracción (en ml).

V = volumen de agua filtrado (en l).

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

ANEXO 6. Abundancias totales de zooplancton por estación en julio de 2011.

	F1	F2	F3	F4	F5
COPEPODA					
<i>CALANOIDA Notodiantomus</i>	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l
Adulto ♀	8	15	9	7	3
Adultos ♂	7	11	5	10	10
Copepoditos	13	11	15	30	10
Nauplios	41	37	338	185	54
Subtotal	69	74	367	232	77
CYCLOPOIDA					
Adulto H	0	3	1	2	0
Adultos M	0	2	2	1	3
Copepoditos	24	61	21	49	23
Nauplios	21	51	52	49	12
Subtotal	45	117	76	101	38
Subtotal COPEPODA	114	191	443	333	115
CLADOCERA					
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	7	37	25	6	6
<i>Dianhanosoma birzei</i>	3	26	25	8	5
<i>Moina micrura</i>	0	0	5	0	2
Subtotal	10	63	54	13	12
ROTIFERA					
<i>Brachionus calyciflorus</i>	6	87	0	0	0
<i>Brachionus havanensis</i>	8	16	8	91	37
<i>Brachionus urceolaris</i>	3	1	11	66	23
<i>Hexarthra intermedia</i>	1	2	0	1	0
<i>Keratella americana</i>	0	1	0	2	0
<i>Polvarthra</i> sp.	2	0	0	3	3
<i>Rotaria</i> sp.	6	2	5	7	2
<i>Lecane</i> sp.	8	1	2	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i>	14	5	0	0	7
<i>Epiphanes</i> sp.	4	3	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i> .	0	2	0	5	7
Subtotal	52	120	26	175	79
PROTOZOA					
<i>Trichodina</i> sp.	8	18	28	11	14
<i>Vaginicola</i> sp.	255	138	158	290	299
<i>Vorticella</i> sp.	167	300	168	119	109
Subtotal	430	456	354	420	422
OTROS					
Ostracoda	28	6	23	90	117
Larvas de <i>Chaoborus</i> sp.	4	1	0	0	2
Subtotal	32	7	23	90	119
TOTAL	638	837	900	1031	747

ANEXO 7. Abundancias totales de zooplancton por estación en enero de 2012.

	E1	E2	E3	E4	E5
COPEPODA					
CALANOIDA <i>Notodiantomus</i>	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l	ind/l
Adulto H	0	2	11	0	0
Adultos M	0	1	0	0	0
Conenoditos	0	1	29	1	0
Nauplios	0	238	1102	45	0
Subtotal	1	243	1141	46	0
Adulto H	0	0	36	1	0
Adultos M	0	3	12	1	0
Conenoditos	0	18	816	55	0
Nauplios	0	49	143	20	0
Subtotal	0	70	1008	77	0
Subtotal COPEPODA	1	312	2150	123	0
CLADOCERA					
<i>Ceriodanahnia cornuta</i>	0	28	32	17	0
<i>Dianhanosoma birgei</i>	0	5	35	4	0
<i>Moina micrura</i>	0	2	1	2	0
Subtotal	0	35	68	23	0
ROTIFERA					
<i>Anuraeopsis</i>	0	1	0	1	1
<i>Asplanchna</i>	2	0	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	3	583	270	28	2
<i>Brachionus havanensis</i>	7	608	275	28	0
<i>Brachionus urceolaris</i>	4	0	0	0	0
<i>Brachionus plicatilis</i>	5	154	69	31	0
<i>Hexarthra intermedia</i>	3	7	4	0	0
<i>Keratella americana</i>	0	62	546	22	0
<i>Keratella tronica</i>	0	8	350	29	0
<i>Platyvionus natulus</i>	2	0	1	0	0
<i>Polvarthra</i> sp.	0	23	43	11	0
<i>Rotaria</i> sp.	0	6	0	0	0
<i>Lecane</i> sp.	1	0	1	0	1
<i>Euchlanis dilatata</i>	1	2	0	3	0
<i>Epiphanes</i>	4	54	9	0	0
<i>Filinia longiseta</i> .	7	46	48	24	1
Subtotal	40	1553	1615	175	5
PROTOZOA					
<i>Trichodina</i> sp.	5	2	2	0	0
<i>Vaginicola</i> sp.	0	1	42	4	0
<i>Vorticella</i> sp.	4	2	53	2	0
Subtotal	9	5	97	6	0
OTROS					
Ostracoda.	6	2	21	1	0
Subtotal	6	2	21	1	0
TOTAL	56	1907	3951	328	5

ANEXO 8. Imágenes del zooplancton del lago de Valencia.



Notodiaptomus henseni.



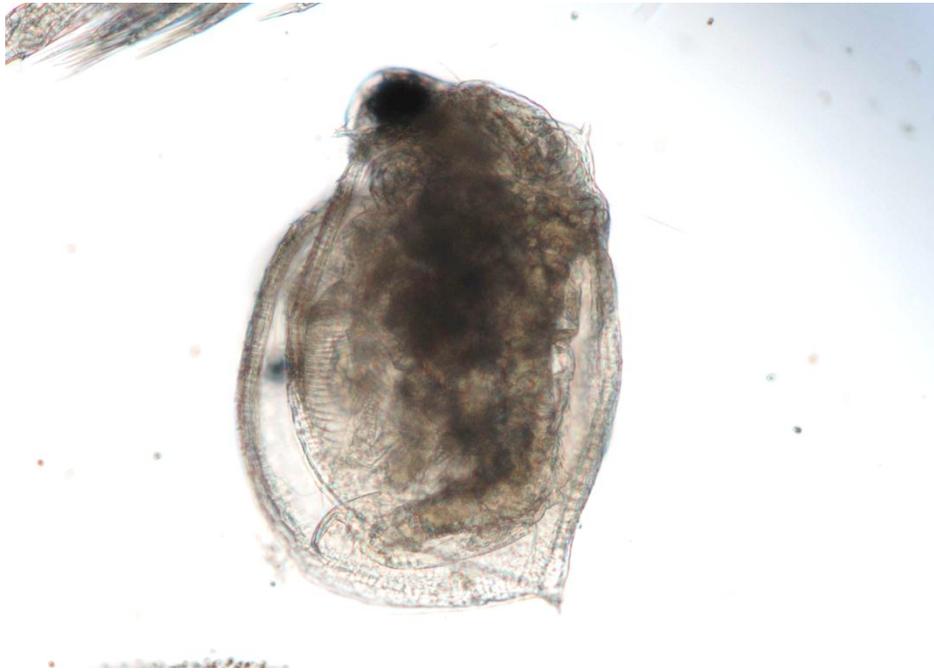
Mesocyclops sp.



Thermocyclops decipiens



Diaphanosoma birgei



Ceriodaphnia cornuta



Brachionus calyciflorus



Keratella tropica