

Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad de agua

Zoobenthic composition and abundance in the Arroyo Toledo (Uruguay), and its relation with the water quality

GUILLERMO CHALAR

Facultad de Ciencias, Sección Limnología
Tristán Narvaja 1674. 11200 Montevideo, Uruguay.
Fax: (598 2) 40 99 73

RESUMEN

Fueron realizados cuatro muestreos estacionales durante un año en tres sitios del Arroyo Toledo. En cada uno se tomaron tres réplicas del bentos con red Surber de 700 cm² y malla de 500 µm. La temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad fueron medidos *in situ*. Conjuntamente se tomaron muestras de agua para la determinación de sólidos suspendidos totales, NH₄, NO₃, NO₂, P total, DQO y alcalinidad. Se determinó la composición taxonómica y abundancia de las comunidades macrozoobentónicas de cada estación y se realizó un análisis de componentes principales con los parámetros fisicoquímicos y biológicos estudiados.

La abundancia total de macroinvertebrados osciló entre 843 y 7368 ind/m². El primer componente principal generado se correlacionó positivamente ($p < 0.001$) con el porcentaje de saturación de oxígeno, *Aegla platensis* y *Microcyloepus* spp. Estas especies tendrían mayores requerimientos de oxígeno e indicarían ambientes con mejor calidad de agua. Planorbidae, *Dugesia tigrina*, *Chironomus* sp e Hirudinea se correlacionaron negativamente con este eje e indicarían ambientes en los que predominan los procesos de descomposición. El segundo componente principal estaría vinculado a los aportes orgánicos al curso de agua. Se correlacionó positivamente ($p < 0.001$) a la DQO, NH₄, P total y *Heleobia* spp, *Musculium* sp y *Pisidium sterkianum*. Estas especies características de habitats enriquecidos por aportes orgánicos estuvieron presentes en las tres estaciones. La ubicación de las observaciones respecto a los dos primeros componentes, indicaría una mayor influencia de la contaminación orgánica en la estación 3.

Palabras claves: bentos, invertebrados, calidad de agua, contaminación, análisis de componentes principales.

ABSTRACT

Four seasonal samplings were carried out during one year in three stations at Arroyo Toledo. Triplicate bottom samples were taken with a Surber net (700 cm² and 500 µm mesh size). Temperature, dissolved oxygen, pH and conductivity were measured *in situ*. Simultaneously, water samples were taken for total suspended solids, NH₄, NO₃, NO₂ total P, COD and alkalinity. Taxonomic composition and abundance of the macrozoobenthic communities were determined and a principal component analysis was carried out with the physico-chemical and biological parameters.

Total abundance of macroinvertebrates ranged between 843 and 7368 ind/m². The first principal component generated was positively correlated ($p < 0.001$) with the percentage saturation of oxygen, *Aegla platensis* and *Microcyloepus* spp. These species show a higher oxygen demand, indicating an habitat with better water quality. Planorbidae, *Dugesia tigrina*, *Chironomus* sp and Hirudinea, were negatively correlated with the first principal component and show habitats where decomposition processes are dominant.

The second principal component represented the organic load into the water course. It was positively correlated ($p < 0.001$) with the COD, NH₄, total P and *Heleobia* spp, *Musculium* sp and *Pisidium sterkianum*. These species, typical of habitats enriched with organic inputs, were present in the three stations.

The observations respect to the first two principal components indicate a larger pollution impact at station 3.

Key words: Benthos, invertebrates, contamination, water quality, principal components analysis

INTRODUCCION

En sistemas fluviales naturales la carga orgánica puede considerarse como el principal factor de tensión. La importancia de los procesos de su descomposición es tal que pueden dominar la biología de los sistemas (Margalef, 1983). La introducción de residuos domésticos e industriales orgánicos representa una amplificación de este efecto y puede conducir a la disminución o pérdida de la capacidad de autodepuración y a la eutrofización, provocando cambios en la composición de las comunidades de organismos (Margalef 1969).

Se ha observado que en casos de contaminación importante se produce una reducción del número de taxa presentes y un incremento en la abundancia de aquellos tolerantes (Margalef, 1983). Esto obedece a que los organismos acuáticos poseen distintos límites de tolerancia para los diversos parámetros físicos y químicos lo que determinará la presencia y abundancia de ciertas especies.

De acuerdo con Branco (1984, 1986) la introducción de elementos, compuestos o formas de energía extrañas a la composición natural de los ecosistemas acuáticos causan transformaciones biológicas o bioquímicas de importancia ecológica.

Según la forma e intensidad de la perturbación el ecosistema tiende a reestabilizarse a través de etapas sucesivas de recomposición en busca de sus condiciones originales, proceso conocido como autodepuración.

En dicho proceso se produce un aumento de la actividad de hongos y bacterias, los que actuando sobre el sustrato orgánico, lo descomponen, mineralizan e incorporan (Schwoerbel 1987).

La estructura de las comunidades bentónicas de macroinvertebrados ha sido frecuentemente usada para evaluar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos. Los organismos del macrozoobentos reúnen un conjunto de características que los hacen especialmente útiles para estudios de la calidad ambiental: 1) ciclos de vida largos, lo que puede reflejar condiciones del medio por extensos períodos de tiempo, 2) poca movilidad, 3) distintos rangos de to-

lerancia a condiciones ambientales diferentes, 4) ocupan una posición central en la red trófica (Bass & Harrel 1981).

El objetivo de este trabajo es relacionar la composición y abundancia de las comunidades macrozoobentónicas con la calidad del agua del Arroyo Toledo.

MATERIALES Y METODOS

El área de estudio corresponde al sistema Arroyo Toledo-Carrasco que posee ca. 42 km de longitud desde la naciente hasta su desembocadura en el Río de la Plata. La cuenca abarca una zona suburbana de 200 km² aproximadamente. La misma ha sufrido un rápido desarrollo industrial y urbano no planificado, que condujo a una múltiple ocupación de sus suelos. En el área se encuentran instaladas diversas industrias (fig 1), el vertido de sus desechos se realiza en la mayoría de los casos sin tratamiento previo, lo que ha provocado una alta contaminación del sistema con materia orgánica.

En marzo de 1987 fue realizado un muestreo piloto de la fauna macrobentónica en 13 estaciones a lo largo del Arroyo Toledo-Carrasco (Arocena & Chalar, 1989). A partir de dicha colecta se escogieron tres estaciones (fig. 1) con características similares, a los efectos de posibilitar una mejor comparación entre las mismas. Los elementos considerados fueron sustrato similar, forma del cauce y profundidad.

DESCRIPCION DE LAS ESTACIONES DE COLECTA

La estación 1 se estableció aproximadamente a 1 Km del comienzo del curso con agua permanente. La misma, se encuentra afectada por los vertidos de una fábrica de proteínas de pescado. El cauce es angosto y de poca profundidad rodeado por un monte muy alterado por la actividad humana.

La estación 2, fue ubicada aproximadamente 5 Km aguas abajo de la estación 1. En dicho tramo no existen fuentes puntuales de contaminación.

La estación 3, se ubicó luego de un trecho severamente afectado por el vertido de dos

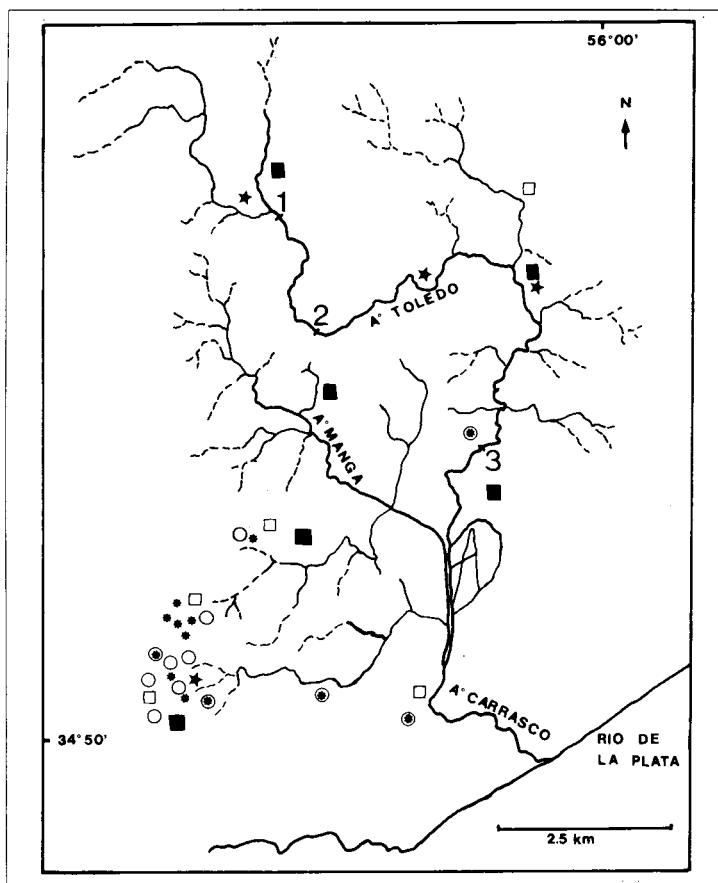


Figura 1. Cuenca del sistema Arroyo Toledo-Carrasco, ubicación de las estaciones de muestreo, asentamientos humanos (■), procesadoras de pescado (★), industrias químicas (□), textiles (○), curtiembres (✱), otras industrias (⊗).

Figure 1. Catchment of the Arroyo Toledo-Carrasco system, location of the sampling sites, human settlement (■), fish plants (★), chemical industries (□), textile industries (○), leather manufactures (✱), other industries (⊗).

fábricas procesadoras de pescado y una industria de productos químicos. En dicho tramo fueron reportados máximos de conductividad de hasta 1550 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, de amonio (929 $\mu\text{M}/\text{l}$) y de fósforo total (61 $\mu\text{M}/\text{l}$), así como la presencia de *Sphaerotilus* sp (Arocena *et al.*, 1989).

La tabla 1 muestra los principales parámetros del sedimento de las estaciones escogidas.

MUESTREO BIOLÓGICO

Se realizaron cuatro muestreos contemplando la estacionalidad térmica de la re-

gión. Estos se llevaron a cabo en abril, agosto y noviembre de 1988 y marzo de 1989. En cada muestreo se tomaron tres replicas por estación, seleccionadas al azar mediante una tabla de números aleatorios. Las muestras fueron tomadas con red Surber de 700 cm^2 de superficie y malla de 0.5 mm. En todos los casos fueron removidos aproximadamente los 10 primeros centímetros de sustrato, las piedras fueron quitadas y cepilladas. El sustrato fue colocado en bolsas de polietileno y fijado con formol al 10%. Una vez trasladadas al laboratorio las mismas fueron tamizadas (0.5mm) y separados los organismos bajo lupa para ser conservados en alcohol etílico (70%) hasta el momento de su identificación. Para la determinación taxonómica y nomenclatura de los individuos fueron utilizadas las siguientes claves: Brinkhurst & Marchese, 1989; Chu, 1949; Macan, 1982; Merrit & Cummins, 1984; Trémouilles, *et al.*, en prensa; Ward & Whipple, 1959.

MUESTREO FÍSICO Y QUÍMICO

Se midió *in situ* la conductividad con conductímetro Horizon; la temperatura y el oxígeno disuelto con oxímetro YSI con termistor acoplado y el pH con un pHmetro Digisense. El porcentaje de saturación de oxígeno fue calculado a partir de tablas (Dussart, 1966). Fueron tomadas muestras de superficie en botellas plásticas de 1 l y mantenidas en frío durante su traslado al laboratorio, donde se determinó inmediatamente la alcalinidad por titulación hasta pH 4.5 (Standard Methods, 1985). Las muestras fueron almacenadas a $-20\text{ }^\circ\text{C}$ hasta el momento de los análisis. Aproximadamente 300 ml de cada muestra fueron filtrados para la determinación de los sólidos suspendidos totales por diferencia de peso a $105\text{ }^\circ\text{C}$ (Standard Methods, 1985) y

para el análisis de los compuestos nitrogenados. El amonio se determinó por el método de azul indofenol a 630 nm (Ros, 1979). Los nitratos, según el método del salicilato de sodio a 420 nm (Zahardnik, 1981) y los nitritos por el método de la sulfanilamida a 543 nm (Strickland & Parsons, 1972). Para la determinación del fósforo total se utilizó la muestra sin filtrar, sometiéndola a oxidación en autoclave con persulfato de potasio, midiendo luego la concentración de ortofosfato por el método del molibdato de amonio a 885 nm (Standard Methods, 1985). Se tomaron muestras superficiales en botellas de oxígeno para la determinación de la demanda química de oxígeno, según el método de Golterman *et al.* (1978), mediante el uso de autoclave.

ANÁLISIS CUANTITATIVOS

En base al número de individuos colectados por unidad de muestreo se calculó la densidad para cada réplica. Se estimó la relación entre la varianza y la media para los datos de cada muestreo dando como resultado en todos los casos, (excepto en la estación 3 en el mes de abril) una varianza mayor que la media. Dicha relación corresponde a una distribución de tipo agrupada, muy común en organismos bentónicos de sistemas lóticos (Peckarsky, 1984). A los efectos de estabilizar la varianza y determinar los límites de confianza (95%) de las abundancias medias los datos fueron transformados en base al $\log(x)$ (Elliott, 1977).

Fue realizado un análisis de componentes principales con un programa Matlab y computador PC con el objetivo de establecer relaciones entre los taxa y determinar la posible influencia de los parámetros ambientales. Para ello se utilizaron los datos transformados a $\log(x+1)$ salvo el pH y en base a la matriz de correlación (Pla, 1986).

RESULTADOS

No se observaron diferencias de temperatura ni pH entre las estaciones. La conductividad y alcalinidad media disminuyó de la estación 1 hacia la 3. El máximo porcentaje de saturación de oxígeno se registró en la estación 2 (62%) y el mínimo en la 3 (32%). De los compuestos nitrogenados predominó el amonio en la estación 3 y el nitrato en la 2, alternándose en su predominancia en los distintos muestreos en la estación 1. La máxima concentración media de DQO se halló en la estación 3 y la mínima en la 2 (tabla 2).

FAUNA BENTONICA

En la estación 1 fueron colectados un total de 1510 individuos, agrupados en 25 taxa. En la 2, 3547 individuos y 29 taxa, mientras que en la 3 se colectaron 2759 individuos agrupados en 27 taxa. La tabla 3 presenta la clasificación taxonómica de los organismos hallados.

En la figura 2, se muestran la densidad total y abundancia relativa de los grupos

Tabla 1. Tamaño medio de grano, tipo de sedimento, contenido de materia orgánica (MO) y contenido de agua de los sedimentos en las estaciones de colecta (Arocena *et al.*, en preparación).

Mean grain size, sediment type, organic matter (MO) and water content of the sediments at sampling sites (Arocena *et al.*, en preparación).

Estación	Media (phi)	Tipo de Sedimento	% MO	% Agua
1	-1.66	grava arenosa	2.58	5.0
2	-1.60	grava arenosa	0.89	9.7
3	-2.45	grava	2.73	6.5

taxonómicos que alcanzaron más del 1% del total en cada estación. En la estación 1, en el mes de abril, el grupo más abundante fue Gastropoda (37%), en agosto y noviembre Decapoda, representado exclusivamente por *Aegla platensis* (29% y 59% respectivamente) y en marzo el grupo más representado fue Coleoptera (54%).

Los gasterópodos y coleópteros fueron los organismos dominantes en la estación 2. En conjunto representaron entre el 39% en el mes de noviembre y el 81% en el mes de agosto.

En la estación 3 los organismos dominantes correspondieron a Bivalvia en abril (33%), Hirudinea (sanguijuelas) en agosto (41%) y noviembre (47%) y Gastropoda en marzo (68%).

Si bien no fueron cuantificados por separado, se identificaron dentro del género *Heleobia*, *H. charruana* y *H. piscium*. Dentro de los coleópteros el género más abundante fue *Microcyloepus*, con dos es-

pecies: *M. sparsus* y *M. femoralis*. En la familia Sphaeriidae se encontraron los géneros *Musculium* y *Pisidium* (bivalvos) siendo estos últimos *P. sterkianum*.

La abundancia media anual máxima correspondió a la estación 2 (3203 ind/m²) seguida de la 3 (2987 ind/m²) y la 1 (1166 ind/m²). La máxima densidad estacional fue encontrada en la est. 3 en el mes de noviembre (7368 ind/m²) y la mínima en la 1 en el mes de abril (843 ind/m²).

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Del total de las 48 variables estudiadas (11 fisicoquímicas y 37 biológicas) fueron generados 11 componentes principales que explican el 100% de la varianza total. Los tres primeros componentes principales sumados alcanzaron a explicar el 48.1% de la varianza total (fig. 3)

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos, correspondientes a cada muestreo y estación, media y coeficiente de variación de las observaciones.

Physico-chemical parameters, corresponding to each sampling and station, mean and variation coefficient of the observations.

Estación	Temp. (°C)	S.S.T (mg/l)	O.D. (mg/l)	O.D. (%)	pH	Cond (µS/cm)	Alc. (meq/l)	NH ₄ (µM/l)	NO ₃ (µM/l)	NH ₄ :NO ₃ (µM/l)	NO ₂ (µM/l)	Ptot (µM/l)	DQO (µM/l)
1 ABRIL	14	64	6.1	59	7.6	1175	6.5	97.9	22.5	4.4	2.1	4.3	11.3
1 AGOSTO	11	184	6.1	53	6.8	550	3.2	371.9	158.6	2.3	4.3	24.0	71.8
1 NOVIEM	19	42	4.5	49	7.2	1250	6.0	56.2	138.9	0.4	7.1	20.0	20.3
1 MARZO	20	201	5.0	55	6.9	425	2.4	81.0	155.0	0.5	6.7	20.2	113
MEDIA	16	123	5.4	54	7.1	850	4.5	151.8	118.7	1.9	5.0	17.1	54.1
C. VAR. %	24	57	13	7	4	43	39	84	47	86	40	44	76
2 ABRIL	15	56	6.3	62	7.1	1050	6.2	50.3	207.1	0.2	1.0	12.5	127.2
2 AGOSTO	12	18	6.5	60	7.0	550	3.4	82.7	185.7	0.4	2.0	35.8	9.0
2 NOVIEM	19	48	3.6	39	6.9	850	4.6	67.6	86.1	0.8	2.7	25.6	26.7
2 MARZO	20	130	5.3	58	6.9	400	1.8	163.5	103.6	1.6	5.1	24.9	31.5
MEDIA	16	63	5.4	55	7.0	713	4.0	91.0	154.6	0.8	2.7	24.7	48.6
C. VAR. %	21	66	21	17	1	36	40	48	36	83	56	33	95
3 ABRIL	15	28	5.6	56	7.1	850	4.8	121.9	42.9	2.8	3.1	13.7	20.3
3 AGOSTO	12	194	6.0	56	6.9	400	2.2	98.2	71.4	1.4	2.2	25.6	182.5
3 NOVIEM	21	28	3.2	36	7.0	750	3.7	90.0	77.1	1.2	5.6	24.1	22.9
3 MARZO	21	110	3.7	42	6.7	250	1.3	858.4	30.7	2.8	1.2	31.3	378.5
MEDIA	17	90	4.6	48	6.9	563	3.0	292.1	55.5	8.4	3.0	23.7	151.5
C. VAR. %	23	76	26	18	2	44	45	112	35	157	54	27	97

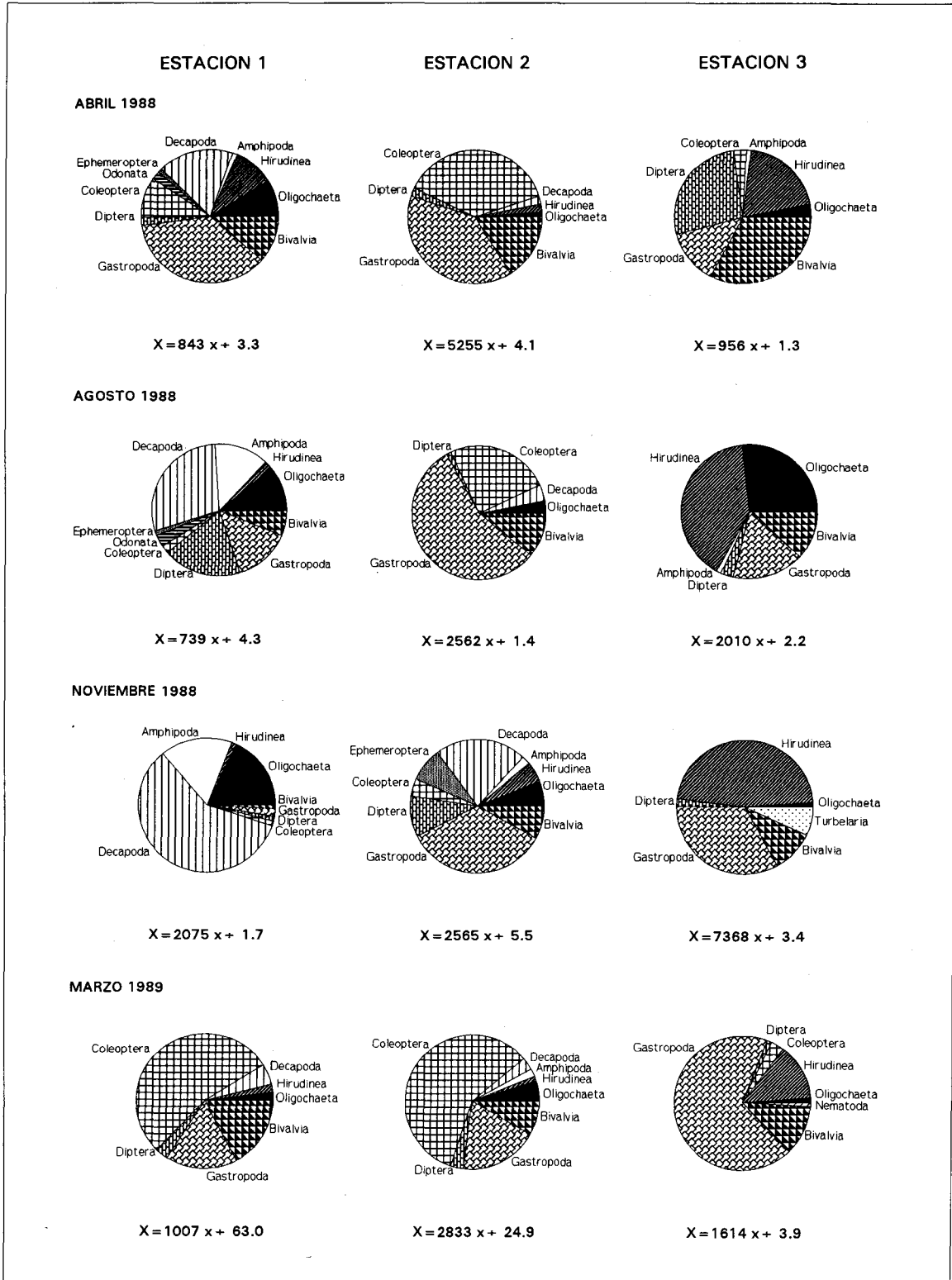


Fig. 2: Abundancia relativa de los grandes grupos taxonómicos, abundancia media total de organismos (X) y sus límites de confianza en las estaciones estudiadas, en distintos meses de muestreo.

Relative abundance of the major taxonomic groups, total mean abundance of organisms (X) and confidence limits at each station, during the study period.

El análisis de las correlaciones entre las variables originales y el primer componente (fig. 4) muestra que de los parámetros ambientales estudiados, sólo el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto contribuyó de manera altamente significativa ($p < 0.001$) a la formación del primer componente.

Dentro de las variables biológicas se observaron dos grupos correlacionados al primer componente. El primer grupo, con coeficientes positivos estuvo formado por *Microcyloepus* spp, *Aegla platensis* y Coenagrionidae. El segundo grupo se correlacionó negativamente y se integró por *Dugesia tigrina*, Hirudinea, Naididae, *Rheotanytarsus* sp, *Paratanytarsus* sp, *Parachironomus* sp *Chironomus* sp, Cricotopus-Orthocladius, *Biomphalaria peregrina*, *Drepanotrema* sp y *Gundlachia obliqua*.

En relación al segundo componente principal encontramos por un lado la conductividad, alcalinidad y pH con contribución negativa altamente significativa ($p < 0.001$). Se correlacionaron positivamente ($p < 0.001$), parámetros fisicoquímicos (sólidos suspendidos totales, amonio, fósforo total y demanda química de oxígeno) y biológicos (Nematoda, Berosus, Ceratopogonidae, *Paratendipes* sp, *Helobia* spp, *Musculium* sp y *Pisidium* sp).

El tercer eje principal se correlacionó ($p < 0.001$) positivamente con el porcentaje de saturación de oxígeno y negativamente con la temperatura. Este componente estaría vinculado a los efectos de la temperatura sobre las abundancias y los ciclos biológicos de los taxa estudiados. El análisis de dichos efectos escapa a los objetivos del presente estudio por lo que sólo serán discutidos los resultados respecto a los dos primeros componentes principales.

La ubicación de las observaciones respecto a los dos primeros componentes principales (Fig. 5), mostró un agrupamiento de los meses de muestreo de las estaciones 1 y 2; con correlación positiva respecto al primer componente principal (oxígeno) y negativa respecto al segundo (materia orgánica) excepto en el mes de marzo. La estación 3, se correlacionó negativamente con el primer componente

principal y positivamente con el segundo salvo en el mes de abril.

DISCUSION

El muestreador empleado (Surber), es considerado como un método semicuantitativo (Chutter 1972). Hess, (1941) señala que este procedimiento de muestreo es deficiente para la obtención de muestras cuantitativas representativas de las comunidades bentónicas. Sin embargo Allan (1975) plantea que 12 surbers resultan suficientes para la estimación de la abundancia total de individuos dentro de $\pm 30\%$ de la media y un 95% de confianza. Según resultados de abundancia y los rangos de confianza estimados en el presente estudio hubiera sido necesario extraer un mayor número de muestras.

La conductividad registrada es mayor que la de otros sistemas de la región no afectados o afectados en menor proporción por aportes de origen antropogénico. El valor medio de conductividad, en el arroyo Rocha es de 222 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Pintos *et al.* 1991). Sin embargo la media de la conductividad, de dos arroyos naturales que poseen similar sustrato geológico al del Arroyo Toledo es de 797.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Mazzeo *et al.*, en prensa) por lo que en parte la alta conductividad puede deberse a las características geológicas de la cuenca aumentada por aportes industriales.

La concentración de compuestos orgánicos en el agua expresada en términos de demanda química de oxígeno fue muy variable en las tres estaciones. Los valores medios de las estaciones 1 y 2 (54.1 y 48.6 mg O₂/l) se encuentran dentro de los rangos reportados por Varela *et al.* (1980) en el tramo final del Río Negro, Argentina (entre 44 y 55 mg O₂/l), el que recibe una importante carga de contaminantes proveniente de mataderos, frigoríficos e industrias lácteas; siendo aún mayor el valor medio de la estación 3 (151.5 mg O₂/l).

Una de las consecuencias más importantes de la contaminación orgánica es el efecto de disminución de la concentración de oxígeno en la columna de agua y sedimentos (Abel 1989). Según Schwoerbel (1987)

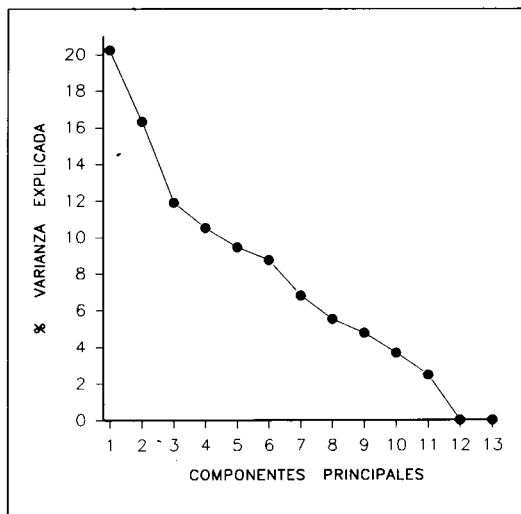


Fig. 3: Porcentaje de la varianza total explicada por cada componente principal.

Percentage of total variance explained by each principal component.

Fig. 4: Correlación de las variables con los dos primeros componentes principales.

Variables correlation with the first two principal components.

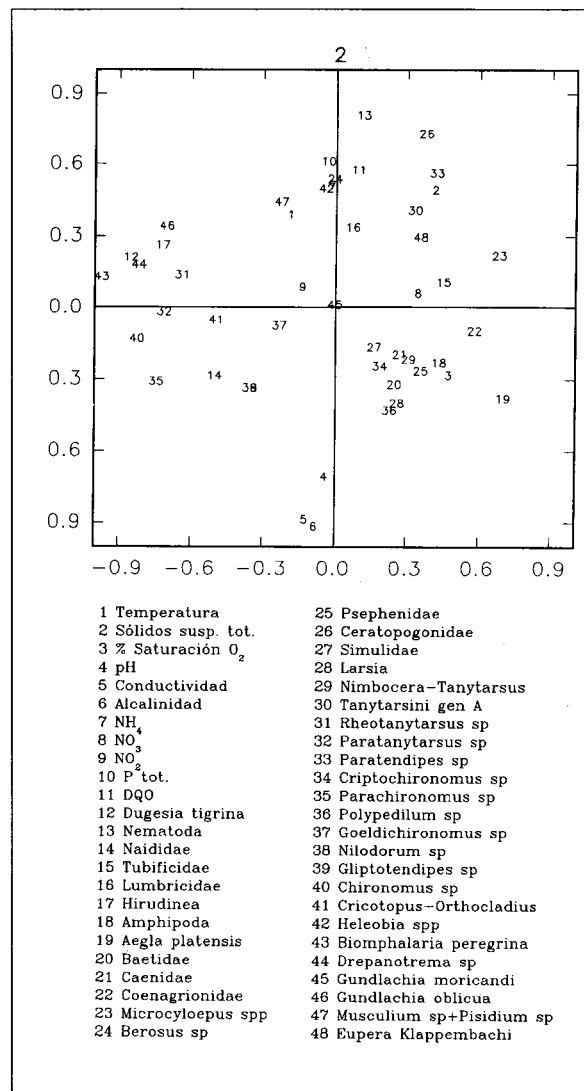
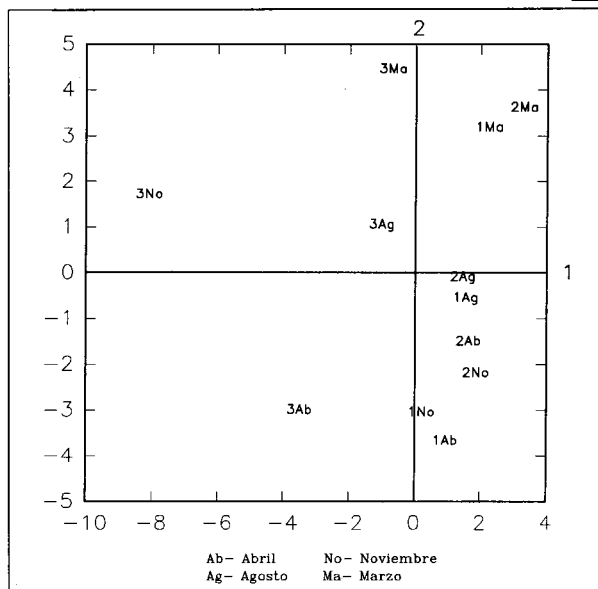


Fig. 5: Correlación de las observaciones con los dos primeros componentes principales.

Observations correlation with the first two principal components.



en arroyos altamente contaminados por aportes de materia orgánica degradable, el amonio ocurre en cantidades apreciables especialmente a cierta distancia del efluente. Este compuesto es oxidado más o menos rápidamente a nitrito y nitrato en las zonas de buena autodepuración aumentando así la concentración de este último. De acuerdo con esto, los efectos más importantes de la contaminación se encontrarían en la estación 3, en la que se hallaron los valores medios más bajos de oxígeno, mayor DQO así como valores mayores de la relación NH_4/NO_3 .

El análisis de componentes principales ubicó en el extremo positivo del primer componente a *Microcyloepus* spp, *Aegla platensis* y el porcentaje de saturación de oxígeno.

Es poco lo que se conoce sobre la biología de la familia Elmidae, menos aun sobre el género *Microcyloepus* de cita reciente en nuestro país (Arocena y Chalar 1989). Tal vez el hecho más significativo del género sea su dependencia del oxígeno disuelto. La larva de poca movilidad, respira por medio de branquias caudales y el adulto cubierto de pelos hidrófugos, por medio de un plastrón. Estos últimos raramente suben a la superficie, obteniendo el oxígeno por difusión dentro del agua (Pennak 1978). Según Roback (1974), la familia Elmidae es importante como indicador biológico, ya que solo dos especies de la misma soportan concentraciones de oxígeno disuelto menores a 4 ppm.

Aegla es un género endémico de América del Sur. La distribución geográfica de sus especies abarca Argentina, Chile, Bolivia, Paraguay, Brasil y Uruguay (Bahamonde & Lopez 1961). Trabajos realizados en otras especies de este género, coinciden en la poca selectividad en cuanto al alimento, el que incluye organismos, detritus tanto animal como vegetal, así como canibalismo (Rodrigues & Hebling 1978; Verdi 1984). Estos autores también señalan a la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto como limitantes de su desarrollo. Las Aeglas parecen preferir ambientes de corriente moderada en los que la turbulencia favorece la reoxigenación del agua.

Bahamonde & Lopez (1961), en un estudio de *Aegla laevis*, indican que en ambientes en que la concentración de detritus es excesiva no se encuentran ejemplares de esta especie.

En el extremo negativo del primer componente se ubicaron *Dugesia tigrina*, Hirudinea, *Chironomus* sp y los gastrópodos pulmonados: Planorbidae y *Gundlachia oblicua*.

En relación a *D. tigrina*, ésta ha sido reportada como perteneciente a la zona mesosaprobia beta a alfa en el sistema de Kolkwitz & Marsons, siendo la primer especie de planaria en reaparecer luego de la entrada de desechos lácteos y domésticos en varios cursos de agua de Nueva York (Kenk 1974).

Chironomus puede sobrevivir en ambientes con bajos niveles de oxígeno por poseer hemoglobina y poder modificar la concentración de ésta en respuesta a cambios en la tensión de dicho parámetro (Wilhm 1975) y aún en su ausencia total durante varias semanas reduciendo al mínimo su metabolismo, obteniendo la energía necesaria a partir del metabolismo anaeróbico (Scwoerbel 1987).

Los hirudíneos se encuentran tanto en ambientes naturales como poluídos, pero en estos últimos su abundancia tiende a aumentar. Como indicadores biológicos podrá decirse que la composición cuantitativa, más que la cualitativa es la que va a determinar los distintos tipos de ambientes (Sawyer 1974).

Dentro de los gastrópodos, los pulmonados pueden soportar rangos mayores de pH, alcalinidad, oxígeno disuelto así como ambientes enriquecidos con materia orgánica (Sawyer 1974). La familia Planorbidae, puede ser considerada como muy tolerante, aún bajo condiciones sépticas y hasta en lagunas de decantación (Harman 1974; Branco 1986).

El porcentaje de saturación de oxígeno fue el parámetro ambiental con más contribución a la conformación del primer componente. Las especies correlacionadas positivamente con el mismo serían las más exigentes a los niveles de oxígeno, mientras que las que se correlacionaron negati-

Tabla 3. Composición taxonómica, número de organismos colectados por unidad de muestreo y número de taxa en las estaciones estudiadas durante los distintos meses. (- Taxa ausente en la estación).

Taxonomic composition, number of organisms collected per sampling unit and number of taxa at each station during the studied period. (- Taxa not present at the station).

TAXA	Abr			Ago			Nov			Mar		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Turbelaria												
<i>Dugesia trigrina</i>	-	0	-	-	1	-	-	112	-	-	0	0
Nematoda	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	3	3
Oligochaeta												
Naidiadae	15	0	6	0	1	9	52	1	15	0	3	3
Tubificidae	3	18	0	18	3	112	27	34	5	14	46	1
Lumbricidae	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	3	0
Hirudinea	19	21	41	3	0	180	5	28	809	16	16	56
Crustacea												
Amphipoda	2	0	2	23	2	5	75	10	0	3	22	0
Decapoda												
<i>Aegla platensis</i>	36	22	-	53	23	-	263	-	33	33	-	-
Insecta												
Ephemeroptera												
Baetidae	1	4	-	0	1	-	0	0	-	0	0	-
Caenidae	0	0	-	2	0	-	0	46	-	1	0	-
Odonata												
Coenagrionidae	3	1	0	5	1	0	0	2	0	1	1	1
Coleoptera												
<i>Microcylloepus</i> spp	10	494	6	4	129	0	6	12	0	369	673	8
<i>Berosus</i> sp	0	0	0	0	5	0	0	0	1	4	0	2
Psephenidae	9	0	-	0	0	-	0	11	-	0	4	-
Diptera												
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	2
Simuliidae	-	1	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-
Chironomidae												
<i>Larsia</i> sp	3	15	3	0	1	0	1	14	1	1	4	0
Nimbecera-Tanytarsus	0	1	-	1	0	-	0	23	-	1	0	-
Tanytarsini gen A	-	0	-	0	-	-	-	0	-	-	1	-
<i>Rheotanytarsus</i> sp	0	-	0	1	-	0	0	-	2	0	-	0
<i>Paratanytarsus</i> sp	0	-	0	0	-	0	1	-	2	0	-	0
<i>Paratendipes</i> sp	0	0	-	0	0	-	0	0	-	5	15	-
<i>Criptochironomus</i> sp	-	0	-	-	0	-	-	1	-	-	0	-
<i>Parachironomus</i> sp	0	0	30	0	0	2	2	8	18	0	0	0
<i>Polypedilum</i> sp	0	2	3	18	0	0	2	9	0	0	1	0
<i>Goeldichironomus</i> sp	-	0	5	-	0	0	-	1	0	-	1	1
<i>Nilodorum</i> sp	-	-	2	-	-	0	-	-	0	-	-	0
<i>Gliptotendipes</i> sp	-	-	2	-	-	0	-	-	0	-	-	0
<i>Chironomus</i> sp	0	-	8	1	-	0	0	-	7	0	-	0
<i>Cricotopus-Orthocladius</i> ..	0	1	2	14	4	3	0	1	12	0	0	0
Gastropoda												
<i>Heleobia</i> spp	73	493	20	25	302	68	8	199	445	118	220	259
<i>Biomphalaria peregrina</i>	-	-	6	-	-	2	-	-	33	-	-	1
<i>Drepanotrema</i> sp	-	-	0	-	-	0	-	-	4	-	-	0
<i>Gundlachia moricandi</i>	-	1	0	-	0	2	-	0	0	-	0	0
<i>Gundlachia oblicua</i>	-	8	0	-	2	4	-	0	84	-	0	6
Pelecypoda												
Sphaeriidae												
<i>Musculium</i> sp+ <i>Pisidium</i> sp ..	23	208	66	11	58	55	4	47	171	117	91	48
<i>Eupera klappembachi</i>	-	0	-	-	1	-	-	0	-	-	1	-
Nº total de taxa	12	16	15	15	14	12	12	20	18	15	19	13

vamente serían las más tolerantes a bajas concentraciones.

Correlacionados positivamente con el segundo componente principal se ubicó: *Musculium* sp, *Pisidium* sp y *Heleobia* spp.

Kleerekoper (1944), estimó una abundancia de *Heleobia* spp superior a 10000 ind/m² en un arroyo de Río Grande del Sur correspondiendo al 96 % del total de organismos colectados. Si bien en este estudio fueron dominantes en varias ocasiones, las densidades estimadas fueron mucho menores a dicho valor. Entre los factores que determinan el número de especies y su abundancia puede mencionarse la concentración de sales disueltas, especialmente CaCO₃, que es esencial para la formación de la concha. Aguas duras como las del arroyo Toledo, tenderán a mantener un gran número de especies con muchos individuos, mientras que aguas blandas poseerán pocas especies y pocos individuos (Pennak 1978). Por otra parte una baja disponibilidad de calcio puede limitar la producción primaria afectando indirectamente a los organismos al disminuir la cantidad de algas bentónicas y el número de refugios (Harman 1974).

Dentro de la familia Sphaeriidae se encontraron *Pisidium sterkianum* y *Musculium* sp. Fuller (1974), resalta la importancia de esta familia como indicadora de ambientes enriquecidos con materia orgánica.

El género *Pisidium* puede considerarse como característico de la zona mesosaprobia beta y ha sido reportado frecuentemente junto a *Musculium* en aguas contaminadas con residuos orgánicos (Branco 1986).

El análisis de componentes principales, agrupó junto a estos organismos a la DQO, fósforo total y amonio todos correlacionados positivamente al segundo eje principal. Estos parámetros se vinculan con la magnitud de los aportes de materia orgánica y los procesos de descomposición. Por otra parte correlacionados negativamente a este eje se encuentra la conductividad, alcalinidad y el pH. La alta correlación entre estos parámetros ($p < 0.001$) es normal en aguas con predominio de bicarbonatos (Golterman & Kouwe 1980). La principal fuente de bicarbonatos en sistemas natura-

les proviene de la acción del agua de lluvia sobre los suelos de la cuenca, la que por escorrentía ingresa al curso de agua (Wetzel 1983; Goldman & Horne 1983). En el sistema en estudio los principales aportes orgánicos son vertidos puntuales de origen industrial. La escorrentía produciría un efecto de dilución de las fuentes puntuales y un aumento de la alcalinidad, conductividad y pH, explicando la correlación negativa de la conductividad y alcalinidad con el segundo componente principal. Estos resultados estarían vinculando el segundo eje principal a los distintos tipos de aportes que ingresan al curso de agua y mostrando la relación de la fauna bentónica con dichos aportes. Positivamente a este eje se asocian especies comunes a las tres estaciones con amplios rangos de tolerancia y con buen desarrollo en ambientes enriquecidos con materia orgánica. Estas especies no tendrían valor como indicadores biológicos dentro de los rangos de oxígeno y nutrientes aquí encontrados.

CONCLUSIONES

La importancia de los efectos de la contaminación en las estaciones estudiadas dependería de la relación entre la carga orgánica y el poder de dilución del curso de agua determinado por los aportes por escorrentía.

La calidad de agua del sistema estudiado estaría dada por la disponibilidad de oxígeno disuelto, necesario para degradar los aportes orgánicos y permitir el desarrollo de las especies con mayores requerimientos de dicho elemento.

La ubicación de las observaciones respecto a los dos primeros componentes indica una mayor influencia de la contaminación orgánica en la estación 3.

Aegla platensis, *Microcyloepus sparsus* y *M. femoralis*, serían indicadores de zonas con mejor calidad de agua. Mientras que Planorbidae, *Dugesia tigrina*, *Chironomus* sp y altas abundancias de Hirudinea indicarían aguas más afectadas por la contaminación orgánica y con baja capacidad de autodepuración.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todos los compañeros de la Sección Limnología y en especial al Msc. Rafael Arocena y Lic. Rubén Sommaruga por las sugerencias, al Lic Gustavo Alvarez por sus aportes en el plano estadístico y a la Dra. Doris Soto, por la revisión y corrección del original enviado.

BIBLIOGRAFIA

- ABEL PD (1989). Water pollution biology. Ellis Horwood Limited. New York.
- ALLAN JD (1975) The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology* 56:1041-153
- AROCENA R & G CHALAR (1989) Aportes al conocimiento del macrozoobentos del Arroyo Toledo (Montevideo y Canelones). (Act III Jorn. Zool. Uruguay) Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay (2ª poca). 5:9-10
- AROCENA R, W PINTOS, G CHALAR & R de LEON (1989) Variaciones físicas y químicas del Arroyo Toledo-Carrasco, en verano. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 20:15-23
- BAHAMONDE N & MT LOPEZ (1961) Estudios biológicos en la población de *Aegla laevis laevis* (Latreille) de El Monte (Crustacea, Decapoda, Anomura). *Investigaciones Zoológicas Chilenas* 7:19-58.
- BASS D & RC HARREL (1981) Water quality of a southeast Texas Stream. *Hydrobiologia*, 76: 69-79.
- BRANCO S M (1984) *Limnología Sanitaria. Estudio de la Polución de Aguas Continentales*. OEA, Serie de Biología, monografía N° 28. Washington DC.
- BRANCO SM (1986) *Hidrobiología aplicada 'a engenharia sanitária*. 3er ed. CETESB/ASCETESB, Sao Paulo.
- BRINKHURST RO & MR MARCHESE (1989). Guide to the freshwater aquatic oligochaeta of South and Central America. Colección Clima N 6, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, (ed.). Argentina.
- CHU H F (1949) How to know the immature insects. Jaques, H.E. (ed.). Iowa.
- CHÜTTER F M (1972) A reappraisal of Needham and Usinger's data on the variability of a stream fauna when sampled with a surber sampler. *Limnology and Oceanography*. 17: 139-141.
- DUSSART B (1966) *Limnologie. L'étude des eaux continentales*. Gauthier-Villars. Paris.
- ELLIOTT J M (1977) Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Scient. Publs. Freshwater Biological Association*. 25: 1-160
- FULLER S L H (1974) Clams and Mussels (Molusca: Bivalvia). En: Hart, C W & S L H Fuller (eds). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. New York.
- GOLDMAN CH & A HORNE (1983) *Limnology*. New York.
- GOLTERMAN H L, R S CLYMO & M OHNSTEAD (1978) *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. IBP 8. Blackwell Sci. Publ. Oxford.
- GOLTERMAN HL & F KOUWE (1980) Chemical budget and nutrient pathway. En: Le Creen, E & Lowe-Mc Connel R. (ed.) *IBP The functioning of freshwater ecosystem*. Oxford 85-140.
- HARMAN W N (1974) Snails (Molusca: Bivalvia). En: Hart, C.W. SLH Fuller (ed.). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. New York, 275-312.
- HESS AD (1941) New limnological sampling equipment. *Limnol. Soc. Amer. Spec. Publ.* 5. 5 p. En: Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 1979. *Limnological Analyses* Ed. W.B. Saunders. Philadelphia.
- KENK R (1974) Flatworms (Platyhelminthes: Tricladia). En: Hart, CW & SLH Fuller (eds). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. New York, 67-80.
- KLEEREKOPER H (1944) *Introdução ao estudo da limnologia*. Ministerio de Informaçã Agrcola. Série Didáctica, 4 Rio de Janeiro.
- MACAN TT (1982) *A guide to freshwater invertebrates animals*. 13th ed. Longman Group Limited. Hong Kong.
- MARGALEF R (1969) El concepto de polución en Limnología y sus indicadores biológicos. *Documentos de Investigaciones Hidrobiológicas*, 7: 105-133.
- MARGALEF R (1983) *Limnología*. Omega, Barcelona.
- MAZZEO N, W PINTOS, J GORGA, D CROSA & F FERRANDO. (en prensa). Spatial and temporal variation of physico-chemical parameters in a shallow reservoir (Uruguay). *Hidrobiología*.
- MERRIT RW & KW CUMMINS (ed.), (1984). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt. Iowa.
- PECKARSKY BL (1984) *Sampling the stream Benthos*. En: Downing, JA & FH Rigler (eds). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Blackwell Scientific Publications. London.
- PENNAK RW (1978) *Fresh-water invertebrates of the United States*. John Wiley & Sons. New York.
- PINTOS W, D CONDE, R de LEON, MJ CARDEZO, A JORCIÓN & R.SOMMARUGA (1991) Some limnological characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). *Revista Brasileira de Biología* 51(1):79-84.
- PLA LE (1986) *Análisis multivariado: Metodo de componentes principales*. Secretaría General de la OEA-Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington DC.
- ROBACK SS (1974) *Insects (Arthropoda: Insecta)*. En: Hart, CW & Fuller, SLH (eds) *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. New York, 313-376.
- RODRIGUES W & N HEBLING (1978) *Estudos biológicos em Aegla perobae* (Decapoda, Anomura). *Revista Brasileira de Biología*, 38(2): 382-390.
- ROS J (1979) *Prácticas de ecología*. Omega. Barcelona.
- SAWYER RT (1974) Leeches (Annelida: Hirudinea). En: Hart, C.W. & SLH Fuller (eds). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. New York, 81-142
- SCHWOERBEL J (1987) *Handbook of limnology*. Ellis Horwood Limited, New York.
- STANDARD METHODS (1985) 16a. edición. APHA AWWA WPCF. Washington.
- STRICKLAND JDH & TR PARSONS (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Ottawa.
- TREMOUILLES R, A OLIVA & AO BACHMANN (en prensa). *Manual de trabajo prácticos en limnología (anexo)*. Lopreto, E & G Tell (Eds.).

- VARELA ME, DH DI PERSIA & A BONETO (1980) La fauna bentónica y su relación con la contaminación orgánica en el Río Negro, Prov. Chaco (Argentina). Estudio Preliminar. ECOSUR, Argentina, 7(14):201-221
- VERDI AC (1984) Algunas observaciones sobre etnoecología en *Aegla prado* Schtt. (Galatheaidea, Aeglidae) en el Uruguay. Tesis de Licenciatura en Oceanografía Biológica. Fac. Humanidades y Ciencias. Montevideo.
- WARD H & G WHIPPLE (1959) Fresh-water biology. Edmondson, WT (ed.) New York, 1248 p.
- WETZEL R (1983) Limnology. (2nd Ed.) New York.
- WILHM JL (1975) Biological indicators of pollution. En: BAH Witton (ed). River Ecology. Studies in Ecology Vol. 2. Blackwell Scient. Publics. Oxford-London, 375-402
- ZAHRADNIK P (1981) Methods for Chemical Analysis of Inland Waters. Instituto de Limnologia. Viena.