



Palabras Clave: Zooplankton, contaminación, embalse.

Key words: Zooplankton, contamination, dam.

Efecto del ingreso de materia orgánica sobre el zooplankton en la zona limnética del embalse Río Hondo (Tucumán - Santiago del Estero, Argentina)

Alcira Villagra de Gamundi, Cecilia Locascio de Mitrovich, Jorgelina Juárez y Mariana Ceraolo

Instituto de Limnología del Noroeste Argentino (ILINOA), Facultad de Cs. Nat. e I. M. L. (Universidad Nacional de Tucumán), Miguel Lillo 205, 4000-San Miguel de Tucumán (Argentina)
e-mail: alcy@csnat.unt.edu.ar

RESUMEN

El embalse Río Hondo recibe regularmente una alta carga contaminante generada por la actividad industrial que vuelca sus efluentes al río Salí, produciendo eutrofización. En el presente trabajo se comunica la incidencia de dicha problemática sobre el zooplankton de la zona limnética. La composición específica de la comunidad incluyó 33 taxa: 20 especies de rotíferos, 8 de cladóceros y 5 de copépodos, con una riqueza específica total que varió entre 15 y 22 spp./muestra. En general, la estructura comunitaria se ajustó a las de ambientes eutrofizados. Los rotíferos predominaron por su amplio espectro trófico y reconocida tolerancia a bajas concentraciones de oxígeno y amplios rangos de mineralización (5 spp. de *Brachionus*, 4 spp. de *Keratella*, entre otros) algunos descriptores de α - β saporiedad. Los morfos y especies de micrústáceos fueron de baja talla (cladóceros: *Bosmina*, *Diaphanosoma*, *Ceriodaphnia* y copépodo: *Acanthocyclops*) y la relación calanoideos/ciclopoides sólo fue mayor a 1 en junio y julio, épocas de alta contaminación. Además se reconocen como probables factores estructurantes, la presión de depredación, especialmente de peces, las altas temperaturas y la baja calidad del fitoplancton en ciertos períodos de estudio. La mayor constancia (100% de frecuencia de ocurrencia) se registró para *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholix complanata*, *Bosmina huaronensis*, *Diaphanosoma birgei* y *Notodiptomus incompositus* con densidades conspicuamente menores en períodos de floración algal de cianofitas, coincidentes con la zafra azucarera (Set./95). Se detectó un menor grado de impacto de la contaminación que los observados al estudiar los tributarios del embalse.

ABSTRACT

Organic matter input on the limnetic zone zooplankton of Río Hondo Reservoir (Tucumán - Santiago del Estero, Argentina)

Industrial activity in the Salí-Dulce basin area is increasing the contaminant load in running waters. Therefore, Río Hondo Reservoir is under eutrophication process since a long time ago. The zooplankton of limnetic zone has been studied between 1992/96. Along this period 20 species of Rotifera, 8 of Cladocera, and 5 of Copepoda have been reported. Total specific richness varied between 15 and 22 species/sample. The community structure fit to an eutrophicated environment characteristics. Rotifers predominated by their wide trophic spectrum and recognized tolerance to the low oxygen concentrations and wide ranks of mineralization (5 spp. Brachionus, 4 spp. of Keratella, among others) some of them descriptors of α - β saprobity. Microcrustacean morphs and species were low in size (cladocerans Bosmina, Diaphanosoma, Ceriodaphnia and copepod Acanthocyclops), and calanoids/cyclopoids ratio was greater to 1 in June and July, period of high contamination. The zooplankton characteristics were related to the high temperatures, quality and quantity of the phytoplankton and predation pressure. A lower level of organic contamination was detected in comparison with contamination registered in the reservoir tributaries.

0329-2177/05/36: 51-64 © Asoc. Cienc. Nat. del Litoral



INTRODUCCION

La provincia de Tucumán posee cuatro embalses importantes (La Angostura, El Cadillal, Escaba y Río Hondo) ubicados en áreas de diferentes características, resultantes de un gradiente altitudinal diferenciado que determina una problemática particular para cada cuerpo de agua.

El embalse Río Hondo sufre regularmente contaminación generada por la actividad industrial de la provincia de Tucumán (ingenios azucareros, alcoholeras, cítrcolas, papelera, entre otras) que vuelca sus efluentes sin tratamiento previo (carga orgánica: 34.600 tn/año; 11.300 tn/año de depuración natural) y tiene una pérdida de volumen aproximada de 22 % (Fariás y Borsellino, 1996). El problema se agudiza debido a que la actividad azucarera coincide con el período de estiaje del río Salí, registrándose una gran concentración de nutrientes y acumulación de materia orgánica. En consecuencia, se producen floraciones de algas tóxicas (Tracanna *et al.*, 1996 a) como *Anabaena flos-aquae* (Lyngbye) Brébison y *Microcystis aeruginosa* Kützing, y un incremento de la carga bacteriana de aproximadamente 4 NMP/100 ml (Romero *et al.*, 1997), como consecuencia efectiva del fenómeno de eutrofización.

Este embalse tiene especial importancia por su ubicación geográfica estratégica, por pertenecer a una cuenca endorreica, por ser el más extenso y por sus múltiples usos (riego de 118.000 ha, generación de energía de 70.000 mwh/año, desarrollo turístico, pesca y deportes náuticos). El impacto antropogénico unido a los problemas de jurisdicción y gestión, ocasionan una crítica situación ambiental que convoca a tomar medidas prioritarias para su conservación (Villagra de Gamundi, 2001). Debe ser revalorizado desde la consideración de su potencial ecológico, como un humedal alternativo para comunidades biológicas asociadas, como las relevantes taxocenosis de aves que migran a través de la cuenca (Chani y Echevarría, 2000).

Con el fin de aportar nuevos elementos para concretar su manejo, en el presente trabajo se comunica la incidencia de la contaminación sobre las variaciones en la composición específica y estructura de la comunidad zooplanctónica.

AREA DE ESTUDIO

El embalse Río Hondo (27° 35' S, 64° 30' W - 274 m. s. n. m) (Fig. 1) se encuentra en la cuenca Salí - Dulce emplazado sobre una llanura de sedimentos

cuaternarios de baja cohesión. Ocupa un área de 34.000 ha, con profundidad máxima de 25 m y un volumen de 1.600 hm³. El clima es mesotermal, semiárido, con temperatura media anual de 20-22°C, humedad promedio de 60% y precipitación media anual de 736 mm. Cuenta con el aporte de cuatro tributarios: ríos Salí, Gastona, Medina y Marapa, con un emisario, el río Dulce, que desemboca en la laguna de Mar Chiquita-Córdoba, Reserva Hemisférica de la Biosfera - UNESCO (Canevari *et al.*, 1998).

Desde el punto de vista químico las aguas se caracterizaron como bicarbonatadas-sulfatadas-sódicas-cálcicas. (Tracanna *et al.*, 1996 b). El pH osciló entre 7,1 y 8,4, la dureza no superó 163 mg.l⁻¹ lo que indicaría aguas de buena calidad mientras que, la conductividad eléctrica señalaría una mineralización débil (Rodier, 1989). El OD varió entre 6,9 (set/95 - floración algal) y 9 mg.l⁻¹ (set/92-jun/93), aunque existen otros antecedentes de menor registro durante el período de estudio (dic/95) (5,6 mg.l⁻¹ - Hidroeléctrica Río Hondo S.A., 1995). La DBO₅ alcanzó valores entre 3,5 (mar/94) y 92 mg.l⁻¹ (set/95). Los valores de nutrientes nitrogenados fueron: nitritos entre 0,02-0,3 mg.l⁻¹, nitratos entre 1 y 121 mg.l⁻¹ y amonio entre 0,2 y 5,2 mg.l⁻¹, con máximos en set/95; los fosfatos variaron entre 0,9 y 8,98 mg.l⁻¹ y la clorofila a entre 0,09-34. µg.l⁻¹. Las bacterias registraron densidades de 1-3,5 promedios totales NMP/100 de coliformes y promedios de 1-3,2 NMP/100 ml.

Los datos de nutrientes, clorofila *a* y transparencia: (entre 0,15 para set/95 y 1,89 m para oct/93, con un valor promedio de 0,75 m), permiten incluir al embalse en el rango de eutrófico a hipereutrófico

MATERIAL Y METODOS

El muestreo fue realizado en la zona limnética del embalse considerando períodos de prezafra (enero-abril), zafra (mayo-septiembre) y postzafra azucarera (octubre-diciembre).

El estudio cuali y cuantitativo del zooplancton incluyó muestras de arrastre y filtrado de 100 litros superficiales mediante una red de plancton de 50 µm de abertura de malla. También se usó una trampa de Schindler-Patalas (25 l) y red con abertura de malla de 35 µm a distintos niveles de la columna de agua: 2, 4, 8 m de profundidad y fondo (tomadas a 0,50 cm del mismo con un rango entre 14 - 22 m según su variabilidad temporal). Las mismas fueron extraídas entre las 15 y 18 hs y fijadas en campaña con formaldehído al 4%.

La determinación de los taxa y el estudio cuantitativo



se realizó bajo microscopio óptico y lupa binocular. Los recuentos se hicieron en base a alícuotas (4) aplicando la fórmula de Cassie (Edmonson y Winberg, 1971) con un error del 10% en cámaras Sedgwick Rafter de 1 y de 5 cm³ para microzooplancton (formas naupliaras y rotíferos) y macrozooplancton (cladóceros, copepoditos y copépodos adultos) respectivamente, o bien, recuentos totales cuando la abundancia fue muy escasa.

En correspondencia con la toma de muestras biológicas, se midieron in situ las siguientes variables: profundidad, temperatura y pH con instrumental digital Altronix y transparencia (disco de Secchi) incluyendo muestras para la determinación química del agua. Las mediciones de alcalinidad, aniones y cationes, dureza, conductividad eléctrica, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), oxígeno disuelto (OD), nutrientes (APHA, 1992 y Rodier, 1989) y clorofila *a*, fueron realizados en la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo - U. N. T. y

en la ex Dirección Provincial de Obras Sanitarias (DIPOS). La diversidad específica fue estimada mediante el Índice de Shannon - Weaver (Shannon & Weaver, 1963).

RESULTADOS

El zooplancton estudiado se caracterizó por presentar especímenes de baja talla (especies y morfós) generalmente transparentes, en casi su totalidad euplanctónicos.

La composición específica estuvo integrada por 33 taxa: 20 especies de rotíferos, 8 de cladóceros y 5 de copépodos (Cuadros 1 y 2). La riqueza específica total varió entre 15 y 22 spp./muestra con un valor promedio de 18,1: 10,8 para rotíferos, 4,7 para cladóceros y 2,5 para copépodos.

La presencia de las especies fue diferencial, con

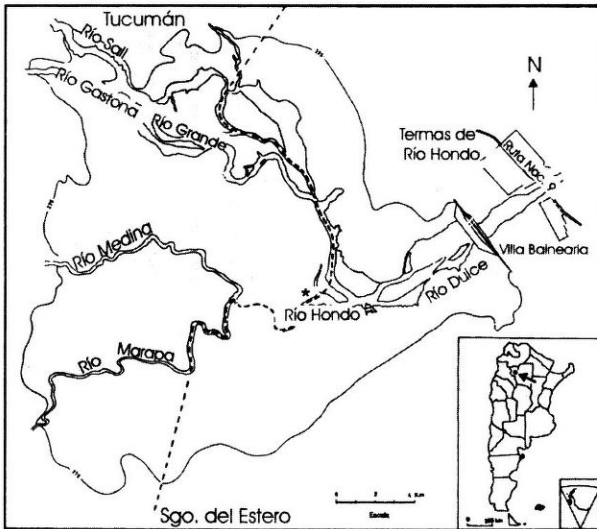


Figura 1

Mapa del embalse Río Hondo y sus tributarios: * estación de muestreo

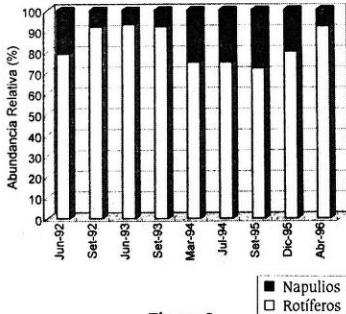


Figura 2
Proporción de rotíferos - nauplios

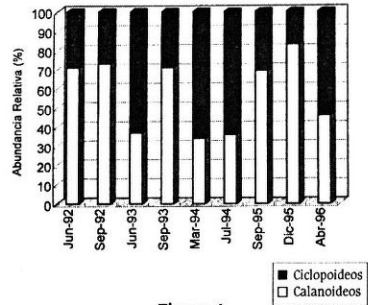


Figura 4
Proporción de ciclopoideos - calanoideos

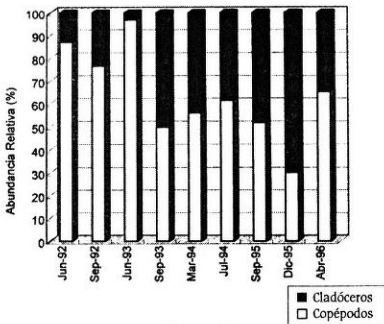


Figura 3
Proporción de copéodos - cladóceros

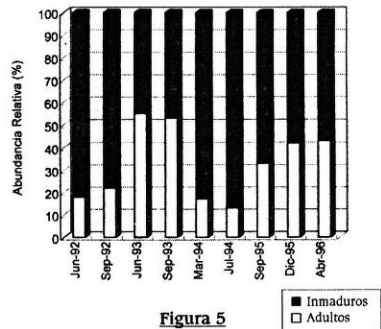


Figura 5
Proporción de formas inmaduras y adultos de copéodos

frecuencias de ocurrencia altas del 100%, compartidas por 8 especies: *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *Pompholix complanata*, *Polyarthra vulgaris*, *Bosmina huaronensis*, *Diaphanosoma birgei* y *Notodiaptomus incompressus*, del 89% para *Asplachnopus* sp., *Ceriodaphnia cornuta*, *Moina micrura* y *Acanthocyclops robustus*, del 78% para *Brachionus calyciflorus*, *B. havanensis*, *K. lenzi* y *K. tropica*. Entre las 18 especies restantes, 16 con valores menores al 50%.

El microzooplankton tuvo una predominancia cuantitativa de rotíferos sobre nauplios,

especialmente *Brachionus* (5 spp.) y *Keratella* (4 spp.) (Fig.2).

El macrozooplankton, integrado por la taxocenosis de microcrustáceos presentó una estructura con mayor proporción de especímenes de copéodos sobre cladóceros (Fig. 3). El cómputo del índice de zooplankton (Coelho Botelho, 2003) calanoideos/ciclopoideos considerando copepoditos y adultos en toda la columna de agua, tomó valores entre 0,50 y 5,02 evidenciando en el 55% de los muestreos, dominancia de los primeros, en una relación 5/1 en dic/95, período de postzafra y, en

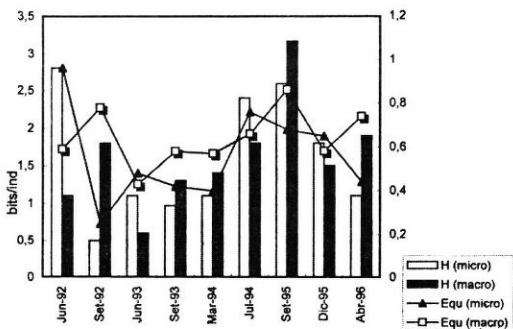


Figura 6

Diversidad y equitatividad

forma inversa en junio-julio, meses de zafra (Fig. 4). Entre los copépodos los morfos inmaduros predominaron sobre las formas adultas (Fig. 5). Los valores de diversidad específica ($H_s = \text{Shannon} - \text{Weaver}, 1963$) basados en recuentos de muestras de superficie variaron para el microzooplancton entre 0,5 (set/92) y 2,9 (jun/92) y para el macrozooplancton entre 0,7 (jun/93) y 1,9 (abr/96). La equitatividad alcanzó entre 0,2 en set/92 (reflejando los altos valores de abundancia relativa de *K. cochlearis* y *K. americana* para el microzooplancton) y 0,9 en jun/92, concordante con la máxima diversidad. Para el macrozooplancton, el mínimo de equitatividad de 0,4 en jun/93 generado por la abundancia de *N. incompositus* en su formas inmaduras y adultos y; el máximo fue de 0,8 en set/92 (Fig. 6).

En general, las densidades máximas de la comunidad se observaron en primavera y las mínimas en invierno. Los distintos niveles de la columna de agua mostraron mayor abundancia del micro (1,08 y 853 ind.l⁻¹) sobre el macrozooplancton (0,16 y 252,2 ind.l⁻¹). Desde el punto de vista espacial, las profundidades de 2-4 m constituyeron los niveles preferenciales de mayor abundancia, probablemente asociados con la disponibilidad de recursos. En set/95, máxima floración algal (214.520 ind. l⁻¹,

Tracanna *et al.*, 1999), se registró un conspicuo aumento de especímenes en la zona hipolimnética, especialmente de rotíferos (Figs.7-10).

Los nauplios en ciertos períodos se establecieron en distintos niveles de profundidad hasta 18-20 m (dic. /95), coincidentes con otros antecedentes (Umaña *et al.*, 1997, Adeniji, 1978).

Se evaluaron además las densidades de las principales especies en distintas profundidades. Entre los rotíferos, *K. americana* y *K cochlearis* fueron relevantes cuantitativamente en los distintos niveles y en especial en el período 92-93. En set/93 además, se observó un importante presencia de *Asplachnopus* sp., *B. calyciflorus*, *B. havanensis* en el fondo. Entre los cladóceros, *B. huaronensis* y *M. micrura* dominaron numéricamente, particularmente en setiembre.

Se registraron taxa ocasionales como *Conochilus ceonobasis*, *Platonus patulus*, *Filinia longiseta*, *Trichocerca cilíndrica*, *Macrothrix* sp. y *Attheyella* sp., presentes en períodos no coincidentes.

Entre los copépodos, *N. incompositus* predominó sobre *A. robustus*, siendo los copepoditos calanoides los de mayor densidad en toda la columna de agua durante todo el período de estudio y los ciclopoideos, los que ocuparon niveles más profundos. *Apocyclops* fue registrado en períodos de prezafra y zafra.



ROTÍFEROS

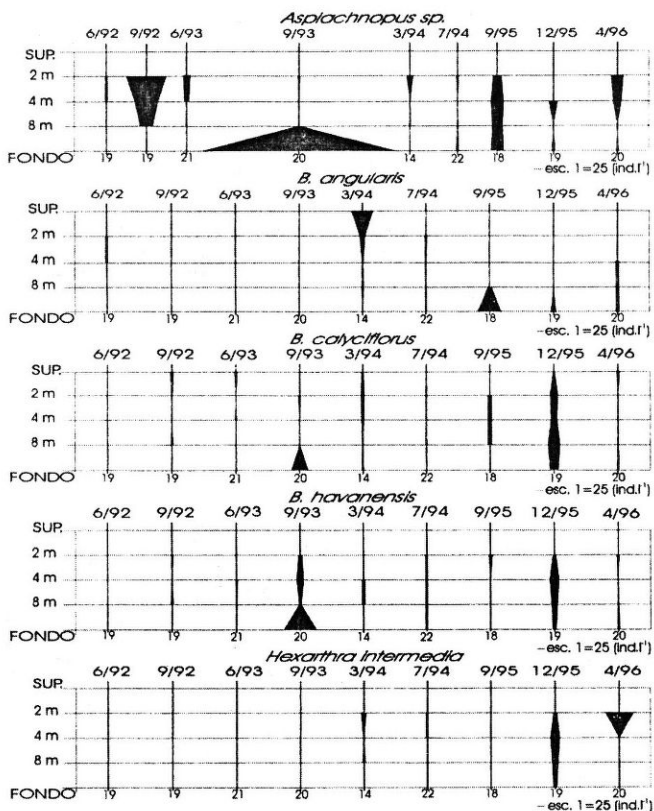


Figura 7

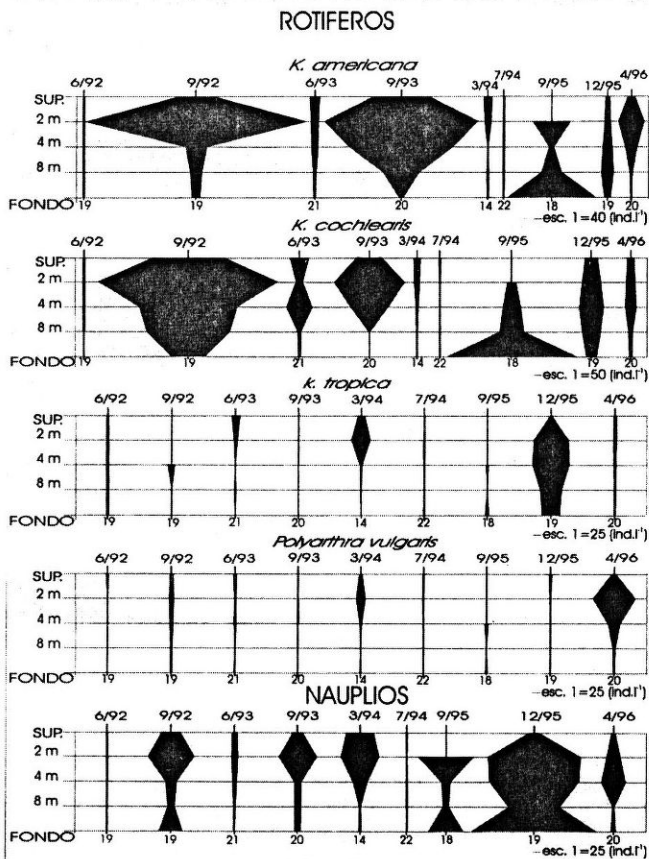
Densidades de rotíferos en la columna de agua

DISCUSION

Los períodos de prezafra y otoño coincidieron con la máxima pluviosidad y menor abundancia de algas (marzo/94, 9.200 ind. l⁻¹, Tracanna *et al.*, 1999). La máxima riqueza específica (20 y 22 spp.), se dió

probablemente por la presencia de algas nanoplanktonicas palatables y detritos suspendidos, usados como recursos alimenticios por rotíferos y copépodos.

En los períodos de zafra, con mayor actividad industrial, se diferenciaron junio-julio de setiembre. En este último, se produjeron floraciones de



Densidades de rotíferos y nauplios en la columna de agua.

cianofitas (máximos en set/95: 214.520 ind. l⁻¹) diferenciándose de los períodos anteriores por la mayor contribución específica de rotíferos con *Brachionus* (5 spp.), *K. cochlearis* y *K. americana* representantes de ambientes eutrofizados (Chalar *et al.*, 2002), cladóceros de baja talla (especialmente *B. huaronensis* y *M. micrura*) y de *N. incompositus*, entre

los copépodos (Infante y Riehl, 1984). La estructura cuantitativa del zooplancton presentó dominancia de rotíferos y copepoditos calanoideos. Además, se observó un incremento de especímenes en zonas próximas al fondo, posiblemente por la baja palatabilidad de las algas dominantes, aunque Sládeček (1983), indica una incidencia negativa de



CLADÓCEROS

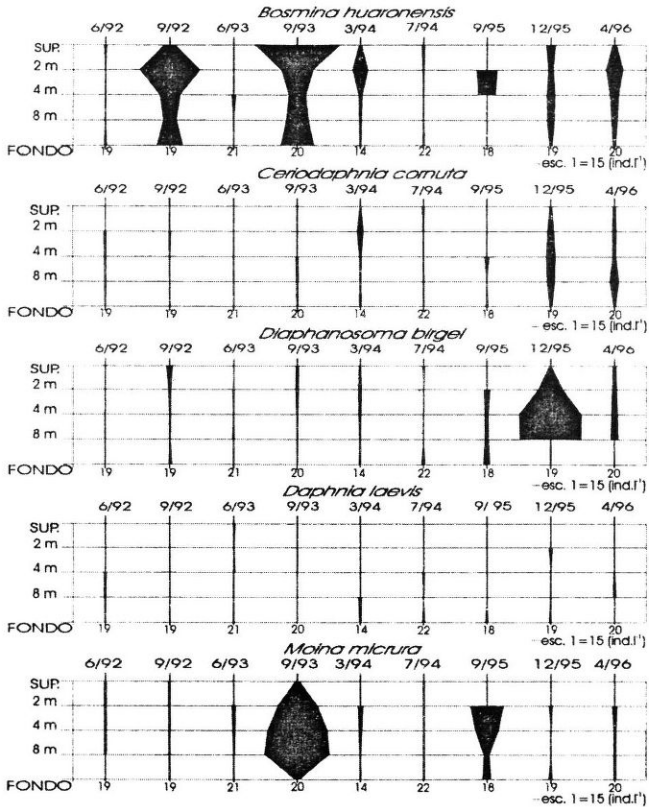


Figura 9

Densidades de cladóceros en la columna de agua.

sustancias extracelulares tóxicas de algas verde-azuladas, como limitantes de la fertilidad de rotíferos planctónicos.

Se pueden señalar diferencias entre el zooplancton de los tributarios Salí y Gastona (Villagra de Gamundi y Juárez, 1997; Locascio de Mitrovich, et

al., 1998) y el de la zona de integración, usando igual metodología de estudio. En los primeros se observaron: varias especies de géneros asociados a la hidrotitía o al fondo (*Lecane*, *Lepadella*, *Moinodaphnia*, *Ilyocryptus*, *Metacyclops*, *Tropocyclops*, entre otros); microzooplancton con una



COPÉPODOS

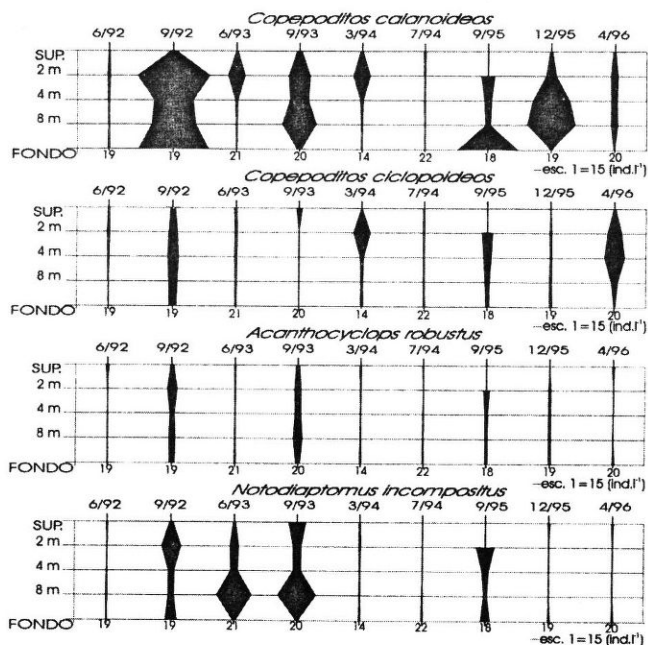


Figura 10

Densidades de copépodos en la columna de agua.

alta proporción de protozoos ciliados espirotrícos, holotrícos y vorticélicos y abundantes *B. calyciflorus* (de reconocida bioindicación de ambientes eutróficos o hipereutróficos) y macrozooplancton, con mayor riqueza de ciclopoideos (5 spp.) cumpliéndose la dominancia de éstos sobre calanoides correspondiendo a situaciones de mayor eutrofia (Patalas, 1972; Gannon y Stemberger, 1978; Harper,

1992).

El período de postzafra (dic./95), fase de recuperación, se caracterizó por valores medios de diversidad, dominancia de brachióneos dentro de los rotíferos (especialmente *B. calyciflorus*), mayor representatividad de cladóceros (especialmente *Diaphanosoma*) que de copépodos donde prevalecieron las formas inmaduras de calanoides.



Cuadro 1.

Lista taxonómica de los rotíferos registrados

TAXA	jun/92	set/92	jun/93	set/93	mar/94	jul/94	set/95	dic/95	abr/96	Frec. %
Asplachnidae										
<i>Asplachnopus</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	89
Brachionidae										
<i>Brachionus angularis</i>	*					*	*	*	*	56
Gosse										
<i>B. calyciflorus</i> Pallas		*	*	*	*		*	*	*	78
<i>B. caudatus</i> Barrois –		*		*	*					33
Daday										
<i>B. havanensis</i> Rousselet		*		*	*	*	*	*	*	78
<i>B. plicatilis</i> Müller		*	*			*				33
<i>Keratella americana</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100
Carlin										
<i>K. cochlearis</i> (Gosse)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100
<i>K. lenzi</i> Hauer			*		*		*	*	*	78
<i>K. tropica</i> (Apstein)			*	*	*	*	*	*	*	78
<i>Plationus patulus</i>									*	11
(Muller)										
Conochilidae										
<i>Conochilus cenaobasis</i>								*		11
(Skorikov)										
Filinidae										
<i>Filinia longiseta</i>				*					*	22
(Ehremberg)										
Gastropidae										
<i>Ascomorpha</i> sp.									*	11
Hexarthridae										
<i>Hexarthra intermedia</i>	*						*	*	*	44
(Hauer)										
Lecanidae										
<i>Lecane</i> sp.					*					11
Synchaetidae										
<i>Polyarthra vulgaris</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100
(Carlin)										
<i>Synchaeta</i> sp.	*									11
Testudinellidae										
<i>Pompholix complanata</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100
Gosse										
Trichoceridae										
<i>Trichocerca cilindrica</i>	*								*	22
(Imhof)										
Total spp.	9	9	9	10	11	9	11	11	15	



Cuadro 2.

Lista taxonómica de los microcrustáceos registrados

TAXA	jun/92	set/92	jun/93	set/93	mar/94	jul/94	set/95	dic/95	abr/96	Frec %
Cladóceros										
Bosminidae										
<i>Bosmina huaronensis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100
Delachaux										
Chydoridae										
<i>Alona</i> sp.							*		*	22
Daphnidae										
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars	*	*	*	*	*	*		*	*	89
<i>C. dubia</i> Richard							*			11
<i>Daphnia laevis</i> Birge	*	*	*		*	*			*	67
Macrothricidae										
<i>Macrothrix</i> sp.						*				11
Moinidae										
<i>Moina micrura</i> Kurz	*	*	*	*	*	*	*		*	89
Sididae										
<i>Diaphanosoma birgei</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100
Korinek										
Total spp.	5	5	5	4	5	6	5	3	6	
Copépodos										
Calanoida										
<i>Notodiatomus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	100
<i>incompositus</i> (Brian)										
Cyclopoida										
<i>Acanthocyclops robustus</i>		*	*	*	*	*	*		*	89
(Sars)										
<i>Apocyclops</i> sp.	*				*	*			*	44
<i>Mesocyclops longisetus</i>	*				*					22
(Thiébaud)										
Harpacticoida										
<i>Attheyella</i> sp.			*							11
Total spp.	3	2	3	2	4	3	2	1	3	



Daphnia lacvis ocupó niveles por debajo de los 4 m, con escasa abundancia, evitando probablemente la depredación de peces, ácaros y la competición con otros herbívoros (Arcifa - Zago, 1978, Dini y Carpenter, 1992, Torres et al., 1997, Matveev, et al., 1989).

Las mayores densidades totales del zooplancton se registraron en muestreos de setiembre y diciembre, épocas de altas temperaturas (Garrido, 2005), factor que induciría un incremento de las tasas reproductivas en los zooplanctontes, especialmente en rotíferos.

La constancia de especies de talla pequeña y el escaso registro de hembras con huevos en especímenes del zooplancton, podría reflejar la falta o baja calidad de alimento, (toxicidad por cianofitas, interferencia de algas grandes y filamentosas) (Matsumura Tundisi y Tundisi, 2005, González et al. 2002), y presencia de contaminantes que inhibirían el crecimiento y fertilidad de las especies (Lampert, 1993) y la presión de depredación ejercida por peces o invertebrados. En copépodos, el tamaño corporal reducido, podría deberse a las altas temperaturas que aceleran su desarrollo, permitiendo alcanzar la madurez sexual a edad más temprana e inclusive neotenia (Fernández Rosado y Lucena, 1996).

De las 20 especies de peces registradas para el embalse (Butí y Cancino, 1999), en la zona de integración, se encuentran *Aspynax abramis*, *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *Eigenmannia virescens*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus obtusidens*, *Odontesthes bonariensis*, *Oligosarcus jenynsii*, *Prochilodus lineatus* y *Salminus brasiliensis* de las cuales un 60-70%, en algún período de su desarrollo (eurifágicos), se alimentarían de zooplancton. La comunidad ictícola presentó una dominancia de especies de talla pequeña a mediana con relevante abundancia de mojarras (Cancino, *com. pers.*) lo que permitiría fortalecer la hipótesis de mayor depredación (Jeppesen et al., 2003). A pesar de ello, la baja transparencia podría actuar como atenuante. Entre los invertebrados se observaron ácaros, especialmente en épocas de zafra, ciclopoideos y *Asplanchnopus*.

Desde el punto de vista trófico los zoopláncteres ocuparon el rol de herbívoros microfiltradores (calanoideos y rotíferos), depredadores como los ciclopoideos y *Asplanchnopus* y también especies bacteriófagas como *B. caujçiflorus* y *K. cochlearis* (á-â saprobios). Los cladóceros *B. huaronensis* y *D. birgei* y *M. micrura* de mayor plasticidad en las estrategias de herbivoría predominaron en este embalse (DeMott y Kerfoot, 1982). Los copépodos más representativos fueron *N. incompositus* con reducida vulnerabilidad a la depredación por vertebrados, una elevada

selectividad por el alimento (Elmore et al., 1983) e ingestión de *Microcystis* (José de Paggi, 1976) y *A. robustus* con diapausa como estrategia para evitar la depredación y característico de sistemas eutróficos (Lacroix y Lescher - Moutoué, 1991). La floración algal influyó en la composición específica del zooplancton, produciendo cambios en la distribución vertical y temporal de los grupos (Chalar et al., 2002). Las características del zooplancton estudiado se ajustarían a un tipo de embalse de ambientes eutrofizados (Mc Naught, 1975; Nilssen, 1984; Torres et al. 1998, Seda y Devetter, 2000).

Los valores de diversidad específica en general fueron bajos probablemente por la alta magnitud de los disturbios, por contaminación presente en la mayoría de los muestreos.

CONCLUSIONES

El zooplancton registrado reflejó en su composición específica y estructura comunitaria, el impacto de la eutrofización, diferenciándose los períodos de pre-zafra de los de zafra.

El microzooplancton se caracterizó por la predominancia de especies oportunistas de rotíferos como indicadores del estado eutrófico de los ambientes, por su amplio espectro trófico (comedores de detritos, bacterias, gran variedad de algas como clorococales, volvocales, euglenales, diatomeas centrales), junto a su reconocida tolerancia a bajas concentraciones de oxígeno y rangos amplios de mineralización.

El macrozooplancton se caracterizó por una taxocenosis de microcrustáceos de menor talla.

Las pequeñas tallas y bajas densidades de adultos de microcrustáceos, podrían reflejar el impacto de varios factores como la depredación, temperaturas altas, baja calidad y cantidad de algas.

AGRADECIMIENTOS

Subvencionado por la Secretaría de Ciencia y Técnica, Universidad Nacional de Tucumán, Programa CIUNT N° 26/G041 -92/95 y CONICET PID N° 3819/92.

Presentado en Congreso Boliviano de Limnología y Recursos Acuáticos; Cochabamba, 12-14 mayo 1999.



REFERENCIAS

- Adeniji, H. A. 1978. Diurnal vertical distribution of zooplankton during stratification in Kainji Lake, Nigeria. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 1677 - 1683.
- APHA. (American Public Health Association) 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. *Ed. Díaz de Santos, S.A.* Madrid, España. 665 p.
- Arcifa - Zago, M. 1978. Vertical migration of *Daphnia gessneri*. En *América Reservoir, State of Sao Paulo, Brasil. Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 1720 - 1726.
- Butí, C. y F. Cancino. 1999. Ictiofauna del embalse Río Hondo (Tucumán - Santiago del Estero), cuenca del Río Salí - Dulce, Argentina. *Acta Zool. Lilloana* 45 (1): 67 - 77.
- Canevari, P., Blanco, D. E., Bucher, E., Castro, G. e I. Davinson. 1998. Los Humedales de la Argentina. *Wetlands International* 46. 208 p.
- Chalar, G., De León, L., Brugnoli, E., Clemente, J. y M. Paradiso. 2002. Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande. El agua en Sudamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica. Fernández Cirelli, A., y Chalar, G. (Eds) *CYTED. Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos*. Bs. As: 123-142.
- Chani, J. M. y A. L. Echevarría. 2000. Los embalses artificiales y la biodiversidad, un caso de estudio. *Acta Zool. Lilloana* 45 (2): 165 - 172p.
- Coelho - Botelho, M. J. 2003. Dinâmica da comunidade zooplantônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios. *IV Simpósio e IV Reunião de Avaliação do Programa Biotia/Fapesp*. São Paulo, Brasil. 5 p.
- Garrido, G. 2005. Zooplancton del Embalse Yacyretá (Argentina Paraguay). Tesis de Magister en Ecología Acuática Continental. Fac. de Humanidades y Ciencias. Universidad Nacional del Litoral. 109 p.
- DeMott, W. R. y W. Ch. Kerfoot. 1982. Competition among cladocerans: Nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology* 63 (6): 1949 - 1966.
- Dini, M. L. y S. R. Carpenter. 1992. Fish predators, food availability and diel vertical migration in *Daphnia*. *J. Plankton Res.* 14 (3): 359 - 377.
- Edmonson, W. T. y G. G. Winberg. 1971. A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters. IBP Handbook 17. Blackwell, Oxford. 358 pp.
- Elmore, J. L., Vodopich, D. y J. J. Hovert. 1983. Selective predation by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) on three species of Diptomus (Copepoda) from subtropical Florida. *J. Freshwater Ecol.* 2: 183 - 192.
- Farías, H. D. y M. J. Borsellino. 1996. Sobre la sedimentación del embalse de Río Hondo (Santiago del Estero Tucumán, Argentina). Publicación 7^o Conferencia Internacional sobre Gestión y Conservación de lagos, San Martín de los Andes. 6 p.
- Fernández-Rosado, M. J. y J. Lucena. 1996. El zooplancton del embalse de La Concepción (Istan, Málaga). *Limnética* 12 (2): 65 - 77.
- Gannon, J. E. y R. Stemberger. 1978. Zooplankton (specially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Microsc. Soc.* 97 (1): 16 - 35.
- González, E. J., Ortaz, M., Matos, M. L., Mendoza, J., Peñaherrera C. y B. Carrillo. 2002. Zooplancton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos. *Interciencia* 27 (10) 551 - 558.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. *Chapman & Hall*. 327 pp.
- Hidroeléctrica Río Hondo S. A., 1995. Embalse de Río Hondo y Los Quiroga. Monitoreo de la Calidad de Agua. Informe N° 1. *Universidad Nacional de Santiago del Estero*. 120 p.
- Infante, A. y W. Riehl. 1984. The effect of Cyanophyta upon zooplankton in an eutrophic tropical lake (Lake Valencia, Venezuela). *Hydrobiologia* 113: 293 - 298.
- Janus. L. L. y R. A. Vollenweider. 1981. The OECD cooperative program on eutrophication. Summary report, Canadian contribution. *Scientific Series 131, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario*.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C., Huszar, V. y F. Scasso. 2003. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. En: Tropical eutrophic lakes: their restoration and management. (Ed. V. Reddy).
- José de Paggi, S. 1976. Distribución espacial y temporal del zooplancton de un cuerpo de agua eutrófico (lago del Parque General Belgrano, Santa Fé). *Physis* 35 (91): 171 - 183.
- Lacroix, G. y F. Lescher - Moutoué. 1991. Specific composition of microcrustacean planktonic communities in various sand lakes: Is



- competition able to explain the observed patterns? *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1530-1535.
- Lampert, W. 1993. Ultimate causes of diel vertical migration of zooplankton: New evidence for the predator-avoidance hypothesis. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 39: 79-88.
- Locascio de Mitrovich, C., Villagra de Gamundi, A. y M. Ceraolo. 1998. El macrozooplankton y la contaminación en dos tributarios del embalse Río Hondo (Santiago del Estero - Tucumán, Argentina). *Mem. SImp. Cienc. y Tecnol. Bolivia - Tercer Milenio*: 27-36.
- Matsumara - Tundisi, T., Nauman Leitao, S., Agueña, L. y S. Miyahara. 1990. Eutrofização da represa de Barra Bonia. Estrutura e organização da comunidade de rotífera. *Rev. Bras. Biol.* 50 (4): 923-935.
- Matsumara - Tundisi, T. y J. G. Tundisi. 2005. Plankton richness in an eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*. 542: 367-378.
- Matveev, V. F., Martínez, C. C., y S. M. Frutos. 1989. Predatory - prey relationships in subtropical zooplankton water mite against cladoceran in an Argentine lake. *Oecologia* 79: 489-495p.
- Mc Naught, D. C. 1975. A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 724-731
- Nilssen, J. P. 1984. Tropical lakes functional ecology and future development: The need for a process-orientated approach. *Hydrobiologia* 113: 231-242.
- Patalas, K. 1972. Crustacean plankton and the eutrophication of St. Lawrence Great Lakes. *J. Fish. Res. Board. Canada* 29: 1451-1462.
- Pejler, B. 1983. Zooplanktonic indicators of trophy and their food. *Hydrobiologia* 101: 11-114
- Rodier, J. 1989. Análisis de las aguas. *Ediciones Omega*, S.A. Barcelona. 1059 p.
- Romero, N., Amoroso, M. J. y B. Tracanna. 1997. Estudio de la carga orgánica y bacteriana en el Embalse Río Hondo (Tucumán - Santiago del Estero, Argentina). *Miscelanea FMI* 103. 10 p.
- Seda, J. & Devetter, M. 2000. Zooplankton community structure along a trophic gradient in a canyon-shaped dam reservoir. *J. Plankton Res.* 22: 1829-1849.
- Shannon, C. E., y W. Weaver. 1963. The mathematical theory of communication. *University Illinois, Press*, Urbana, Illinois, USA. 177 pp.
- Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201.
- Torres, R. E., Orozco B. y M. Estrada Hernández. 1997. Patrones de migración vertical en el plancton de un lago tropical. *Hidrobiológica* 7: 33-40.
- Torres, R. E., Orozco, B. y S. Zanatta. 1998. Species composition, abundance and distribution of zooplankton in a tropical eutrophic lake: Lake Catemaco, México. *Rev. Biol. Trop.* 46(2): 285-296.
- Tracanna, B., Seeligmann, C. y V. Mirande. 1996 a. Estudio comparativo de la comunidad fitoplanctónica de dos embalses del noroeste argentino. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 27 (1): 13-22.
- Tracanna, B. C., Seeligmann, C. y V. Mirande, 1996 b. Floración de algas azules en el embalse Río Hondo (Noroeste Argentino). *Actas IV Congr. Latino, II Reunión Ibero Americana, VII Reunión Brasileña de Ficología*, Brasil: 293.
- Tracanna, B., Seeligmann, C., Mirande, V., B. de Parra, L., T. de Plaza, M. y F. Molinari. 1999. Cambios espaciales y temporales del fitoplancton en el Embalse Río Hondo (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 34 (1-2): 101-105.
- Umaña, G., Villalobos, F. y B. Bofill. 1997. Distribución vertical del zooplankton en el Embalse Arenal, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 45 (2): 923-926.
- Villagra de Gamundi, A. y J. Juárez. 1997. El microzooplankton y la contaminación en las desembocaduras de los tributarios Salí y Gastona, Embalse Río Hondo (Santiago del Estero - Tucumán, Argentina). *7ª Conferencia Internacional sobre Gestión y Conservación de Lagos*. 4 p.
- Villagra de Gamundi, A. 2001. El embalse de Río Hondo. (Santiago del Estero - Tucumán, Argentina), un humedal conflictivo. *III Taller Internac. Enfoques Reg. para el Desarrollo y la Gestión de Embalses en la Cuenca del Río de La Plata*: 135-146.