

Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina)

PAOLA J PAVÉ^{1,*} & MERCEDES MARCHESI^{1,2,✉}

1. Depto. de Ciencias Naturales, Fac. de Humanidades y Ciencias (UNL), Provincia de Santa Fe, Argentina
2. Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET-UNL), Santo Tomé, Provincia de Santa Fe, Argentina

RESUMEN. Se estudió la incidencia de los efluentes industriales y cloacales sobre la estructura del bentos en el río Las Tunas y su afluente Saucesito (Paraná, Provincia de Entre Ríos, Argentina). Se determinaron las especies y asociaciones de especies en gradientes de buena a mala calidad del agua de estos ríos urbanos. Se realizaron cuatro muestreos, entre julio de 2000 y febrero de 2002, en cuatro estaciones a lo largo del curso. Los resultados obtenidos revelaron que, tanto la densidad como la diversidad específica fueron influenciadas por la contaminación orgánica, con una disminución brusca en la estación afectada por el vertido de los efluentes del parque industrial. Se registraron 85 taxa, siendo los oligoquetos y quironómidos los dominantes. Del análisis de componentes principales, se infirió que la demanda biológica de oxígeno fue el factor que más incidió en la distribución y composición de organismos bentónicos. El río Las Tunas presentó altos valores de DBO₅, la menor densidad, riqueza y diversidad específica, sin recuperación de la calidad del agua en todo el tramo. Aguas arriba, el río Saucesito presentó una mejor calidad, principalmente en la estación de referencia ubicada antes del parque industrial.

[Palabras clave: asociación de especies, contaminación orgánica, tributarios, río Paraná medio]

ABSTRACT. Benthic invertebrates as indicators of water quality in urban rivers (Paraná-Entre Ríos, Argentina): The aim of this study is to assess the effects of industrial and sewage discharges on the benthic structure of urban rivers. Also, the species assemblages associated to different water quality conditions were studied. Four sampling sites were analyzed, from July 2000 to February 2002, during high water level in two urban rivers. In order to determine the quality of the water and the species assemblages, ANOVA, principal components analysis, species diversity and distance index among sites were applied. Eighty-five species or morphospecies were identified, dominated by Oligochaeta and Chironomidae. Average density of benthic invertebrates varied between 233 ind/m² and 29265 ind/m², with higher densities registered in the reference sampling site than in the ones affected by industrial discharges. The species richness ranged from four to 43 taxa, and the Shannon-Wiener index, from 1.37 to 3.95, with the highest value registered in Saucesito river. Filtering and gathering collectors were the dominant feeding groups in all the sites because of the high fine particulate organic matter content. The biological oxygen demand was the main factor in determining the benthic invertebrates distribution and composition. Las Tunas River is hardly polluted, with low benthic density, species richness and diversity, and high DBO₅ values. Saucesito River shows a better water quality, mainly upstream of the industrial discharges. The gradient from clean to polluted water quality, was characterized by the species assemblages Ostracods Podocopa, *Tanytarsus* sp., *D. (D.) obtusa*, *Djalmabatista* sp. 2, *Rheotanytarsus* sp. 1, *S. fossularis* and *Cricotopus* sp. 1 → *N. variabilis*, *C. xanthus* and *L. hoffmeisteri*.

[Keywords: species assemblages, organic pollution, tributaries, Middle Paraná River]

✉ Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET-UNL), José Maciá 1933 (3016), Santo Tomé, Provincia de Santa Fe, Argentina.
mrmarchese@arnet.com.ar
*paolapave@yahoo.com.ar

Recibido: 15 de julio de 2004; Fin de arbitraje: 5 de mayo de 2005; Revisión recibida: 14 de junio de 2005; Aceptado: 21 de julio de 2005

INTRODUCCIÓN

Los ríos urbanos figuran entre los sistemas más degradados porque son impactados por varias fuentes de contaminación tanto puntuales como difusas. Reciben los desagües pluviales, cloacales e industriales, y por lo tanto, una alta carga de nutrientes y materia orgánica cuyo procesamiento es crítico para la calidad del agua de estos ríos. En cualquier ciudad, un río saludable es un recurso que provee beneficios tales como la recreación y crecimiento económico. El grado de deterioro de tales sistemas se produce cuando la cantidad y calidad de los desechos introducidos en él superan su capacidad de recuperación (Tortorelli & Hernández 1995). Los efectos negativos sobre la biota son detectados al exceder las concentraciones umbrales (Cairns 1986).

Los macroinvertebrados bentónicos son los organismos más utilizados desde hace varias décadas como indicadores de calidad del agua en los biomonitoreos de ambientes acuáticos por presentar numerosas ventajas (Plafkin et al. 1989). Viven en íntimo contacto con el sedimento y con las sustancias tóxicas que se encuentren en él y, como resultado de sus estrategias de vida y su hábito sedentario, actúan como monitores continuos del lugar que habitan (Hellawell 1986; Reynoldson 1987; Plafkin et al. 1989; Rosenberg & Resh 1993). La abundancia que presentan en los diversos sistemas acuáticos y el gran número de especies que integran la comunidad zoobentónica, ofrece un amplio espectro de respuestas al estrés ambiental. Generalmente, los organismos bentónicos son capaces de reflejar diferentes perturbaciones antropogénicas (contaminación orgánica, acidez, pérdida de hábitats, entre otros) a través de cambios en su estructura o función (Plafkin et al. 1989).

Los efectos de la contaminación sobre los organismos bentónicos en ríos han sido ampliamente estudiados, principalmente en Europa y Estados Unidos (Hellawell 1986; Rosenberg & Resh 1993; Traunspurger & Drews 1996; Reynoldson & Rodríguez 1999; Verdonschot & Nijboer 2004). Más recientemente, se han utilizado los macroinvertebrados como indicadores claves de las condiciones de los ríos en los estudios de impacto urba-

no sobre la biota acuática (Paul & Meyer 2001; Walsh et al. 2001; Roy et al. 2003).

Los estudios sobre este tema en América del Sur son más recientes y aún muy escasos. Podemos citar las investigaciones de Pintos et al. (1992) y Arocena (1996, 1998), quienes analizaron la composición del bentos en relación a la contaminación del río Uruguay y el río Toledo respectivamente, como resultado de los desechos domésticos e industriales. En Argentina, al igual que en Brasil, el número de trabajos sobre este tema aumentó considerablemente en los últimos años como parte de biomonitoreos en distintas regiones con gran influencia antrópica (Fernández & Schnack 1977; Varela et al. 1980; Gualdoni & Corigliano 1991; Miserendino 1995; Marchese 1997; Rodrigues-Capítulo et al. 1997, 2001; Dalla-Costa et al. 1998; Marchese & Ezcurra de Drago 1999; Rodrigues-Capítulo 1999;; Espíndola et al. 2000; Marques & Barbosa 2001; Gagneten & Marchese 2003).

En este estudio se analiza el impacto de efluentes cloacales e industriales sobre la estructura del bentos de los ríos Saucesito y Las Tunas (tributarios del río Paraná Medio). Se determinan también, las especies y asociaciones de especies relacionadas a gradientes de buena a mala calidad del agua de estos ríos urbanos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El río Saucesito es el principal afluente del río Las Tunas, que recibe este nombre al confluir el arroyo Las Piedras. El río Las Tunas desemboca en el río Paraná Medio después de un recorrido de 28 km, atravesando el parque industrial General Belgrano en la ciudad de Paraná, Entre Ríos (Figura 1). En un área aproximada de 170 ha, el parque industrial concentra alrededor de 20 industrias (textil, metalúrgica, química y alimenticia, entre otras). Las diferentes empresas vierten directamente sus efluentes cloacales al río, aunque algunas poseen plantas de tratamiento de efluentes industriales.

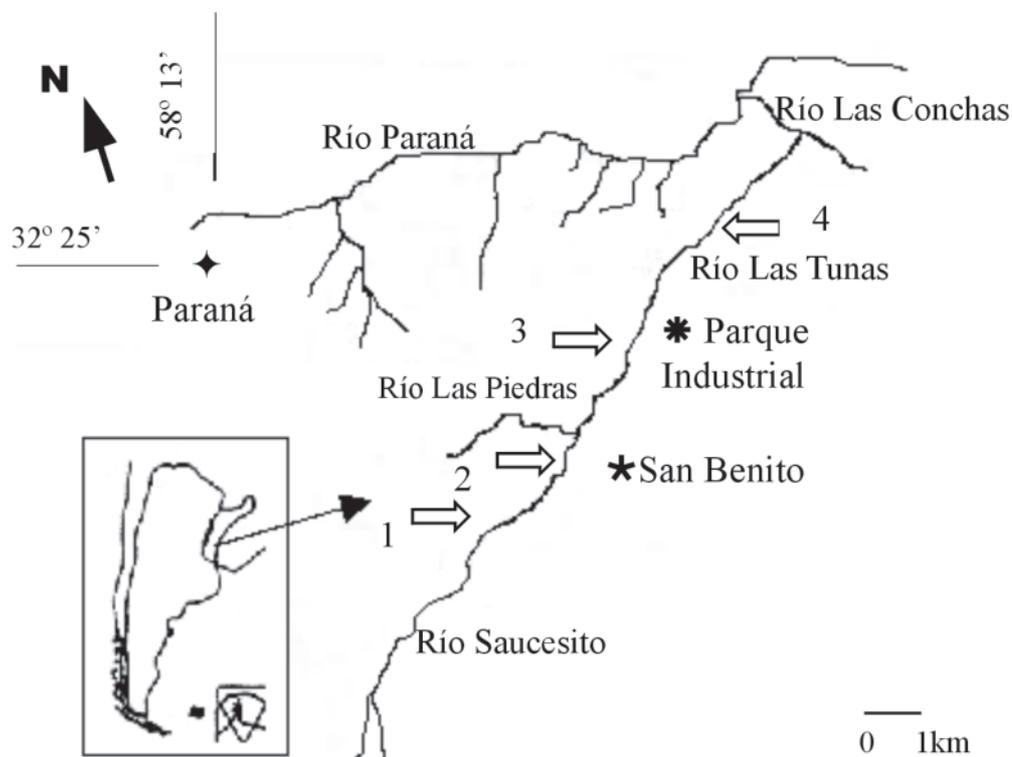


Figura 1. Ubicación del área de estudio y las estaciones de muestreo.

Figure 1. Location of the sampling sites in the urban rivers.

Se establecieron cuatro estaciones de muestreo: uno y dos en las cabeceras correspondientes al río Saucesito, y tres y cuatro en el río Las Tunas. La uno de referencia se encuentra aguas arriba del parque industrial y de la ciudad, la dos y tres en el predio industrial, y la cuatro, aguas abajo de éste, que se estableció con el fin de detectar la posible recuperación del río (Figura 1).

Recolección de muestras y análisis de los datos

Se realizaron cuatro muestreos: en julio (J) y noviembre (N) del 2000, marzo (M) del 2001 y febrero (F) del 2002, a fin de abarcar invierno y verano. Para evitar la influencia sobre la estructura bentónica de distintos niveles hidrométricos del río Paraná, todos los muestreos se llevaron a cabo en períodos de aguas altas (Figura 2). En cada estación de muestreo, se obtuvieron tres unidades muestrales con una draga *mud-snapper* de 100 cm² de superficie de extracción. Se realizó el análisis del bentos, la determinación de materia orgánica y la granulometría de los sedimentos. El contenido

de materia orgánica de los sedimentos, se analizó por diferencia de peso tras incineración. La muestra se secó en estufa a 60°C hasta peso constante, y luego se quemó en mufla a 550°C durante 3 horas. Se pesó en balanza Mettler MS 50. La composición granulométrica se estimó por observación de los sedimentos según la escala dada por Plafkin et al. (1989).

En cada una de las estaciones se registraron profundidad, transparencia del agua con disco de Secchi, pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto (con multiparámetro Horiba U-10) y DBO₅. Las muestras de bentos fueron fijadas en formol al 5% y se filtraron con un tamiz de 200 µm de abertura de malla. Los organismos se extrajeron del sedimento manualmente bajo lupa 10x, previamente teñidos con eritrosina, analizando un total de 43 muestras.

Se calculó la diversidad específica según el índice de Shannon & Wiener y se determinó la riqueza de especies (Magurran 1989). Para analizar la incidencia de los parámetros ambientales sobre la estructura del bentos, se aplicó el Análisis de Componentes Principales

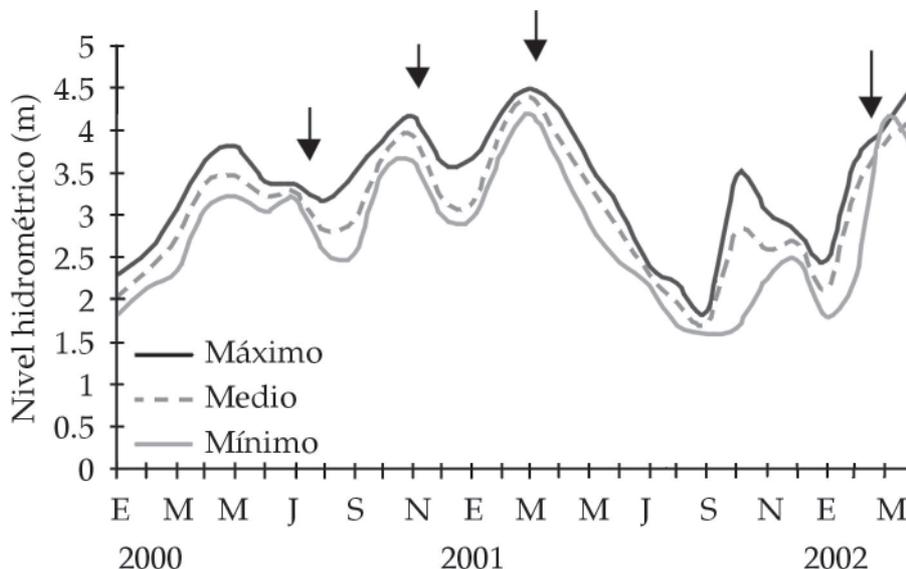


Figura 2. Limnigrama del Río Paraná según escala del puerto de la ciudad de Paraná. Las flechas indican los períodos estudiados.

Figure 2. Water level of the Paraná River at Paraná city. The arrows show the studied periods.

(ACP), teniendo en cuenta las densidades de las especies transformadas a $\log_{10}(x+1)$ y todas las variables ambientales registradas. Para el citado análisis, fue utilizado el Multivariate Statistical Package (MVSP, Kovach 2001). Para analizar la estructura trófica del bentos, se determinaron en cada estación los grupos funcionales según la tabla de Merrit & Cummins (1996). El índice biótico aplicado para determinar la calidad del agua de los ríos fue la relación entre los oligoquetos y quironómidos con otros taxa. Se comparó la densidad del bentos entre estaciones y entre fechas mediante ANOVA de dos vías. Se correlacionaron los atributos de la comunidad (densidad, riqueza y diversidad) con las variables ambientales mediante el coeficiente de Pearson. Se aplicó ANOVA a las variables ambientales para analizar posibles diferencias entre las estaciones de muestreo. Para estos análisis se utilizó SPSS 10.0.

Para la determinación taxonómica de los organismos del bentos se utilizaron las claves de Brinkhurst & Marchese (1992), Lopretto & Tell (1995), Trivinho-Strixino & Strixino (1995) y Fernández & Domínguez (2001).

RESULTADOS

Características físicas y químicas

Los valores de los parámetros físicos y químicos se muestran en la tabla 1. De la aplicación de test de ANOVA a las variables, sólo se obtuvieron diferencias significativas con la profundidad ($F = 4.87$; $P = 0.04$) y la DBO_5 ($F = 18.50$; $P = 0.05$). La profundidad varió entre 19 y 40 cm, con ambas máximas registradas en febrero. La temperatura del agua osciló entre 8°C en invierno y 23°C en verano, con valores similares en las distintas estaciones de muestreo. La transparencia de Secchi, presentó en general los mayores valores en la estación dos y los menores en la uno. La conductividad varió entre 631 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 1501 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con los menores valores registrados en noviembre. El pH osciló entre 6.5 y 8.3, obteniéndose en general valores bajos en la estación tres, más influenciada por los efluentes cloacales e industriales.

El oxígeno disuelto osciló entre 3.9 mg/L y 12.7 mg/L, correspondiendo los menores

Tabla 1. Parámetros físicos y químicos del agua y materia orgánica de los sedimentos de fondo registrados en cada estación de muestreo. J: julio; N: noviembre; M: marzo; F: febrero.

Table 1. Physical and chemical parameters of the water and the organic matter of the sediments at each sampling site during the studied period. J: July; N: November; M: March, F: February.

	1J	2J	3J	4J	1N	2N	4N	1M	2M	3M	4M	1F	2F	3F	4F
Profundidad (cm)	34	31	21	21	26	31	21	30	31	35	36	35	40	38	19
Temperatura (°C)	8	9	9	8	23	19	21	23	21	20	20	23	22	22	23
Secchi (cm)	34	31	21	19	26	31	21	13	31	15	13	11	25	13	19
pH	7.2	6.5	6.5	7.2	8.3	8.2	7.9	8.2	8.0	7.8	7.2	7.8	6.9	6.6	7.0
Conductividad (µS/cm)	1501	1401	1401	1201	731	691	631	1001	771	821	691	1491	1151	1351	1004
Oxígeno disuelto(mg/L)	12.7	11.1	4.5	10.2	8.3	9.1	6.3	8.9	9.9	3.9	7.3	6.22	7.56	6.7	9.77
DBO (mg/L)	10	10	52	22	6	14	24	14	15	18	19	28	18	93	19
Materia orgánica (%)	2.2	3.6	1.1	0.3	6.8	4.6	3.6	5.4	2.6	2.1	4.9	6.7	3.3	7.3	1.5

valores siempre a la estación tres, mientras que en la estación uno (de referencia) la dos y la cuatro, se obtuvieron, en general, mayores concentraciones de oxígeno. La DBO₅ osciló entre 6 mg/L y 93 mg/L, y fue en general mayor al máximo valor dado por Hellawell (1986), de 3.0 a 7.0 mg/L para aguas naturales, con los valores más altos registrados en la estación tres. Éstos quedarían comprendidos en el rango de efluentes industriales, y los demás en el rango de efluentes cloacales tratados según Hellawell (1986). En la estación cuatro, se obtuvieron valores entre 19 mg/L y 24 mg/L.

El contenido de materia orgánica de los sedimentos varió entre 0.3% en la arena y grava de la estación cuatro, y 7.3% en sedimento arenolimoso de la tres. La estación uno, con sedimento limo-arcilloso, presentó el mayor promedio de los porcentajes de materia orgánica.

Análisis cualitativo y cuantitativo del bentos

La densidad promedio osciló entre 233 ind/m² (1M) y 29.265 ind/m² (1N), obteniéndose, en general, la menor densidad en la estación tres. Se registraron un total de 85 taxa, de los cuales 33 se reconocieron a nivel específico y el resto a diferentes niveles taxonómicos (Tabla 2).

Los oligoquetos y quironómidos fueron los taxa más representativos, tanto cualitativa

como cuantitativamente (Figura 3). Los taxa que alcanzaron mayores densidades en la estación uno, fueron *Coelotanypus* sp., *Polypedilum* spp., *Tanytarsus* sp., Ceratopogonidae I y ostrácodos. En la estación dos, *Nais variabilis* (Piguet), *Stylaria fossularis* (Leidy), *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede), *Dicrotendipes* sp.2, *Dicrotendipes* sp.3 y *Polypedilum* spp. En la estación tres, considerada como estación problema, no se obtuvieron taxa dominantes, excepto las altas densidades registradas de *Dero* (*D.*) *obtusa* (d'Udekem) en el mes de marzo, y de Ceratopogonidae II durante el mes de febrero. En la estación cuatro, tomada como posible zona de recuperación, dominó *L. hoffmeisteri* (Claparede) y *Polypedilum* spp.

Si bien no se obtuvo una correlación significativa ($r = 0.19$; $p = 0.50$) entre la densidad total y la materia orgánica de los sedimentos, en la mayoría de los muestreos se observó una relación directa entre ambas.

La riqueza varió entre 4 en 4J y 43 taxa en 1N, la diversidad entre 1.37 en 3J y 3.95 en 2F, y la equitatividad entre 0.53 en 3J y 0.97 en 1M, con los menores promedios de los tres parámetros en las estaciones tres y cuatro (Tabla 3).

Los dos primeros ejes del ACP explicaron el 63% (autovalores: eje 1:3.867, eje 2:1.803) de la varianza de los datos físicos y químicos (Figura 4). La muestra 3F se separa del resto por su mayor DBO, variable que también

Tabla 2. Composición taxonómica (presencia-ausencia) del bentos de los ríos Saucesito y Las Tunas durante el período estudiado. Los códigos expresados en la tabla se utilizan en la Figura 5B.

Table 2. List of the benthic taxa (presence-absence) of the Saucesito and Las Tunas Rivers during the studied period. The symbols shows are the same as used in the Figure 5B.

Taxa	Código	Estaciones			
		1	2	3	4
PORIFERA				x	
CNIDARIA					
<i>Hydra</i> sp.			x		
PLATYHELMINTHA					
Tricladida			x		x
Microturbellaria		x			x
NEMATODA					
Mermithidae I		x	x		x
ANNELIDA					
<i>Aeolosoma</i> sp.			x		
Enchytraeidae I		x	x	x	
<i>Trieminentia corderoi</i> (Harman 1969)			x		
<i>Chaetogaster diastrophus</i> (Gruithuisen 1828)		x	x		
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen 1828)		x	x		
<i>Amphichaeta americana</i> Tauber 1879		x			
<i>Pristina leidy</i> Smith 1896		x			
<i>Pristina aequiseta</i> Bourne 1891			x		
<i>Pristina proboscidea</i> Beddard 1896			x	x	x
<i>Pristina americana</i> Cernosvitov 1937		x			x
? <i>Pristina longisoma</i> Harman 1977			x		
<i>Pristina osborni</i> (Walton 1906)		x	x		
<i>Pristina jenkinae</i> (Stephenson 1931)	Pj	x			
<i>Pristina cfr. acuminata</i> Liang 1958	Pac	x	x		
<i>Stylaria fossularis</i> Leidy 1852	Sf	x	x	x	
<i>Dero (Dero) obtusa</i> d'Udekem 1885	Do	x	x	x	x
<i>Dero (Dero) digitata</i> (Müller 1773)				x	
<i>Dero (Dero) sawayai</i> Marcus 1943		x	x		x
<i>Dero (Dero) nivea</i> Aiyer 1929	Dn	x	x		
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i> (Müller 1773)			x	x	x
<i>Nais communis</i> Pigué 1906		x	x		x
<i>Nais bretscheri</i> Michaelsen 1899			x		
<i>Nais variabilis</i> Pigué 1906	Nv		x		
<i>Slavina isochaeta</i> Cernosvitov 1939		x			
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede 1862	Lh	x	x	x	x
<i>Aulodrilus pigueti</i> Kowalewski 1914	Ap	x	x		
<i>Bothrioneurum americanum</i> Beddard 1894		x		x	
Megadrili I			x		
<i>Helobdella adiantola</i> Ringuelet 1972		x	x		
Hirudinea I		x	x		x
ACARI					
Hydracarina I		x	x	x	

Tabla 2. Continuación.

Table 2. Continued.

Taxa	Código	Estaciones			
		1	2	3	4
COLLEMBOLA					
Entomobryidae I		x	x	x	x
EPHEMEROPTERA					
<i>Baetis</i> sp.		x	x		x
<i>Caenis</i> sp.		x			
<i>Campsurus</i> sp.		x			
ODONATA					
Zygoptera I		x			
COLEOPTERA		x			
LEPIDOPTERA		x			
CHIRONOMIDAE					
<i>Coelotanypus</i> sp.	Coe	x	x		
<i>Ablabesmyia</i> sp.		x	x		
<i>Tienemannimyia</i> (Grupo)					x
<i>Djalmabatista pulcher</i> (Johansen, 1908)		x			
<i>Djalmabatista</i> sp2	Dj2	x	x	x	
<i>Tanypus punctipennis</i> Meigen 1818		x			
<i>Axarus</i> sp.		x			x
<i>Chironomus xanthus</i> Rempel 1939	Cx	x	x	x	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	Cry	x	x		x
<i>Dicrotendipes</i> sp2	Di2	x	x	x	x
<i>Dicrotendipes</i> sp3	Di3	x	x		x
<i>Parachironomus</i> sp1			x	x	
<i>Parachironomus</i> sp2		x		x	x
<i>Paratendipes</i> sp.		x			
<i>Polypedilum</i> spp.	Pol	x	x	x	x
<i>Tanytarsus</i> sp	Tany	x	x		x
<i>Rheotanytarsus</i> sp1	Rh1	x	x		x
<i>Rheotanytarsus</i> sp2		x	x		
<i>Paratanytarsus</i> sp.		x		x	
<i>Corynoneura</i> sp2			x		
<i>Tienemanniella</i> (?) sp3	Tie3	x	x		x
<i>Cricotopus</i> sp1	Cri1	x	x		x
<i>Cricotopus</i> sp2		x	x		
<i>Nanocladius</i> sp.			x		
PSYCHODIDAE I				x	
CERATOPOGONIDAE I	CerI	x	x	x	x
CERATOPOGONIDAE II	CerII			x	
TIPULIDAE I		x		x	
CLADOCERA					
<i>Daphnia</i> sp.		x			
<i>Ilyocryptus</i> sp.			x		x

Tabla 2. Continuación.

Table 2. Continued.

Taxa	Código	Estaciones			
		1	2	3	4
<i>Echinisca elegans</i> (Sars 1901)			x		
<i>Leydigia</i> sp.		x			
Cladóceros no identificados				x	
OSTRACODA					
Podocopida I	Pod	x	x	x	x
COPEPODA					
Calanoida I		x	x		
Cyclopoida I		x	x	x	x
ISOPODA I				x	
AMPHIPODA					
<i>Hyalella curvispina</i> Shoemaker 1942	Hc	x			
MOLLUSCA					
<i>Corbicula fluminea</i> (Müller 1774)		x			
<i>Asolene (A) puelchella</i> Antón		x			
? <i>Potamolithus</i> sp.		x			
<i>Gundlachia</i> sp.		x			x

discriminó a 3J. Las muestras de las estaciones uno y dos, formaron un grupo por su mayor concentración de oxígeno y transparencia del agua, y la estación cuatro y 3M por su semejanza en valores de pH.

El ACP aplicado a la densidad de las especies, explicó el 42% (autovalores: eje 1:14.406; eje 2:9.432) de la varianza con los dos primeros ejes. Este análisis, discriminó un gradiente de calidad del agua a través de las estaciones según la influencia de los efluentes cloacales e industriales (Figura 5a y 5b). Se pueden delimitar tres grupos, el I formado por las muestras estivales de las estaciones menos afectadas, caracterizadas por una mayor densidad, riqueza y diversidad de especies, el grupo II por las estaciones moderadamente afectadas, y el III por las estaciones más afectadas por los efluentes.

En cuanto a los grupos funcionales (Tabla 3), en todas las estaciones dominaron los colectores-recolectores de detritus (principalmente oligoquetos y quironómidos). Los filtradores estuvieron mejor representados en la estación uno, los raspadores (gasterópodos) se registra-

ron sólo en la estación uno y cuatro, y los depredadores, principalmente Tanypodini, estuvieron poco representados en general. Los detritívoros-alguívoros (naidídeos), fueron registrados en mayor porcentaje en las estaciones uno y dos.

La relación entre oligoquetos, quironómidos y otros taxa, estuvo en general representada por los tres grupos en la estación uno. Por su parte, la dos estuvo dominada por quironómidos, y en la tres abundaron los otros taxa (principalmente ceratopogónidos), a excepción del mes de marzo cuando dominaron los oligoquetos (*D. (D) obtusa*). En la estación cuatro, codominaron los oligoquetos y quironómidos (Tabla 3).

De la aplicación del ANOVA, se obtuvieron diferencias significativas en las abundancias, tanto entre estaciones en marzo y febrero, como entre fechas dentro de cada estación (Tabla 4). El test de Tukey, arrojó diferencias significativas entre todas las estaciones, excepto entre las dos y tres. No se obtuvieron correlaciones significativas entre los atributos de la comunidad y variables ambientales.

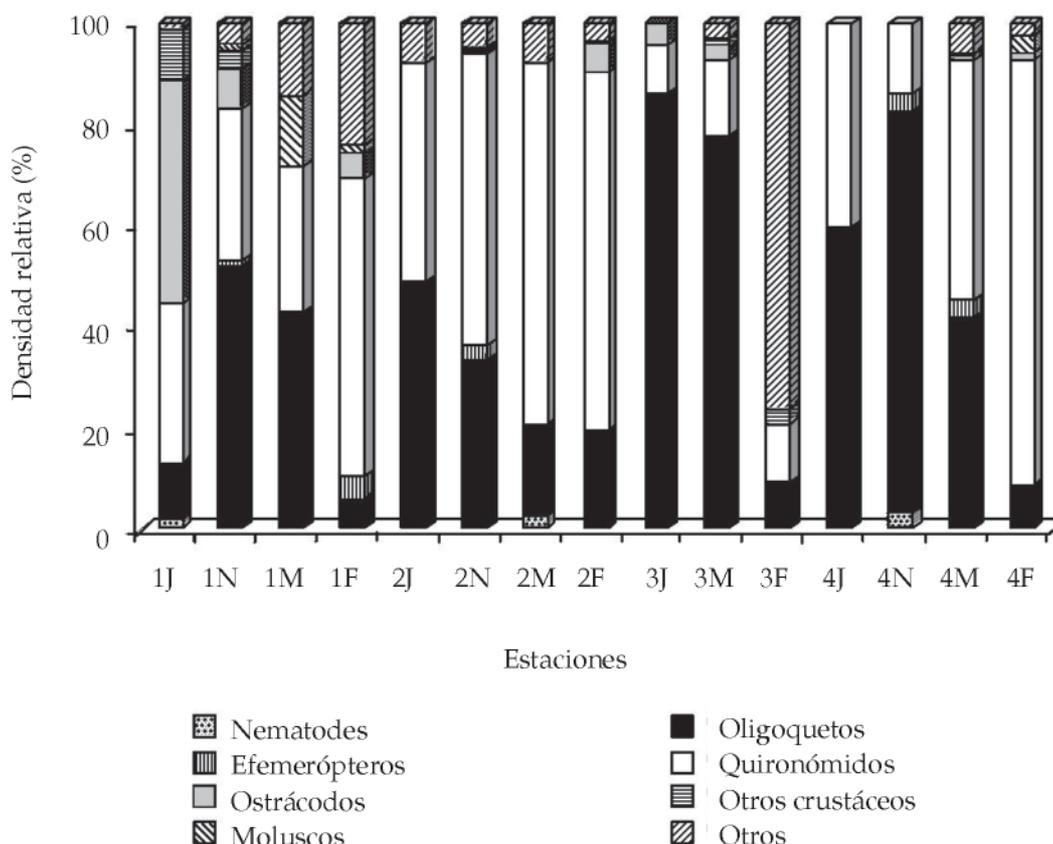


Figura 3. Porcentaje de la abundancia relativa de los taxa obtenidos en cada estación de muestreo durante el período estudiado.

Figure 3. Relative abundance percentages of the taxa obtained at the sampling sites during the studied period.

DISCUSIÓN

Los ríos urbanos están fuertemente influenciados por fuentes puntuales y difusas de contaminación, con contenidos de nutrientes orgánicos e inorgánicos asociados a la urbanización, actividades industriales y agrícolas (Shieh et al. 1999). El diseño de este estudio, no permite diferenciar los efectos de los nutrientes incorporados a los ríos desde efluentes cloacales o liberados por descargas industriales. No obstante, se puede hipotetizar que la estación tres, más afectada, es donde ambos tipos de contaminantes tienen un efecto sinérgico sobre la comunidad bentónica, simplificando su estructura con una menor riqueza y diversidad de especies.

La diversidad específica obtenida en tributarios y cauces secundarios menores de la cuenca

del río Paraná Medio no contaminados, fue un índice de Shannon de entre 0 y 3 (Marchese & Ezcurra de Drago 1983), mientras que en el río Saucesito se registró hasta 3.97. Según los criterios de Wilhm & Dorris (1968), el río Las Tunas quedaría comprendido en el rango de aguas moderadamente poluídas (1.0 a 3.0), mientras que el río Saucesito entre aquellas moderadamente poluídas a aguas limpias (> 3.0). Rodrigues Capítulo et al. (1997), quienes en un estudio realizado en el Río de La Plata registraron la menor diversidad (0.4) en sedimentos con mayor contenido de materia orgánica, concluyen que no pueden esperarse valores altos de diversidad específica dada la perturbación natural que significa el régimen hidrodinámico del río, independientemente de los aportes contaminantes. Resultados similares fueron obtenidos en la faja central del sistema del río Paraná (cauce principal y cauces secundarios de mayor jerarquía), donde el

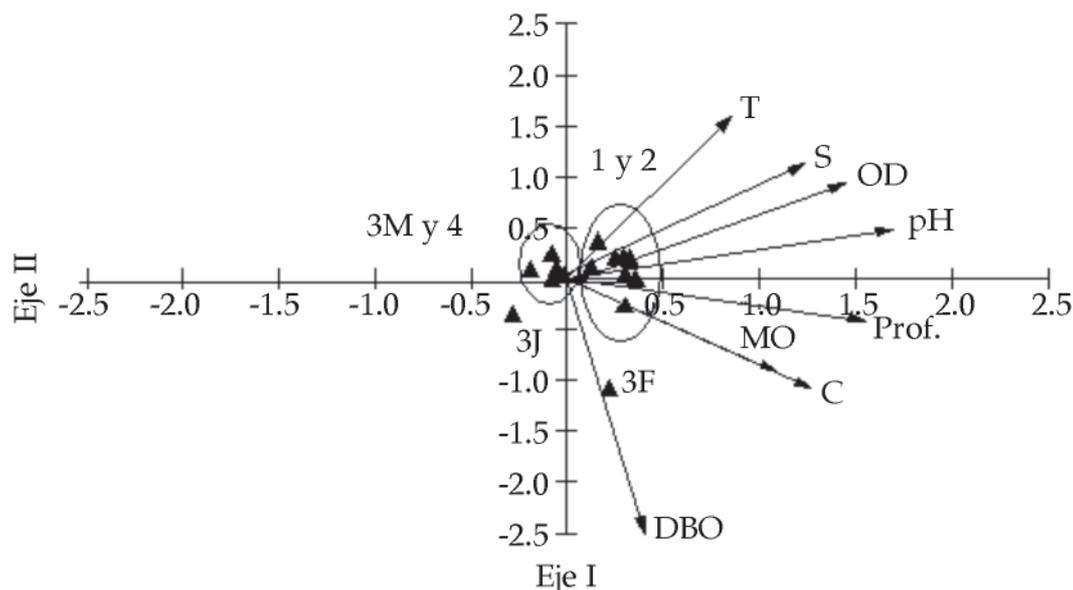


Figura 4. Ordenación de las estaciones de muestreo de acuerdo a las variables ambientales aplicando el ACP. T: temperatura; S: Secchi; OD: oxígeno disuelto; Prof: profundidad; MO: materia orgánica; C: conductividad; DBO₅: Demanda Biológica de oxígeno.

Figure 4. Principal components analysis (PCA) results of sample scores and environmental variables. T: temperature; S: Secchi; OD: oxygen dissolved; Prof: depth; MO: organic matter; C: conductivity, DBO₅: Biological oxygen demand.

índice de Shannon fue siempre menor a 1.0, aún en condiciones prístinas (Marchese & Ezcurra de Drago 1992, 1999). Esto se debe a las características físicas del lecho del cauce que lo hacen sumamente riguroso para su colonización, lo que evidencia que la sola aplicación del índice de diversidad de Shannon & Wiener no conduce a la determinación de grados de polución en ríos de llanura, con características de potamon en todo su largo.

El mayor número de taxa (43), se obtuvo en el río Saucesito, superior a los hallados en cauces secundarios (4-12) y tributarios (2-12) no contaminados orgánicamente del río Paraná Medio (Marchese & Ezcurra de Drago 1992; Marchese et al. 2002). Esto se debe principalmente a una mayor heterogeneidad de hábitats dada por parches de distinta textura de los sedimentos. Además, estos valores fueron considerablemente mayores a los obtenidos en ambientes de la cuenca del río Salado (entre 1 y 9 taxa) con polución orgánica e inorgánica (Marchese & Ezcurra de Drago 1999).

Los valores de riqueza específica encontradas en los ríos Saucesito y Las Tunas, fueron similares a los obtenidos por Miserendino (1995), quien analizó la incidencia de los efluentes cloacales en el tramo medio del río Esquel donde el número de taxa osciló entre 14 y 44, correspondiendo los menores valores a las estaciones más afectadas.

La demanda biológica de oxígeno fue el parámetro ambiental que más incidió sobre la estructura bentónica de los ambientes estudiados. Por los valores obtenidos, y según Hynes (1978), el río Saucesito quedaría clasificado como de dudosa a mala calidad de aguas, y Las Tunas de mala calidad. También, de acuerdo a Hellawell 1986, quedarían comprendidos dentro del rango de efluentes cloacales tratados a industriales, sin recuperación en todo el tramo.

Se definió, a través del ACP, un gradiente de calidad del agua desde las estaciones más limpias a las más contaminadas, caracteriza-

ZOOBENTOS DE RÍOS URBANOS

Tabla 3. Valores de densidad promedio (ind/m²), riqueza de especies, diversidad específica (índice de Shannon), equitatividad, grupos funcionales (%) y relación oligoquetos/quironómidos/otros taxa (%).

Table 3. Values of the average density (ind/m²), species richness, diversity (Shannon index), evenness, feeding groups (%) and oligochaetes/chironomids/other taxa ratio (%).

	Estaciones															
	1 (aguas arriba)				2 (en predio)				3 (en predio)				4 (aguas abajo)			
	J	N	M	F	J	N	M	F	J	M	F	J	N	M	F	
Densidad promedio (ind/m ²)	16.433	29.265	233	7.999	1.300	5.932	1.433	17.732	2.066	4.566	1.233	350	1.450	2.733	12.833	
Riqueza específica	28	43	6	16	9	27	11	35	6	15	15	4	11	9	20	
Índice de Shannon	2.97	3.77	2.52	2.68	2.69	3.51	2.21	3.95	1.37	2.21	3	1.85	2.21	1.93	3.06	
Equitatividad	0.62	0.69	0.98	0.67	0.85	0.74	0.64	0.77	0.53	0.57	0.77	0.92	0.64	0.61	0.71	
Grupos funcionales (%)																
depredadores	5.14	10.05	0	37	5.31	4.79	2.38	7.91	0	0.74	5.74	0	3.49	4.92	11.42	
detritívoros-detritus	22.43	36.34	57.35	37.06	84.07	57.33	71.9	70.16	6.56	80.99	82.81	71.47	86.04	92.56	80.07	
raspadores	0	0.7	14.36	1.27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.98	
filtradores	67.55	29.39	0	23.43	2.69	7.74	9.3	14.23	66.04	17.53	11.45	28.53	3.49	2.52	3.99	
detritívoros-alguívoros	4.88	23.52	28.29	1.24	7.93	30.14	16.42	7.7	27.4	0.74	0	0	6.98	0	0.54	
Grupos taxonómicos (%)																
oligoquetos	8.74	40.6	42.62	4.03	48.61	31.66	16.43	17.69	30.7	67.02	8.25	42.65	76.45	41.1	8.58	
quironómidos	24.18	23.54	28.69	47.77	43.6	55.14	64.84	65.18	3.26	12.48	10.99	28.82	13.43	46.97	81.52	
otros taxa	67.08	35.86	28.69	48.2	7.79	13.2	18.73	17.13	66.04	20.5	80.76	28.53	10.12	11.93	9.9	

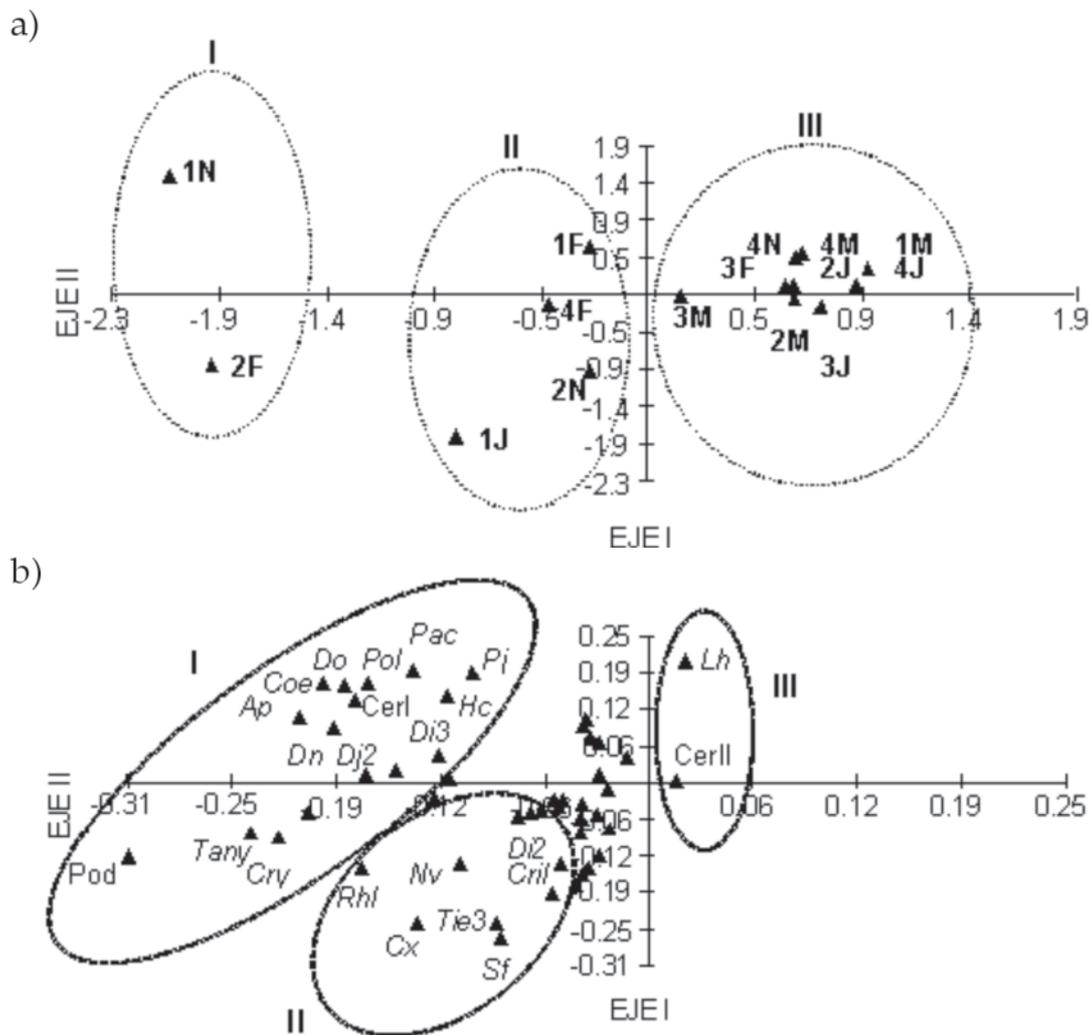


Figura 5. (a) Ordenación de las estaciones de muestreo de acuerdo a la densidad de los organismos bentónicos mediante el Análisis de Componentes Principales (ACP). (b) Distribución de los organismos bentónicos en el espacio de acuerdo al ACP. Los códigos son los mismos que en la Tabla 2. Se señalan sólo las especies más significativas.

Figure 5. (a) Order of the samples scores according to the density of invertebrates resulted from the principal components analysis (PCA). (b) Principal components analysis (PCA) ordinations of species scores. The symbols are the same as shown in Table 2. Only the most significant species are shown.

das por la densidad, riqueza y diversidad de taxa altas y bajas, respectivamente. Los taxa que responden a este gradiente en mayores densidades fueron ostrácodos Podocopida, *Tanytarsus* sp., *D. (D.) obtusa*, *Djalmabatista* sp.2, *Rheotanytarsus* sp.1, *S. fossularis* y *Cricotopus* sp. 1 → *N. variabilis*, *C. xanthus* y *L. hoffmeisteri*.

Los colectores-recolectores de detritus fueron dominantes sobre el resto de los grupos funcio-

nales, lo cual coincide con los trabajos realizados por Marchese & Ezcurra de Drago (1992, 1999) y Higuti & Takeda (2002) en diferentes ambientes lóticos de la cuenca del río Paraná. Esto, indicaría una mala calidad de las aguas (Plafkin et al. 1989; Rosenberg & Resh 1993).

Kerans & Karr (1994) hipotetizan que con el incremento del impacto humano aumentaría la proporción de colectores-recolectores y

filtradores, y decrecería la proporción de raspadores, trituradores y depredadores (excepto Tanypodinae e Hirudinea). Sin embargo, el gran número de colectores-recolectores en estos ambientes no sólo se debe a la contaminación, sino a que los grupos de organismos más representativos de ríos de llanura son los oligoquetos y quironómidos por ser la particulada fina, la fracción más importante de materia orgánica (Marchese 1997).

Rabeni et al. (1985) sugieren que la evaluación de calidad del agua basada en los grupos funcionales podría ser mejor que la basada en la estructura taxonómica de la comunidad bentónica, por reflejar los atributos ecológicos más significativos de los ríos. Por lo tanto, analizar los ensamblajes de invertebrados bentónicos desde una perspectiva funcional permite obtener información de cómo cambian funcionalmente en respuesta a perturbaciones antropogénicas. En ambientes de la llanura aluvial del río Paraná Medio, el análisis de grupos funcionales para determinar grados de contaminación debería tener en cuenta la proporción de individuos que representan cada grupo funcional y el número de grupos funcionales. Según Irons et al. (1994), los trituradores son muy escasos, o prácticamente ausentes, en la mayoría de los ambientes tropi-

cales y subtropicales por razones fisiológicas. Estos, adhieren que la fragmentación de las hojas puede ser un mecanismo trófico desarrollado por unos pocos invertebrados acuáticos, principalmente aquellos evolutivamente adaptados a ambientes de zonas templadas. Wantzen et al. (2002) sostienen que las sustancias químicas presentes en vegetales, fenoles y taninos, entre otros, actúan como agentes defensivos que impiden la colonización de invertebrados en la materia orgánica particulada gruesa.

La relación de los oligoquetos y quironómidos con otros taxa, confirma la dominancia de éstos en este tipo de ambientes sobre los demás grupos, en coincidencia con Varela et al. (1980); Takeda et al. (1997); Marchese & Ezcurra de Drago (1999); Rodríguez Capítulo et al. (2001).

Podemos concluir que el río Las Tunas presenta una marcada contaminación orgánica, registrándose valores muy altos de DBO₅ y la menor densidad, riqueza y diversidad de especies bentónicas, sin recuperación de la calidad del agua en todo el tramo. Por otro lado, el río Saucesito si bien presenta focos de enriquecimiento orgánico, tiene una mejor calidad, principalmente aguas arriba del parque industrial.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a G. Menéndez (Director General de Desarrollo, Ecología y Control Ambiental de la Pcia. de Entre Ríos), y al personal por su colaboración en el análisis de DBO₅. Al personal del Dpto. de Hidrología y Riego de la Dirección de Hidráulica de la Pcia. de Entre Ríos y Dirección de Medio Ambiente de la Municipalidad de Paraná por la información brindada sobre la cuenca y el parque industrial. A P. Zamboni por el apoyo brindado.

BIBLIOGRAFÍA

- AROCENA, R. 1996. La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el Río Toledo (Uruguay). *Rev. Biol. Trop.* **44**(2):643-655.
- AROCENA, R. 1998. Statistical analysis of benthic communities to assess suspected degradation and recuperation zones in an urban stream (Uruguay).

Tabla 4. Resultados de las densidades totales del zoobentos según el test de ANOVA.

Table 4. Results of the total densities obtained from the ANOVA test.

	F	P
Estación 1	11.31	0.006
Estación 2	4.47	0.058
Estación 3	15.83	0.002
Estación 4	8.08	0.016
Muestreo de Julio	3.02	0.109
Muestreo de Marzo	14.37	0.003
Muestreo de Febrero	11.46	0.006
Est. 1, Est.2	5.17	0.029
Est. 1, Est.3	7.44	0.010
Est. 1, Est.4	6.35	0.017
Est. 2, Est.3	2.03	0.181
Est. 2, Est.4	5.37	0.026
Est. 3, Est.4	8.40	0.007

- Verh. Internat. Verein. Limnol.* **26**(3):1188-1192.
- BRINKHURST, RO & MR MARCHESE. 1991. *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centro América*. Colección Climax N° 6, Segunda edición. Asoc. Cs. Nat. del Litoral. Santa Fe, Argentina. 207pp.
- CAIRNS, J JR. 1986. Management of water quality and natural habitats to enhance both human and wildlife needs. Pp. 86-99 in: J JR Cairns & R Patrick (eds.). *Environmental regeneration II: Managing water resources*. Praegen Publ. Filadelfia, USA.
- DALLA-COSTA, MLR; MGG POZZOBON; I TOMM; VF FOIATO; MMT FORNARI ET AL. 1998. Evaluation of water quality in the Toledo River through physical, chemical and biological parameters (Toledo, Paraná, Brasil). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **26**(3):1212.
- ESPÍNDOLA, EL; CM PASCHOAL; O ROCHA; MB BOHRER & A OLIVEIRA NETO (eds.). 2000. *Ecotoxicología- Perspectiva para o Século XXI*. Rima. San Carlos, Brasil. 575pp.
- FERNÁNDEZ, L & JA SCHNACK. 1977. Estudio preliminar de la fauna bentónica en tramos poluídos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur* **4**:103-115.
- FERNÁNDEZ, HR & E DOMÍNGUEZ. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericano*. Ed. Univ. de Tucumán. Tucumán, Argentina. 282pp.
- GAGNETEN, A & MM MARCHESE. 2003. Effect of Paraquat on freshwater zooplankton and zoobenthic assemblages in enclosure experiments. *Ecohydrology and Hydrobiology* **3**(4):389-398.
- GUALDONI, CM & M DEL C CORIGLIANO. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Rev. UNRC.* **11**(1):43-49.
- HELLAWELL, JM. 1986. *Biological indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier applied Science.
- HIGUTI, J & AM TAKEDA. 2002. Spatial and temporal variation in densities of chironomid larvae (Diptera) in two lagoons and two tributaries of the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Braz. J. Biol.* **62**(4B):807-818.
- HYNES, HBN. 1978. *The Biology of Polluted Waters*. Univ. Toronto Press.
- IRONS, JG; MW OSWOOD; RJ STOUT & CM PRINGLE. 1994. Latitudinal patterns in leaf breakdown: is temperature really important?. *Freshwater Biology* **32**:401-411.
- KERANS, BL & JR KARR. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of Tennessee Valley. *Ecol. Appl.* **4**:768-785.
- KOVACH, WL. 2001. *Multivariate Statistical Package Computing Services*. United Kingdom.
- LOPRETTO, CE & G TELL. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ed. Sur, Tomo I, II y III. La Plata, Argentina.
- MAGURRAN, AE. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Edic. Vedral. 200pp.
- MARCHESE, M. 1997. *Uso del zoobentos en la evaluación de calidad de aguas en ambientes lóticos del río Paraná Medio*. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina.
- 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. Litoral.* **14**:97-107.
- MARCHESE, M & I EZCURRA DE DRAGO. 1992. Benthos of the lotic environments in the middle Paraná River system: transverse zonation. *Hydrobiologia* **237**:1-13.
- MARCHESE, M & I EZCURRA DE DRAGO. 1999. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of the Paraná River drainage basin. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **46**(3-4):233-255.
- MARCHESE, M; I EZCURRA DE DRAGO & E DRAGO. 2002. Benthic Macroinvertebrates and Physical Habitat relationships in the Paraná River-floodplain System. Cap. VIII. Pp. 111-13 in: Mc Clain (Eds.). *The Ecohydrology of Southamerican Rivers and Wetlands*. International Association of Hydrological Sciences. Special publications n°6. Wallingford, Inglaterra.
- MARQUES, MM & F BARBOSA. 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Río Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia* **457**:69-76.
- MERRIT, RW & KW CUMMINS. 1996. *An introduction to the Aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Pub. Co. Iowa, USA. 414 pp.
- MISERENDINO, ML. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos de un sistema lótico andino-patagónico. *Ecología Austral* **5**(2):133-142.
- PAUL, MJ & JL MEYER. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**:333-365.
- PINTOS, WDC; D CONDE & W NORBIS. 1992. Contaminación orgánica en el Río Uruguay (Paysandú, Uruguay). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* **23**(1y2):21-29.
- PLAFKIN, JL; MT BARBOUR; KD PORTER; SK GROSS & RM HUGHES. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers. Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Office of Water Regulations and Standards, Environmental Protection Agency. Washington DC, USA.
- RABENI, CF; SP DAVIES & KE GIBBS. 1985. Benthic invertebrate response to a pollution abatement:

- structural changes and functional implications. *Water Resour. Bull.* **21**:489-498.
- REYNOLDS, TB. 1987. The role of environmental factors in the ecology of tubificid oligochaetes and experimental study. *Holarct. Ecol.* **10**:241-248.
- REYNOLDS, TB & P RODRIGUEZ. 1999. Field methods and interpretation for sediments bioassessment. Pp. 135-175 in: AM Murdoch; JM Azcue & P Murdoch (eds.). *Manual of Bioassessment of Aquatic Sediment Quality*. Lewis Publishers. Boca Raton, USA.
- RODRÍGUEZ-CAPÍTULO, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* **58**:208-217.
- RODRIGUES-CAPÍTULO, A; I CÉSAR; M TASSARA; A PAGGI & M REMES LEMICOV. 1997. Zoobentos. Pp.131-137 en: *Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena)*. Consejo Permanente para el Monitoreo de la Calidad de las Aguas de la Franja Costera del Río de la Plata. Buenos Aires, Argentina.
- RODRIGUES-CAPÍTULO, A; M TANGORRA & C OCÓN. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* **35**:109-119.
- ROSENBERG, DM & VH RESH. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York Chapman & Hall. 488 pp.
- ROY, AH; AD ROSEMOND; MJ PAUL; DS LEIGH & JB WALLACE. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology* **48**(2):329-346.
- SHIEH, SH; BC KONDRATIEFF; JV WARD & DA RICE. 1999. The relationship of macroinvertebrate assemblages to water chemistry in a polluted Colorado plains stream. *Arch. Hydrobiol.* **145**:405-432.
- TAKEDA, AM; GY SHIMIZU & J HIGUTI. 1997. Variações espaço-temporais da comunidade zoobentônica. Pp. 157-177 em: AE Vazzoler; AA Agostinho & NS Hahn (Eds.) *A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM. Maringá, Brasil.
- TORTORELLI, MC & DA HERNÁNDEZ. 1995. Calidad de agua de un ambiente acuático sometido a efluentes contaminantes. Pp. 217-230 en: E Lopretto & G Tell. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio*. Tomo I. Ediciones Sur. La Plata, Argentina.
- TRAUNSPURGER, W & C DREWS. 1996. Toxicity analysis of freshwater and marine sediments with meio and macrobenthic organisms: a review. *Hydrobiologia* **328**:215-261.
- TRIVINHO-STRIXINO, S & G STRIXINO. 1995. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de Sao Paulo: Guia de identificação e diagnose dos generos. Programa de pós-graduação em ecologia e recursos naturais*. Universidade Federal de Sao Carlos Brasil. San Carlos, Brasil. 229 pp.
- VARELA, ME; D DI PERSIA & A BONETTO. 1980. La fauna bentónica y su relación con la contaminación orgánica en el río Negro, prov. Chaco (Argentina). Estudio preliminar. *Ecosur* **7**:201-221.
- VERDONSCHOT, PFM & RC NIJBOER. 2004. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **516**:35-54.
- WALSH CJ; AK SHARPE; PF BREEN & JA SONNERMAN. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **46**(4):535-551.
- WANTZEN, KM; R WAGNER; R SUETFELD & W JUNK. 2002. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes?. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **28**:1-7.
- WILHM, JL & TC DORRIS. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience* **18**:477-481.

