

## La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el arroyo Toledo (Uruguay)

Rafael Arocena

Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Tristán Narvaja 1674, Montevideo 11200, Uruguay.

(Rec. 11-V-1994. Rev. 27-IX-1994. Acep. 4-IV-1995)

**Abstract:** Macrozoobenthos composition and abundance of an organic polluted stream (A. Toledo, Uruguay) are compared among sites of control (C), degradation (D) and recuperation (R), which were seasonally sampled. Water ionic composition, conductivity, pH, temperature and COD were not different among sites, while oxygen, and BOD did show significant differences. Benthos was more abundant in R mainly due to *Heleobia* spp. Oligochaetes were dominant in C and D, with *Branchiura sowerbyi* only in C and *Limnodrilus hoffmeisteri* in D. Hirudinea, mainly *Gloiodella michaelsoni*, occurred almost only in R. The richness of taxa was higher in R, but its high abundance of *Heleobia* spp. and Sphaeriidae leads to the lowest diversity, which was higher in C than in D, and in warm than in cold seasons for these two sites. The logarithmic distribution model shows communities of low evenness in all sites.

**Key words:** benthos, organic pollution, streams, diversity, Uruguay.

La composición del bentos en los sistemas lóticos depende principalmente de la velocidad de corriente, la consecuente granulometría del sedimento y su contenido de materia orgánica. Usualmente el tamaño del grano disminuye aguas abajo (Leopold *et al.* 1964), aunque el sedimento de los arroyos es heterogéneo y cambiante (Malcolm y Stanley 1982). La cantidad de materia orgánica en los ríos puede variar entre límites muy amplios y en general depende de los aportes alóctonos (Margalef 1983).

El bentos es un buen reflejo de la calidad del agua debido a su permanencia relativamente larga en el sustrato y a la diferente sensibilidad de sus especies (Hawkes 1980). Se lo emplea como indicador de contaminación, especialmente donde existe un amplio conocimiento de sus especies (Sladeczek 1973). El análisis del bentos de estaciones con sustratos comparables puede indicar la naturaleza y grado de la contaminación (Brinkhurst 1965). Si bien los índices biológicos no identifican factores químicos individuales, pueden servir como sistema de alerta, previo a los análisis químicos

que determinen las causas del stress biológico (De Pauw y Roels 1988). Asimismo tienen la ventaja de registrar la alteración del sistema a lo largo de cierto tiempo (Wilhm 1975).

Así, la composición específica de los oligoquetos depende del fondo, corriente, dureza del agua y grado de contaminación (Dumnicka y Pasternak 1978). Los tubificidos pueden usarse como indicadores cuando son dominantes y se consideran la identidad y abundancia relativa de todas las especies (Brinkhurst 1966). Datos de ausencia y presencia de las especies de quironómidos servirían para diferenciar sitios con distinto grado de contaminación orgánica, pero es cuestionable el uso de los géneros como indicadores (Armitage y Blackburn 1985).

La diversidad ha sido utilizada como indicadora del buen estado de los sistemas ecológicos (Magurran 1983). Según Margalef (1983) la diversidad es baja en las aguas contaminadas debido a la eliminación de las especies menos resistentes.

Pocos son los trabajos regionales sobre el tema y la bibliografía corresponde al hemisferio norte, de escasa aplicación en nuestro medio

(Varela *et al.* 1980). Uno de los primeros estudios en la región fue el de Fernández y Schnack (1977) para quienes surge la necesidad de inventariar el bentos de ambientes contaminados debido a la escasa información sobre indicadores.

El sistema del arroyo Toledo-Carrasco (Montevideo, Uruguay) recibe residuos domésticos e industriales con una alta carga de materia orgánica. Las playas vecinas a su desembocadura en el Río de la Plata presentan los peores índices de calidad (coliformes, oxígeno disuelto y DBO) de todo el litoral montevideano. Esta cuenca fue objeto de diversos estudios (Caldevilla 1940, Legrand 1959, Sganga y Da Silva 1977, Falco Frommel 1978 y 1985, Prigione y Langone 1984), una revisión de los cuales fue hecha por Arocena y Pintos (1988) y Arocena (1991).

Estudios previos (Arocena *et al.* 1989) indican la existencia de fuentes de contaminación orgánica en sitios coincidentes con fábricas procesadoras de pescado y con un afluyente que recibe los desechos de una fábrica de pinturas y pesticidas. Según la zonación de Branco (1984) basada en los niveles de oxígeno disuelto, se pudo distinguir una zona de degradación activa de la materia orgánica correspondiente a dichos sitios, a la que seguiría una zona de recuperación incompleta.

Con este trabajo se intenta verificar la existencia de zonas de degradación y recuperación en el arroyo Toledo. La hipótesis inicial consiste en que si existen tales zonas y procesos, se deben reflejar en la composición y abundancia del bentos. Asimismo se contribuye al conocimiento de la fauna bentónica uruguaya en relación con la calidad del agua, de modo de ir identificando organismos potencialmente indicadores para nuestras latitudes.

## MATERIAL Y METODOS

El área de estudio ( $34^{\circ}46'$  -  $34^{\circ}54'$  S y  $56^{\circ}00'$  -  $56^{\circ}06'$  W) ha sido descrita por Arocena y Pintos (1988) y Arocena *et al.* (1989). El curso de 42 km de largo, de baja pendiente, y profundidad menor a 1 m, drena una cuenca de ca. 200 km<sup>2</sup>, desembocando en la ribera izquierda del Río de la Plata.

Con base en Arocena *et al.* (1989) se fijaron tres estaciones, cuyos nombres reflejan nuestra hipótesis: Control (C), Degradación

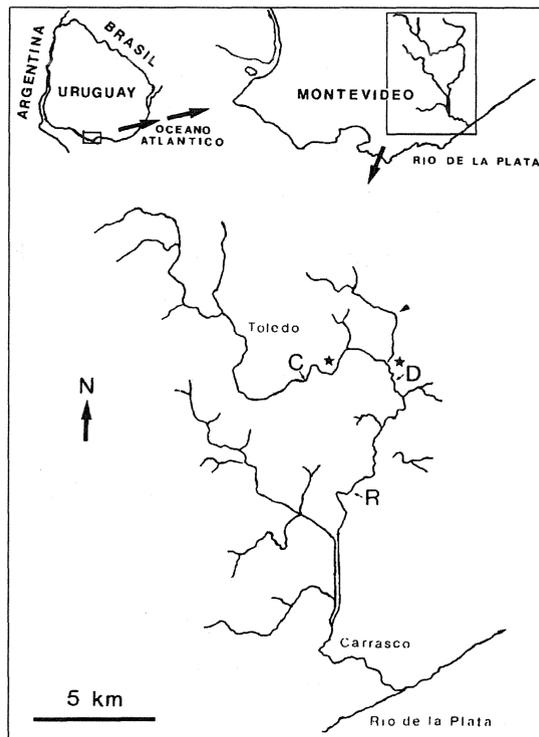


Fig. 1. Cuenca del arroyo Toledo con las estaciones de muestreo: control (C), degradación (D) y recuperación (R). Las estrellas representan las fábricas procesadoras de pescado, y la punta de flecha a una industria química.

(D) y Recuperación (R) (Fig. 1), a unos 9 km entre sí y de características similares: remansos de fondo arenoso y poca profundidad. Se hicieron cuatro muestreos estacionales, en febrero, mayo, agosto y noviembre de 1989, tomándose diez réplicas dentro de un área de 8 x 5 m con una draga "Mud Snapper" (Kahlsico) de 5 x 8 cm de superficie de captura. No se diferenciaron estratos por lo angosto y homogéneo del cauce. Las muestras se fijaron con formol 5%. En abril se tomaron tres réplicas más en cada estación para determinar la granulometría y el contenido de materia orgánica del sedimento, pero una réplica de R y otra de D debieron desecharse por ser de peso insuficiente para el análisis.

Durante los muestreos se midieron *in situ* con sensores la conductividad, el pH, la temperatura y el oxígeno disuelto; y los dos últimos también en marzo y abril. Se tomaron muestras de agua superficial en botellas DBO para determinar las Demandas Bioquímica y Química de Oxígeno (DQO). La composición iónica fue

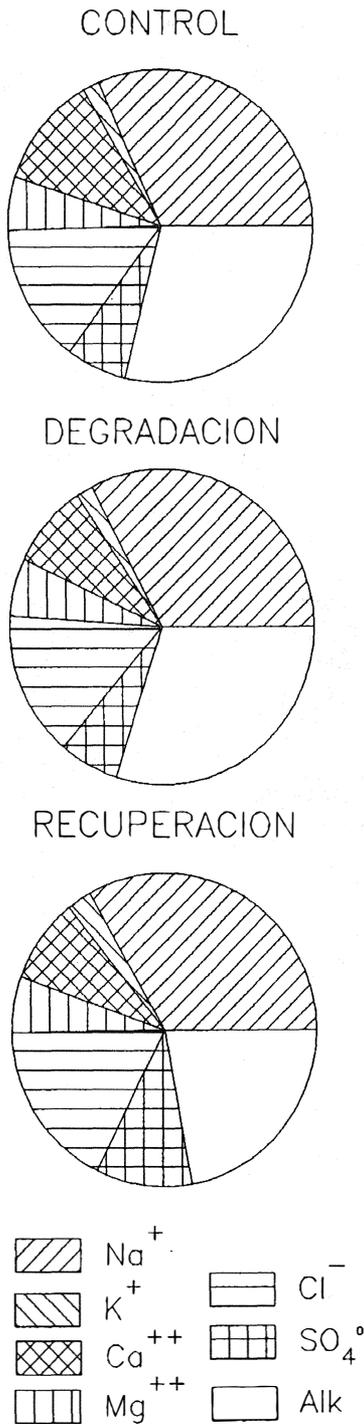


Fig. 2. Composición iónica del agua del arroyo Toledo en las tres estaciones muestreadas según promedios anuales de 13 muestreos

obtenida de 13 muestreos mensuales realizados en 1988. La DQO se determinó por oxidación con dicromato de potasio. Los cationes fueron medidos por espectrofotometría de absorción atómica; los cloruros por argentometría; los sulfatos por turbidimetría y la alcalinidad por titulación con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (APHA 1985).

Las muestras de sedimentos se secaron a  $80^\circ\text{C}$  hasta alcanzar peso constante. El contenido de materia orgánica fue determinado en submuestras homogeneizadas, pertenecientes a la fracción menor a 2 mm, mediante su calcinamiento a  $450^\circ\text{C}$  durante dos horas. El resto de la muestra se tamizó por mallas de tejido de alambre, y por una batería de tamices (USA Standard Sieve Series) pesándose cada fracción (resolución 0.1 g). Se calcularon la media, selección y asimetría según Folk y Ward (1957). Con los diámetros medios se determinaron las clases de tamaño de grano según la escala de Wentworth (1932).

Para comparar el porcentaje de grava y la selección entre estaciones, se efectuaron pruebas no paramétricas (Bishop 1983). Los datos químicos fueron log-transformados, excepto el pH, para poder comparar las estaciones y meses mediante ANOVA y MDS.

Las muestras de bentos se lavaron por un tamiz de  $500\ \mu\text{m}$ . Los organismos separados bajo lupa, fueron conservados en alcohol 70%. Se determinó la riqueza taxonómica, la abundancia, y los índices de diversidad de Margalef, McIntosh, Shannon y Simpson. Según Magurran (1983) el índice de Margalef y el de uniformidad de McIntosh son los que mejor discriminan entre sitios, mientras que el de Simpson es poco afectado por el tamaño de muestra, y el más usado después del de Shannon. Este además permite, mediante el cálculo de su varianza (Magurran 1983), aplicar el ANOVA para efectuar comparaciones. Finalmente se investigaron los modelos geométrico, logarítmico y log-normal truncado, de distribución de abundancias por taxón.

### RESULTADOS

Los promedios anuales del contenido iónico fueron de 577, 522, y 642 mg/l en C, D y R respectivamente. La composición relativa fue:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{++} > \text{Mg}^{++} > \text{K}^+ > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^- > \text{CO}_3^-$  (Fig. 2). Se trata por lo tanto de aguas bicarbonato-sódicas. Es evidente la casi

igual composición relativa de las tres estaciones, excepto por un incremento de los sulfatos a expensas de los bicarbonatos en R, donde también aumentaron los valores absolutos de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Cl}^-$ .

Los valores de oxígeno disuelto fueron menores en D que en C y R (ANOVA  $p < 0.05$ ), y mayores en C que en R en cuatro de los seis muestreos; mientras que la DBO fue mayor en D que en C ( $p < 0.05$ ) (Cuadro 1). Las DBO y DQO sólo se correlacionan en R, donde guardan una relación 1:40.

De las siete muestras de sedimento analizadas, las cuatro de D y R fueron de grava y grava arenosa; y dos de las tres de C, de arena y arena gravosa. El porcentaje de grava difirió entre estaciones ( $p < 0.01$ ) y fue menor en Control ( $p < 0.03$ ). La selección varió de muy pobre a extremadamente pobre y no difirió significativamente entre estaciones. La asimetría fue de positiva a muy positiva. El contenido de materia orgánica varió entre 0.3 y 2.2 % (Cuadro 2) del peso seco con un promedio de 1.2 % y fue menor en D que en C y R ( $p < 0.1$ ).

Se registró la presencia de por lo menos 36 especies, pero sólo 24 taxones fueron empleados en los análisis cuantitativos (Cuadro 3), porque se excluyeron las especies raras y se agruparon en taxones mayores aquéllas que no pudieron identificarse individualmente. Casi todos los hirudíneos hallados pertenecen a *Gloiobdella* (*Helobdella*) *michaelseni*. Ocasionalmente fueron encontradas *Helobdella simplex*, *H. triserialis*, *H. hyalina* y *Haementeria molesta*, por lo que se los agrupa como Glossiphoniidae. Un solo Ancyllidae, *Gundlachia obliqua* fue capturado, el que no se lo consideró en los análisis cuantitativos. *Heleobia* spp. incluye *H. charruana* y *H. piscium*; así como los Sphaeriidae incluyen *Sphaerium* aff. *argentinum*, *Musculium* sp., *Pisidium sterkianum* y *P. ville*. En ambos casos fueron contados como género y familia respectivamente por las dificultades que presenta su identificación individual. Los crustáceos no fueron considerados porque las técnicas de muestreo usadas no fueron las adecuadas para su tamaño o movilidad. Comprenden ostrácodos, anfípodos

CUADRO 1

Parámetros físicos y químicos del agua en las estaciones control (C), degradación (D) y recuperación (R) del arroyo Toledo (T temperatura, Cond. conductividad, DBO y DQO demandas bioquímica y química de oxígeno respectivamente, - no determinado)

	T (°C)	Oxígeno (mg/l) (%)		pH	Cond. (uS/cm)	DBO (mg/l)	DQO
Febrero							
C	25	9.4	114	7.8	250	0.0	136.0
D	25	4.3	52	7.9	250	2.5	213.5
R	27	4.5	56	7.9	250	4.2	120.5
Marzo							
C	21	5.7	64	-	-	-	-
D	21	3.4	38	-	-	-	-
R	25	9.0	109	-	-	-	-
Abril							
C	19	6.0	65	-	-	-	-
D	18	1.0	11	-	-	-	-
R	19	1.8	19	-	-	-	-
Mayo							
C	12	7.2	67	7.9	1150	2.3	76.5
D	13	1.0	9	7.9	1100	4.3	186.8
R	11	8.1	73	7.5	750	1.6	27.0
Agosto							
C	12	8.6	80	7.2	300	2.6	28.2
D	12	7.8	72	7.8	310	2.6	74.0
R	12	5.5	51	7.1	240	2.0	76.5
Noviembre							
C	18	8.7	92	7.9	850	0.0	114.9
D	18	0.8	9	7.5	800	1.6	38.8
R	15	6.5	65	8.1	1000	1.6	37.4

CUADRO 2

Parámetros granulométricos y contenido de materia orgánica (M.O) en tres estaciones del arroyo Toledo (- no determinado)

	MEDIA (phi)	SELECCION	ASIMETRIA	GRAVA (%)	M.O. (%)
Control	-0.88	4.09	0.14	3.6	-
	0.73	2.47	0.58	27.8	1.00
	1.42	2.44	0.10	52.4	1.77
DEGRADACION	-2.08	3.58	0.46	56.5	0.31
	-2.03	3.40	0.21	69.8	0.37
RECUPERACION	-2.45	3.84	0.84	78.7	1.44
	-1.64	3.43	0.73	80.9	2.15

CUADRO 3

Organismos colectados en cada muestreo en las estaciones control (C), degradación (D) y recuperación (R) del arroyo Toledo y medidas de diversidad.  
Totales de 10 réplicas de 40 cm2 cada una

	Febrero			Mayo			Agosto			Noviembre		
	C	D	R	C	D	R	C	D	R	C	D	R
Glossiphoniidae	0	0	17	0	0	2	0	0	3	1	2	26
<i>Branchiura sowerbyi</i>	35	0	0	17	0	0	29	0	0	38	0	0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	4	26	45	4	55	52	0	63	49	10	62	71
<i>L. claparedianus</i>	0	0	0	2	0	0	2	12	0	0	0	0
<i>L. udekemianus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aulodrilus pigueti</i>	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	3	0
<i>Potamothrix bavaricus</i>	8	8	0	3	47	0	0	19	0	50	65	0
<i>Dero (D) spp.</i>	24	1	15	0	0	2	2	0	5	0	10	3
<i>Pristina americana</i>	5	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Heleobia spp.</i>	17	1	1138	113	0	152	4	0	61	4	0	16
<i>Biomphalaria peregrina</i>	0	1	2	0	0	4	0	0	1	0	0	2
<i>Pomacea canaliculata</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	4
Sphaeriidae	6	2	254	3	1	32	2	5	9	4	19	89
<i>Tanytus sp.</i>	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Coelotanypus sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larsia sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus sp.</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	29	0	0
<i>Paratanytarsus sp.</i>	1	3	0	1	0	1	0	0	0	0	0	13
<i>Polypedilum sp.</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	4	0	0
<i>Glyptotendipes sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dicrotendipes sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Parachironomus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Chironomus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0
<i>Microcylloepus sp.</i>	11	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL	112	44	1481	144	104	246	42	103	128	147	169	224
Riqueza de taxones (S)	10	8	12	8	4	8	8	7	6	12	8	8
Diversidad de Margalef	1,91	1,85	1,51	1,41	0,65	1,27	1,87	1,29	1,03	2,20	1,36	1,29
Diversidad de Shannon (H')	1,90	1,34	0,76	0,83	0,79	1,08	1,18	1,18	1,16	1,75	1,43	1,51
Uniformidad de Shannon (E)	0,82	0,65	0,31	0,40	0,57	0,52	0,57	0,60	0,65	0,71	0,69	0,72
e <sup>H'</sup> (taxa equivalentes)	7	4	2	2	2	3	3	3	3	6	4	5

y decápodos *Aegla* spp. Las larvas de coleópteros y quironómidos fueron determinadas a nivel de género por no disponerse de los adultos. Los quironómidos aunque en poca cantidad, comprenden varios géneros y ocurrieron en las tres estaciones casi todo el año.

El mayor promedio anual de densidad ( $14,076 \text{ m}^{-2}$ ) ocurrió en R debido a la abundancia de *Heleobia* spp. y Sphaeridae en febrero. Además la densidad en R fue siempre superior a los  $5,600 \text{ m}^{-2}$  y mayor que en C y D ( $1,050 - 4,225$ ), entre las que no hubo grandes diferencias. La abundancia no varió estacionalmente, excepto el aumento mencionado de *Heleobia* spp. y Sphaeridae en febrero en R. Los oligoquetos superaron a los demás grupos juntos en todos los muestreos en D y en todos excepto en mayo en C (Fig. 3). En dicha ocasión fueron superados por *Heleobia* spp. En D la densidad promedio anual de oligoquetos fue de  $2,356 \text{ m}^{-2}$ . En R, *Heleobia* spp. superó a los demás grupos, con  $9,060 \text{ m}^{-2}$  de promedio anual, mientras que en C fue el segundo grupo. Los Sphari-

dae en R, desplazaron en noviembre a *Heleobia* spp.

Entre los oligoquetos, *Branchiura so-werbyi* fue dominante en C excepto en noviembre, cuando *Potamothenix bavaricus* lo superó. Pero faltó en D y R, donde dominó *Limnodrilus hoffmeisteri*, aunque éste también fue desplazado en D en noviembre por *P. bavaricus*.

La riqueza fue mayor en verano que en invierno, y en C que en las otras dos estaciones. Varió entre 4 (D - mayo) y 12 (R - febrero y C - noviembre). El índice de diversidad de Margalef fue siempre mayor en C, con la máxima en noviembre (2.20) y la mínima en mayo en D (0.65) (Cuadro 3).

Los distintos índices de diversidad y uniformidad por sitio (Cuadro 4) coinciden en la secuencia  $C > D > R$ , e inversa para la dominancia. Los valores del índice de Shannon corresponden a una diversidad equivalente ( $e^{H'}$ ) a la que se tendría respectivamente con 7, 4 y 3 especies con igual número de individuos.

CUADRO 4

Medidas de diversidad, dominancia y uniformidad del macrozoobentos, y ANOVA con control de bloques de la diversidad de Shannon entre estaciones y meses. Sobre promedios de 10 réplicas en cada muestreo ( $n = 12$ )

	Control	Degradación	Recuperación	Total
riqueza (S)	17	14	14	24
Diversidad:				
Margalef	2.62	2.15	1.70	2.88
Shannon ( $H'$ )	1.96	1.37	1.07	1.63
Simpson (1/D)	5.09	2.82	2.09	3.21
Mcintosh D(U)	0.58	0.42	0.32	0.45
Dominancia				
Simpson (D)	0.20	0.35	0.48	0.31
Mcintosh (U)	199	251	1438	1645
Uniformidad				
Mcintosh E(U)	0.73	0.55	0.42	0.55
Varianza $H'$	0.0196	0.0121	0.0017	0.0005

CUADRO 5

ANOVA de clasificación doble (3 estaciones X 4 meses) para la diversidad de Shannon, con 10 réplicas por celda ( $n=120$ )

Fuente de Variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Varianza	Razón de Varianza	F (5%)	p
Tratamientos	7.47					
Estaciones	0.54	3	0.18	1.30	2.70	>0.25
Meses	5.24	2	2.62	18.92	3.09	<0.005
Est.X Meses	1.69	6	0.28	2.03	2.19	<0.1
Error	14.96	108	0.14			
Total	22.43	119				

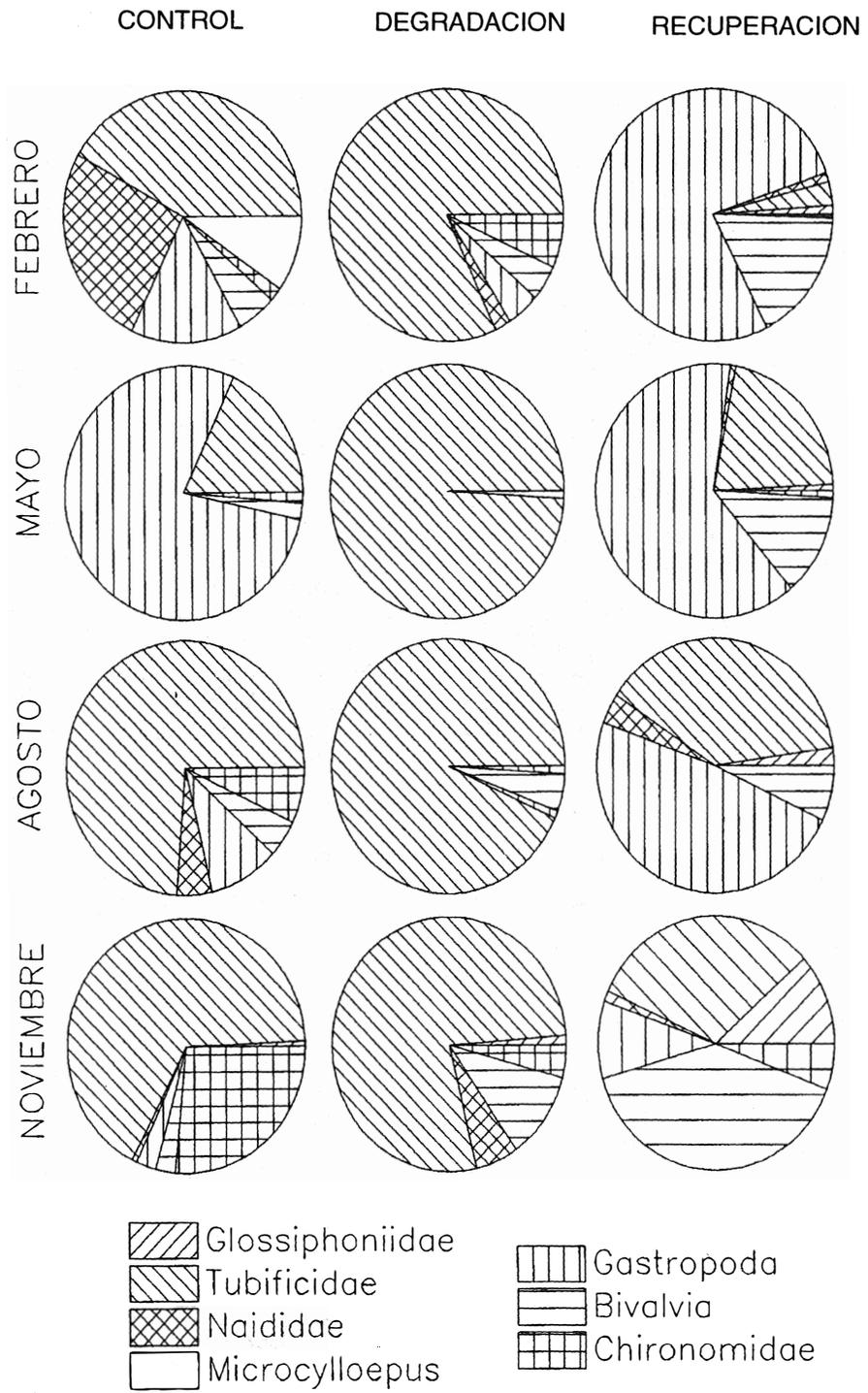


Fig. 3. Composición del macrozoobentos en las tres estaciones durante los cuatro muestreos del arroyo Toledo.

El índice de Shannon aplicado a cada muestra confirma que en general, la diversidad fue mayor en C que en D y R. Sin embargo, al comparar la diversidad, tanto de las muestras ( $n=12$ ) como de las réplicas ( $n=120$ ), las diferencias no son significativas entre los sitios de muestreo, pero sí entre meses ( $p<0.005$ , Cuadro 5), particularmente entre noviembre y el resto del año (MDS,  $p<0.05$ , Fig.4). A la distribución de frecuencias de taxones por clases de abundancia se ajusta el modelo logarítmico en todos los casos (Fig. 5) y también el log-normal truncado a los datos de D y R.

### DISCUSION

Es altamente probable que también ocurran otros tipos de contaminación no considerados aquí, pero la carga orgánica parece ser el principal problema según los antecedentes revisados y las observaciones efectuadas. Además la industrialización de pescado produciría casi exclusivamente residuos orgánicos, aunque la fabricación de pinturas y pesticidas aportaría -entre otros- metales pesados y solventes orgánicos (Meinck *et al.* 1977).

Al estudiar los factores abióticos del medio se comprobó 1) que la composición iónica porcentual, la conductividad, el pH, la temperatura y la DQO, no varían significativamente entre sitios, y 2) que difiere la calidad del agua (oxígeno, DBO), lo que es la condición a probar de acuerdo con la hipótesis inicial. Sin embargo, también difieren algunas variables que podrían interferir con la hipótesis, como sucedió en parte con el contenido iónico, la granulometría y contenido orgánico del sedimento.

El incremento de los sulfatos a expensas de los carbonatos en R puede deberse a los suelos sulfatados de los bañados (Falco Frommel 1980), pero al estar acompañado de un aumento del sodio, potasio y cloruros, indicaría un refluo de agua estuarina desde el Río de la Plata. Los altos valores de conductividad registrados son comparables a los de pequeños tributarios del Paraná medio (Marchese y Ezcurra 1983). La calidad del agua es mejor en C que en D, y diferencias menores indican cierta autodepuración en R. Allí el marcado predominio de la DQO sobre la DBO indica una excesiva acumulación de materia orgánica refractaria.

La selección muy pobre y la asimetría positiva reflejan sedimentos bimodales con un pre-

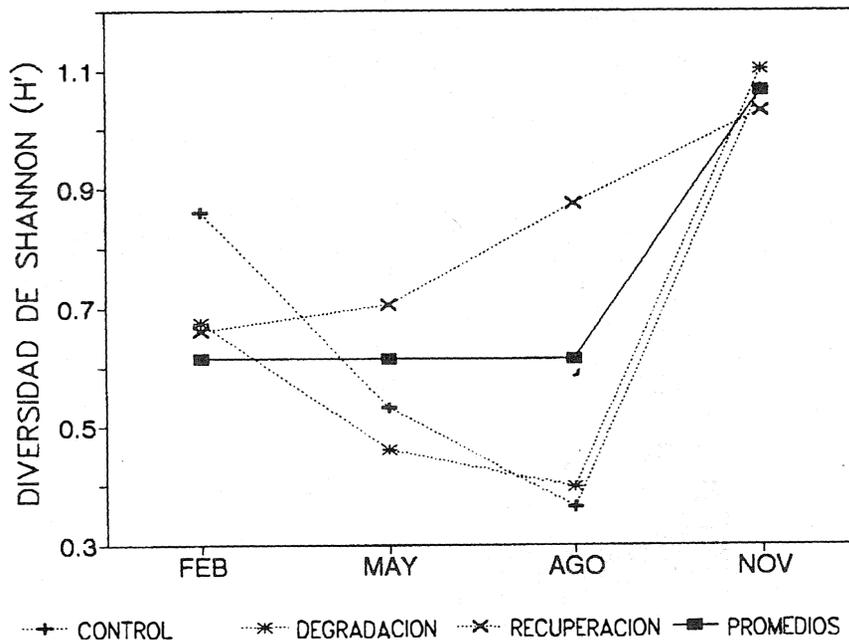


Fig. 4. Variación estacional del índice de diversidades Shannon ( $H'$ ) en cada sitio de muestreo (líneas punteadas), y en promedio de todo el arroyo (línea continua), tomando en este caso también el promedio de los tres meses entre los que no hubo diferencias significativas (MSD,  $p < 0.05$ ).

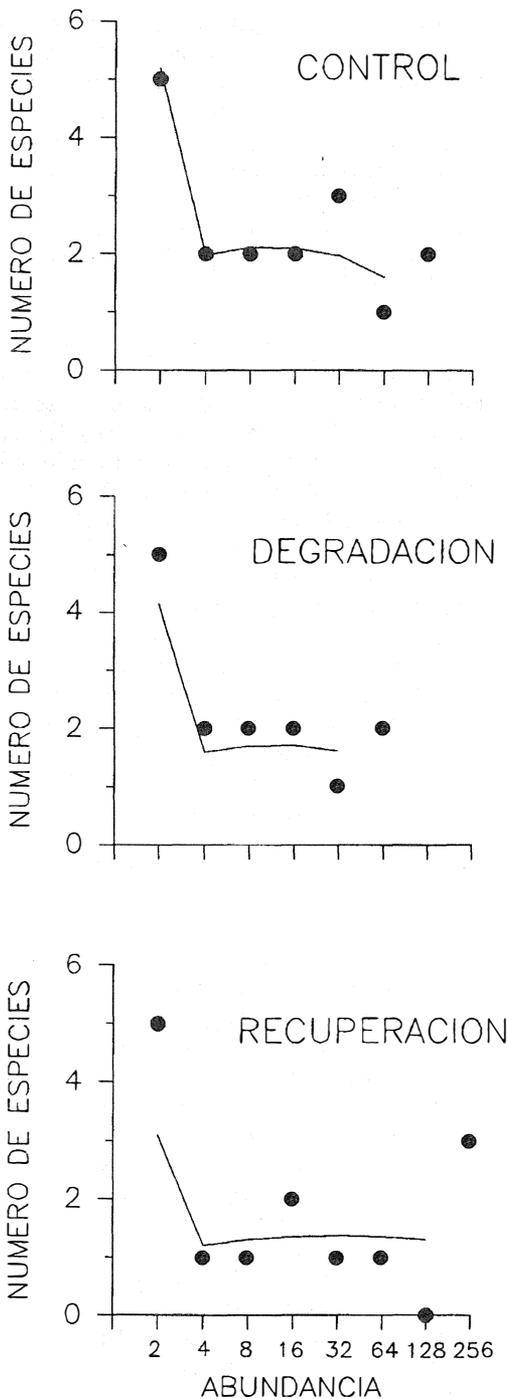


Fig. 5. Distribución de la abundancia de individuos entre táxones y ajuste del modelo logarítmico ( $p > .80$ ) de distribución en las tres estaciones del arroyo Toledo.

dominio de la grava sobre la arena, excepto en C. El contenido medio de materia orgánica fue menor al encontrado por Bier (1985) en las muestras de arena gravilosa del cercano arroyo Solís Grande (2.2 %).

En cuanto a la composición cualitativa del bentos, pocos géneros y especies son exclusivas de una sola estación, y las tres tienen grupos conocidos como tolerantes. Sólo merece señalarse la presencia exclusiva en C y R de *Pristina americana* y de los coleópteros, como grupos de aguas relativamente más limpias, y de *Limnodrilus udekemianus* y *Aulodrilus pigueti*, tolerantes a la contaminación orgánica, en D. El primero aparece en cualquier sustrato de ríos muy contaminados (Dumnicka y Pasternak 1978), y el segundo llegó a dominar sobre *L. hoffmeisteri* en zonas del río Negro (Chaco, Argentina) donde la contaminación orgánica industrial y consiguiente disminución del oxígeno creaba condiciones alteradas pero no extremas. En condiciones extremas sólo quedaba *L. hoffmeisteri* (Varela *et al.* 1980).

El estudio semicuantitativo señala otras diferencias entre estaciones. El promedio anual indica que *B. sowerbyi* es dominante en C, *L. hoffmeisteri* en D y *Heleobia* spp. en R, con pocas variaciones estacionales.

Los hirudíneos abundaron sólo en R durante todo el año, con ocasionales hallazgos en C y D. Es un grupo de aguas lentas y someras, frecuente bajo las piedras, y que pueden alcanzar grandes densidades en donde hay mayor enriquecimiento orgánico, lo que explicaría su abundante presencia en R. La temperatura influye en la época de reproducción (Sawyer 1974), explicando que en febrero y noviembre hayan muchos más que en mayo y agosto. La especie dominante, *G. (H.) michaelsoni*, es una mesosaprobia muy común en fondos fangosos lóticos y lénticos del Plata (Ringuelet 1981).

En R la densidad de glosifónidos varió entre 50 en invierno y 650  $m^{-2}$  en verano, o sea del orden y algo mayor a la señalada por Di Persia (1986) en los márgenes del alto Paraná. En este último, ocasionalmente alcanzaron cierta importancia junto a *Littoridina* (= *Heleobia*) *parchappei* y *Pisidium*, como también sucede en R.

Los oligoquetos son valiosos indicadores de la contaminación orgánica por el alto número de especies presentes y su distinta sensibilidad a la misma (Varela *et al.* 1980), y suelen

ser dominantes en los sustratos arenosos. Los tubificidos, mucho más importantes que los naídidos en el arroyo, tienen hemoglobina, y la mayoría están adaptados a sedimentos donde periódicamente escasea el oxígeno (Brinkhurst 1966). La mayor densidad promedio anual de oligoquetos fue en D, en donde siempre superan a los demás grupos juntos. *B. sowerbyi* y *Limnodrilus* son mesosaprobias (Margalef 1983), indicadores de eutrofización y contaminación. Según Brinkhurst (1966) la abundancia relativa de *L. hoffmeisteri* puede dar el grado de contaminación. En aguas limpias está acompañada de muchas otras especies, pero es exclusiva y abundante, en ausencia de predadores y competidores, cuando una alta carga orgánica provoca largos períodos anaeróbicos como sucede al ingreso de un efluente orgánico. Se suman *L. udekemianus* y otras especies en lugares en mal estado, y otras más en los de recuperación (Brinkhurst 1966). En el arroyo Toledo siempre aparece acompañada de otras especies, pero es ampliamente dominante en D y dentro de la oligoquetofauna de R, y poco relevante en C. También *P. bavaricus* estuvo en D todo el año, y en C a veces, sugiriendo que es otra especie con valor indicador.

*Heleobia* spp. fue el molusco más abundante y frecuente, especialmente en R, donde existen muchas plantas acuáticas. Esto coincide con su dominancia en canales de drenaje con crecimiento excesivo de plantas sumergidas (Cazzaniga 1981). Se encontraron pocos *Biomphalaria peregrina*, cuyos huevos necesitan de oxígeno para desarrollarse. La baja abundancia de *Pomacea canaliculata* puede deberse a que estando en la macrofitia litoral (Bonetto y Tassara 1987/1988), algún individuo derivó aislado hacia el centro del cauce. La poca diversidad encontrada en los gasterópodos puede indicar contaminación orgánica, pero según Harman (1974) también pueden estar afectados por altos valores de sólidos suspendidos como los registrados por Aroचना *et al.* (1989) en este arroyo.

Entre los bivalvos sólo se encontraron Sphaeriidae, comunes en pequeños cursos por ser poco específicos para el sustrato, y más abundantes en aguas ricas en  $\text{CaCO}_3$ . Fueron mucho más abundantes en R, concordando con los experimentos de Mackie (1978), en que la reproducción de *Musculium securis* aumentaba con la distancia al ingreso de desechos domésticos.

Entre los pocos crustáceos capturados, los ostrácodos y decápodos toleran amplios rangos ambientales, mientras los anfípodos son de aguas no muy contaminadas (Pennak 1989). Las familias acuáticas de Coleoptera viven en todo tipo de aguas someras, preferentemente con mucha vegetación y oxígeno (Pennak 1978), lo que explicaría su ausencia en D. La escasez de quironómidos puede atribuirse a la alta alcalinidad de las aguas (Armitage y Blackburn 1985).

Aunque de un ambiente diferente, la densidad es del orden de la del sistema del Paraná medio (Marchese 1981, Marchese y Ezcurra 1983 y Bertoldi de Pomar *et al.* 1986). La mayor densidad en R podría estar relacionada con las características del sustrato (Williams y Mundie 1978, Bonetto *et al.* 1985/1986). El porcentaje de grava en C fue significativamente menor que en D y R. Por el contrario, la materia orgánica fue menor en D que en C y R. Tal vez la combinación de ambos factores -sedimento más grueso y más materia orgánica en R-, sostiene una mayor densidad que ambos por separado en D y C, respectivamente. Esto se aplica a *Heleobia* spp. y Sphaeriidae, ya que si restamos en R sus densidades al total, el resultado es similar al de las otras dos estaciones.

No se observó una variación estacional de la abundancia, al contrario de lo que sucede en el Paraná medio (Bonetto *et al.* 1985/1986 y Marchese 1984), destacándose solamente su aumento pronunciado en febrero en R, debido a *Heleobia* spp y Sphaeriidae.

Aunque los niveles taxonómicos utilizados difieran entre organismos, son iguales en todas las muestras, por lo que el número de taxones registrados es una evaluación válida para comparar la riqueza específica entre estaciones (Bournaud y Keck 1980). La mayor riqueza encontrada en verano pudo deberse a los ciclos de vida, con más variedad de juveniles en esa época. Los índices de Margalef y Shannon no coinciden para las muestras de mayor y menor diversidad posiblemente porque el primero es muy afectado por el nivel taxonómico empleado (Pinder 1989).

La coincidencia de los distintos índices de diversidad en la secuencia  $C > D > R$ , sugiere que las comunidades bentónicas reflejan ambientes distintos, si bien las diferencias no son estadísticamente significativas. Podría

adjudicarse una mayor diversidad en C a su menor tamaño de grano medio, pero la literatura es contradictoria al respecto (Bonetto y Ezcurra 1964, Williams y Mundie 1978, Gibon y Statzner 1985, Bonetto *et al.* 1985/1986, Di Persia 1986). En el arroyo Toledo la corriente y el sustrato no varían mucho entre estaciones, por lo que parece apropiado adjudicar la variación de la diversidad a las diferentes calidades del agua.

La máxima diversidad de Shannon registrada (1.90) es baja comparada con el sistema del Paraná medio (Marchese 1981, Marchese y Ezcurra 1983, Marchese 1984 y Bertoldi de Pomar *et al.* 1986) y correspondería según Wilhm (1975) a aguas moderadamente contaminadas. Los índices suelen estar correlacionados entre sí (Magurran 1983) y en este estudio fueron coincidentes.

La menor diversidad en R -excepto en invierno-, a pesar del mayor número de taxones, se debe a que la abundancia es aún mayor, siendo entonces la uniformidad lo que disminuye. La coincidencia en la secuencia de estaciones entre los índices de uniformidad y diversidad, indican que ésta se debe a la diferente distribución de las abundancias entre taxones más que a su número, como lo confirman los distintos índices de dominancia.

El modelo de distribución logarítmico se ajusta en todas las estaciones indicando comunidades de baja uniformidad, en las que hay un factor principal determinando el número y la abundancia de las especies (Magurran 1983).

Las únicas diferencias significativas de diversidad ocurren entre noviembre y el resto del año. En ese mes el conjunto de las réplicas dan mayor diversidad en C que en los otros dos sitios. Es decir que en la época cálida, cuando por la estacionalidad biológica la diversidad es máxima, se hace más evidente la mejor calidad de agua en C, de acuerdo con la hipótesis.

Lamentablemente no se tiene información de las comunidades no perturbadas antes de su contaminación, ya que sólo este conocimiento previo permitiría una interpretación cabal de los resultados (Glemarec y Hily 1981). Si bien los métodos empleados no establecen una tajante diferenciación entre las estaciones, el estudio de la comunidad resulta revelador de las características de los ambientes y de algunos organismos potencialmente indicadores de la calidad del agua.

## AGRADECIMIENTOS

Expreso mi gratitud a M. Marchese y A. Paggi por su asesoramiento en la determinación de oligoquetos y quironómidos respectivamente. A M. H. Avellanal por su ayuda con los hirudíneos y a C. Ituarte y J. Olazarri con los esféridos. A G. Chalar y demás integrantes de la Sección Limnología les agradezco por su colaboración en los muestreos y análisis químicos. A W. Pintos y A. A. Bonetto por su asesoramiento y a R. Sommaruga y D. Conde por la revisión crítica del manuscrito.

## RESUMEN

Se compara la composición y abundancia del macrozoobentos de un arroyo (A. Toledo, Uruguay) contaminado con materia orgánica, entre estaciones de control (C), degradación (D) y recuperación (R), muestreadas estacionalmente. Mientras la composición iónica relativa, la conductividad, la temperatura, la DQO y el pH no difirieron entre estaciones, sí lo hicieron el oxígeno y la DBO. El bentos fue más abundante en R debido principalmente a *Heleobia* spp. En C y D dominaron en cambio los oligoquetos, *Branchiura sowerbyi* sólo en C, y *Limnodrilus hoffmeisteri* en D. Los hirudíneos, principalmente *Gloiodella michaelsoni*, aparecieron casi exclusivamente en R. La riqueza de taxones fue mayor en R, pero la aún mayor abundancia de unos pocos grupos (*Heleobia* spp., Sphaeriidae, Glossiphoniidae) en esa estación hizo que la diversidad allí fuera la menor. La diversidad fue mayor en C que en D y en los meses cálidos que en los fríos en ambas estaciones. El modelo de distribución logarítmico se ajusta en todas las estaciones, indicando comunidades de baja uniformidad.

## REFERENCIAS

- APHA. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA - AWWA - WPCF, Washington. 1268 p.
- Armitage, P. D. & J. H. Blackburn. 1985. Chironomidae in a Pennine stream system receiving mine drainage and organic enrichment. *Hydrobiol.* 121: 165-173.
- Arocena, R. & W. Pintos. 1988. Antecedentes para un estudio limnológico del Arroyo Carrasco. Serie Avances de Investigación, Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad de la República, Montevideo. 32 p.
- Arocena, R., W. Pintos, G. Chalar & R. de León. 1989. Variaciones físicas y químicas del arroyo Toledo-Carrasco, en verano. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 20: 15-23.
- Arocena, R. 1991. El macrozoobentos del arroyo Toledo y su relación con los procesos de contaminación y auto-

- depuración. Tesis de Maestría en Biología, PEDECIBA - Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo.
- Bertoldi de Pomar, H., C. Copes, I. Ezcurra & M. Marchese. 1986. Características limnológicas del Río Paraná y sus principales tributarios en el tramo Goya - Diamante. Los sedimentos de fondo y su fauna. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 17: 79-97.
- Bier, R. 1985. Estudio de la macrofauna bentónica del curso inferior del arroyo Solís Grande (Canelones - Maldonado, Uruguay). Tesis de Licenciatura, Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad de la República, Montevideo.
- Bishop, O. N. 1983. *Statistics for Biology*. Longman, Essex. 232 p.
- Bonetto, A. A. & I. Ezcurra. 1964. La fauna bentónica de algunas aguas rápidas del Paraná Medio. *Physis* 24: 311-316.
- Bonetto, A. A. & M. Tassara. 1987/1988. Notas sobre el conocimiento limnológico de los Gasterópodos Paranaenses y sus relaciones tróficas. I. Ampullariidae. *Ecosur* 15: 55-62.
- Bonetto, A. A., M. E. Varela & J. A. Bechara. 1985/1986. El bentos del Paraná medio en el tramo Corrientes - Esquina. *Ecosur* 12/13: 35-57.
- Bournaud, M. & G. Keck. 1980. Diversité spécifique et structure des peuplements de macro-invertebrés benthiques au long d'un cours d'eau: le Furans (Ain). *Acta Oecol. Oecol. Gener.* 1: 131-150.
- Branco, S. M. 1984. *Limnología Sanitaria. Estudio de la polución de aguas continentales*. OEA, Serie de Biología, Washington. 120 p.
- Brinkhurst, R. O. 1965. The biology of the Tubificidae with special reference to pollution, p. 57-65. *In Biological Problems in Water Pollution, Third Seminar 1962*, USPHS, Cincinnati.
- Brinkhurst, R. O. 1966. The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 16: 854-859.
- Caldevilla, G. M. 1940. La Desecación de los Bañados de Carrasco. *Revista de la Facultad de Agronomía*, Montevideo. 31 p.
- Cazzaniga, N. J. 1981. Caracterización química y faunística de canales de drenaje del valle inferior del Río Colorado (Partido de Villarino y Patagones, Provincia de Buenos Aires). *Ecosur* 8: 25-46.
- De Pauw, N & D. Roels. 1988. Relationship between biological and chemical indicators of surface water quality. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1553-1558.
- Di Persia, D. H. 1986. Zoobenthos of the Parana system, p. 589-598. *In Davies, B. R. y K. F. Walker (eds.) The Ecology of River Systems*. Junk, Dordrecht.
- Dumnicka, E. & K. Pasternak. 1978. The influence of physico-chemical properties of water and bottom sediments in the River Nida on the distribution and numbers of oligochaeta. *Acta Hydrobiol.* 20: 215-232.
- Falco Frommel, L. 1978. Estudio de suelos de los Bañados de Carrasco. MAP, Dirección de Suelos y Fertilizantes, Montevideo. 50 p.
- Falco Frommel, L. 1980. Suelos de Sulfatos Ácidos. Estudio del tema en el Uruguay. MAP, Dirección de Suelos, Boletín Técnico No. 7, Montevideo. 27 p.
- Falco Frommel, L. 1985. Mapeo de reconocimiento de los Bañados de Carrasco. MAP, Dirección de Suelos, Montevideo. 19 p.
- Fernández, L. & J. A. Schnack. 1977. Estudio preliminar de la meiofauna bentónica en tramos poluidos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur* 4: 103-115.
- Folk, R. & W. Ward. 1957. Brazos River Bar: A study on the significance of grain size parameters. *J. Sediment. Petrol.* 27: 3-26.
- Gibon, F. M. & B. Statzner. 1985. Longitudinal zonation of lotic insects in the Bandama River System (Ivory Coast). *Hydrobiol.* 122: 61-65.
- Glemarec, M. & C. Hily. 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecol. Ecol. Aplic.* 2: 139-150.
- Harman, W. N. 1974. Snails (Mollusca: Gastropoda), p. 275-312. *In Hart, C. W. & S.L. H. Fuller (eds.) Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic, Nueva York.
- Hawkes, H. A. 1980. Invertebrates as Indicators of River Water Quality, p. 2.1-2.45. *In James, A. & L. Evison (eds.) Biological Indicators of Water Quality*. Wiley, Nueva York.
- Legrand, C. D. 1959. Comunidades psamófilas de la región del Carrasco. *Anales Mus. Hist. Nat.*, 2a. serie 6: 1-53.
- Leopold, L., G. Wolman & J. Miller. 1964. Fluvial processes in geomorphology. Freeman, San Francisco. 522 p.
- Mackie, G.L. 1978. Effects of pollutants on natality of *Musculium securis* (Bivalvia, Sphaeriidae). *The Nautilus* 92: 25-33.
- Magurran, A. E. 1983. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm, London. 179 p.
- Malcolm, S. & S. Stanley. 1982. The sediment environment, p. 1-14. *In D. Nedewell & C. Brown (eds.) Sediment Microbiology*. Academic, London. 234 p.
- Marchese, M. 1981. Contribución al conocimiento del complejo bentónico del río Paraná medio. *Ecología* 6: 55-65.

- Marchese, M. 1984. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del Río Paraná. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.* 15: 157-174.
- Marchese, M. & I. Ezcurra de Drago. 1983. Zoobentos de los principales tributarios del Río Paraná medio en el tramo Goya-Diamante. Su relación con el cauce principal y cauces secundarios. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.* 14: 95-109.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona. 1010 p.
- Meinck, F., H. Stoóff & H. Kohlschutter. 1977. *Les eaux résiduaires industrielles*. Masson, Paris. 863 p.
- Pennak, R. W. 1978. *Fresh-water invertebrates of the United States*. Wiley, Nueva York. 798 p.
- Pennak, R. W. 1989. *Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca*. Wiley, New York. 628 p.
- Pinder, L. C. V. 1989. Biological surveillance of Chalk-streams. *57 Ann. Rep. Freshw. Biol. Assn.*: 81-92.
- Prigione, C. & J. Langone. 1984. Lista preliminar de las especies de anfibios de los bañados de Carrasco y adyacencias. *Com. Zool. Mus. Hist. Nat.* 11: 1-4.
- inguelet, R. A. 1981. Los hirudneos del Museo de Historia Natural de Montevideo. *Com. Zool. Mus. Hist. Nat.* 11: 1-37.
- Sawyer, R. T. 1974. Leeches (Annelida: Hirudinea), p. 82-142. *In* Hart, C. W. & S. L. H. Fuller (eds.). *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic. Nueva York.
- Sganga, J. C. & H. Da Silva. 1977. Estudio de los suelos de la cuenca del Bañado de Carrasco. MAP, Dirección de Suelos y Fertilizantes, Montevideo. 18 p.
- Sladeczek, V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 7: 1-218.
- Varela, M. E., D. Di Persia & A. A. Bonetto. 1980. La fauna bentónica y su relación con la contaminación orgánica en el río Negro (Prov. Chaco, Argentina). *Ecosur* 7: 201-221.
- Wentworth, C. 1932. A scale grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.* 30: 377-392.
- Wilhm, J. L. 1975. Biological indicators of pollution, p. 375-402. *In* Whitton, B. A. H. (ed.). *River Ecology*. Blackwell, Oxford.
- Williams, D. & J. H. Mundie. 1978. Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1030-1033.