

ISSN 1668-4869

BIOLOGÍA ACUÁTICA N° 21

DIATOMEAS Y MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN EL MONITOREO DE SISTEMAS LÓTICOS BONAERENSES

INSTITUTO DE LIMNOLOGÍA
“Dr. Raúl A. Ringuelet”

UNLP
CONICET

BIOLOGÍA ACUÁTICA N° 21

DIATOMEAS Y MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN EL MONITOREO DE SISTEMAS LÓTICOS BONAERENSES

EDITORES

ALBERTO RODRIGUES CAPÍTULO Y

NORA GÓMEZ

DISEÑO Y COMPOSICIÓN GRÁFICA

CLAUDIO DELLA CROCE

INSTITUTO DE LIMNOLOGÍA “*Dr. Raúl A. Ringuelet*”

UNLP - CONICET

INDICE

Una visión bentónica de arroyos y ríos pampeanos 1-18

A. RODRIGUES CAPÍTULO, C. S. OCÓN Y M. TANGORRA

Estudios zoobentónicos recientes en el Río de la Plata 19-30

ALBERTO RODRIGUES CAPÍTULO , CAROLINA. S. OCÓN , MARIANA TANGORRA,
ANALÍA C. PAGGI, AGUSTINA CORTELEZZI Y Fernando SPACCESI

**Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad
del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana Argentina
a partir del empleo de Diatomeas 31-49**

MAGDALENA LICURSI & Nora GÓMEZ

Los Quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores 50-57

ANALÍA C. PAGGI

Introducción

La estructura y función de las comunidades bióticas expresan la integración de factores que acontecen durante cierta escala de tiempo y espacio. Respuestas estructurales, fisiológicas, morfológicas, entre otras, a nivel individuo, población o comunidad, pueden indicar cambios en los ecosistemas acuáticos debido el impacto que el hombre es capaz de infringirles. Un sistema biológico puede ser considerado sano cuando su potencial intrínseco es realizado, su condición es estable, su capacidad de autorecuperación es preservada y un mínimo suministro externo es requerido para su manejo. Por lo tanto la biota resulta un preciado indicador para el conocimiento del estado ecológico reduciendo la información ambiental a un conjunto de variables relevantes que evidencian los cambios del ecosistema. En tal sentido nos permiten evaluar condiciones actuales y pasadas, comparar situaciones en el tiempo y espacio, anticipar tendencias y condiciones futuras entre otros aspectos.

Las redes hídricas que atraviesan la provincia de Buenos Aires exhiben distintos estados de deterioro no sólo de la calidad del agua sino también de la calidad ecológica, como un concepto más amplio de la integridad de los ecosistemas.

El empleo del complejo bentónico o de alguno de sus componentes resulta eficaz para la caracterización localizada de diferentes aspectos ambientales relacionados con la contaminación o con el estado de la integridad biótica de un área.

El objetivo de esta publicación es reseñar estudios y metodologías utilizadas en el monitoreo y evaluación del estado de algunas cuencas hídricas bonaerenses empleando diatomeas y macroinvertebrados.

Dado que la mayoría de los sistemas lóticos que se incluyen en esta publicación pertenecen a la cuenca rioplatense, resultó de importancia la inclusión de un capítulo sobre los estudios zoobentónicos recientes en el Río de la Plata. Dicho trabajo constituye una herramienta a tener en cuenta para futuros estudios de evaluación ecológica de este importante sistema estuarial.

Los Editores

UNA VISIÓN BENTÓNICA DE ARROYOS Y RÍOS PAMPEANOS

A. RODRIGUES CAPÍTULO, C. S. OCON Y M. TANGORRA

RESUMEN

In this paper, Tributaries of the Río Paraná and Río de la Plata rivers (Arrecifes and Matanza-Riachuelo rivers, El Gato, El Pescado, Juan Blanco and Buriñigo streams). The System of Río Salado (Samborombón and Salado rivers, Las Garzas stream) and streams of Tandilia gills north-eastern slope stream (Napaleofú, Langueyú, Tandileofú, Chelforó and Vivoratá) were studied by analysing the zoobenthic community.

Several streams tributaries of Río de la Plata river are affected (to a different extent) by urban and industrial perturbations and they were compared with pristine streams of the region. Diversity and Biotic Indices were applied in the streams.

Tolerant species and slow scores of the both indices were mainly registered in Matanza-Riachuelo river and El Gato stream, and the more sensitive taxa were identified in El Pescado and Juan Blanco streams.

In Samborombón river there were salinity changes with taxa adapted to this condition (Polichaeta, *Chasmagnatus granulata*, *Cyrtograpsus angulata*, Cirripedia.

Key Words: zoobenthic community, Biotic Indices, industrial perturbations, tolerant species

INTRODUCCIÓN

Los primeros datos que ofrece la literatura limnológica sobre el bentos de ambientes pampásicos se remontan a 1968-69 con los trabajos de Ronderos y Orenzan, donde analizaron el complejo bentónico y las comunidades perimetales de 4 lagunas de la Provincia de Buenos Aires en el marco del Convenio Estudio y Riqueza Ictícola (Salada Grande, San Miguel del Monte, Chascomús y Yalca). Estos estudios, si bien ejecutados en ambientes lénticos, permitieron esbozar el tipo de organismos que podrían encontrarse en afluentes y efluentes próximos. Posteriormente Ronderos y Bulla (1969) y Schnack (1972), realizaron nuevas incursiones sobre ambientes pampásicos que incluyeron el estudio de los Ayos. San Felipe y Vitel, próximos a las lagunas de Chascomús y Vitel respectivamente (Prov. de Buenos Aires). En estos trabajos brin-

dan nueva información sobre la composición faunística del pleuston y comunidades relacionadas muchos de los cuales son frecuentadores del bentos. Con excepción de análisis taxonómicos sobre varios grupos de especies relacionadas con el bentos de las lagunas citadas no ha habido nuevos aportes al conocimiento de su ecología hasta las investigaciones realizadas en la laguna de Lobos y San Miguel del Monte a partir de 1985, que incluyeron el estudio de la comunidad bentónica de sus afluentes principales (Rodrigues Capítulo *et al.*, 1988, 1994, 1995 y 1998) y con especial énfasis en el estudio de las poblaciones de los quironómidos (Masafferro *et al.*, 1991, Paggi, 1993). El análisis de la dieta alimentaria de peces bentófagos del arroyo Las Garzas, en la localidad de San Miguel del Monte (Paola y Rodrigues Capítulo, 1994) incluyó una lista de los grupos taxonómicos dominantes en el bentos del citado ambiente.

En 1977 Fernández y Schnack realizaron un estudio preliminar de la meiofauna bentónica en tramos poluidos de los Arroyos Rodríguez y Carnaval (Partido de La Plata) y Sampons (1988) publicó el zoobentos del río Arrecifes, perteneciente a la Subcuenca Delta del Paraná.

Con referencia a los ríos pampásicos del sector considerado en este estudio, el laboratorio de comunidades biológicas del ILPLA, cuenta con información básica sobre la mesofauna bentónica de la cuenca del Riachuelo-Matanza (INCYTH-ILPLA, 1995). En este estudio se inventariaron los meso y macroorganismos y también se ensayaron índices bióticos que explicaron las discontinuidades ambientales en dicho sistema (Rodrigues Capítulo *et al.* 1997). Tangorra *et al.* (1998) publicaron los primeros resultados limnológicos de estos estudios referidos al arroyo El Gato, muy próximo al cinturón industrial de la ciudad de La Plata.

En este trabajo se dan a conocer las investigaciones realizadas en base a una serie de Proyectos de Investigación desarrollados por el ILPLA (CONICET y UNLP) se están llevando a cabo estudios que comprenden los ambientes lóticos del sector noreste de la Provincia de Buenos Aires, tomando en consideración los principales ríos y arroyos de llanura, fijando como cabecera Norte la cuenca del Río Matanza-Riachuelo y como límite sur algunos de los principales ríos provenientes del sistema de Tandilia y Ventania.

Área de Estudio y características Regionales

La zona tratada aquí comprende el sector noreste de la Provincia de Buenos Aires, tomando en consideración los principales ríos y arroyos



Figura 1. Área de estudio: ubicación de los ambientes lóticos relevados.

de llanura, fijando como cabecera Norte los ríos de la Subcuenca Delta. La zona intermedia tiene pendiente hacia el Río de la Plata o a través del Sistema del río Salado hacia la Bahía de Samborombón. Como límite sur se incluyeron algunos de los principales ríos cuyas nacientes se ubican en las ondulaciones de las Sierras del Sistema de Tandilia (Lámina 2) y que vuelcan sus aguas hacia el Atlántico, o bien a través de canalizaciones hacia la Bahía de Samborombón. (Figura 1).

El sector que nos ocupa corresponde fitogeográficamente al Distrito Pampeano Oriental dentro de la Provincia Pampeana la que corresponde a un vasto territorio de Sudamérica que comprende las llanuras del Este de la Argentina, entre los 31° y 39° de lat. Sur aproximadamente, el Uruguay y la mitad del estado de Río Grande do Sul, en Brasil. El sector bonaerense corresponde a una región llana (Pampa Deprimida) o ligeramente ondulada, con algunas montañas de poca altura (hasta 1200 m), y tiene un clima templado-cálido (sub-húmedo y mesotermal según Godz *et al.* 1983) con lluvias todo el año o isohigro, que disminuyen de norte a sur y de este a oeste, desde unos 1000 a 800 mm anuales.

La temperatura media anual oscila entre 13 y 16°C, siendo la media en el verano alrededor de 23 °C y en invierno de 7-9 °C. El suelo es pardo o negro con subsuelo de limo o *loess*. En la zona occidental predominan los suelos arenosos, mientras en el sudoeste, bajo un suelo delgado existen capas gruesas de calcáreo. En las sierras los suelos son inmaduros, con rocas cristalinas o de areniscas (franco arenoso o arcilloso en el horizonte B con Natracuoles y los Hapludoles tauto nátrico y Natracualf según la clasificación de los dominios edáficos del INTA Castelar (1977).

El bioma del Distrito Pampeano Oriental característico es el pastizal pampeano, formado por una estepa o pseudoestepa de gramíneas de 0.50-1m de altura. Existen también estepas samófilas, halófilas, bosques marginales y diversos tipos de vegetación hidrófila. Predominan las gramíneas cespitosa, especialmente *Stipa neesiana*, *S. paposa*, *Piptochaetium montevidense*, *P. bicolor*, *Melica*, *Bromus*, *Eragostis*, *Poa*, *Paspalum quadrifarium*, *Panicum*, *Bothriochloa laguroides*, *Aristida*, etc. (Cabrera, 1971). La comunidad climácica es el flechillar característico de áreas más elevadas y cuya com-

posición original es difícil de determinar debido a la influencia antrópogénica y a la posterior acción de la zoocoria. Junto al flechillar es posible encontrar cortaderas, bosquecillos de talas (*Celtis spinosa*), ceibos aislados y espinillos, asociados con arbustos achaparrados como la cina-cina, plantas trepadoras (mburucu-yá, tasi y variedades herbáceas de Solanaceas como *Solanum malacoxylon* o duraznillo blanco).

Según Cabrera (1971) la Provincia Pampeana constituye el territorio más adecuado para la agricultura y la ganadería de la República Argentina. Los cultivos de cereales finos, lino, girasol, papa, soja, etc y los campos dedicados a la cría de ganado vacuno, cubren prácticamente toda la superficie de esta provincia fito-geográfica, de modo que la vegetación primitiva ha sido destruida o alterada casi en su totalidad.

Características de los ríos pampeanos

Las características de la red hidrográfica de la pampa deprimida fueron resumidos por Godz *et al* (1983).

Atendiendo a las cuencas de desagüe y a las características geomorfológicas, los ríos de la provincia de Buenos Aires se reparten según Frengüelli (1956) y Ringuelet (1962) en 5 áreas principales:

- 1-Tributarios del río Paraná (subcuenca Delta) y del Río de la Plata que en su conjunto conforman la Cuenca Paranoplatense.
- 2-Sistema del río Salado y sus afluentes (Se incluye el Sistema del arroyo Vallimanca).
- 3- Arroyos y ríos de la vertiente Nororiental de Tandilia.
- 4-Tributarios directos del Océano Atlántico.
- 5-Cuenca sin desagüe de la vertiente noreste de las Sierras Bravard, Curamalal, Tunas y Pillahuincó, del sistema de Ventania.

Se trata de una "red hidrográfica en su estado elemental, con procesos de captación todavía muy escasos y multiplicación de líneas de desagüe con carencia de colectores de primer orden".

Con este criterio es menester agregar las áreas endorreicas, además de los ríos alóctonos.

Por otra parte, un gran sector noroccidental de la provincia, y en el sur, una parte apreciable de los partidos Villarino y Patagones, carecen de ambientes lóticos permanentes.

Arroyuelos, arroyos y ríos de llanura: tienen un cauce de escasa pendiente, fondo limo-lesosoide o arcilloso, con abundantes detritos orgánicos, cavado en depósitos sedimentarios cenozoicos de escasa corriente, y casi siempre llevan agua de elevada turbiedad. En general son alimentados por lluvias caídas en las inmediaciones y por vertientes, contribuyendo también el aporte de las napas freáticas en algunas zonas de la cuenca. Algunos arroyos de la llanura pampásica bonaerense, suelen ser semipermanentes o temporarios, con un curso de características semidesérticas (Ringuelet, 1962).

Por otra parte existe una alta concentración de ácidos húmicos y fúlvicos que caracterizan un ambiente con escasa transparencia (<40 cm), por lo que el sistema carece en la mayor parte de hidrofítia sumergida. Sólo algas epipélicas con alta proporción de cianofitas y alternancia con crisofitas, aparecen como productores primarios en la mayoría de los casos, además de la existencia de un fitoplancton diverso pero relativamente pobre.

Gran parte de los ríos del NE bonaerense son levemente alcalinos en forma natural, debido en gran parte al substrato calcáreo. La dureza del agua de los mismos es elevada y también la conductividad, que puede fluctuar a lo largo de cada río o arroyo dependiendo de los terrenos que atraviesa, aportes de la napa freática que en algunos casos puede estar fuertemente mineralizada, o bien por la influencia de la contaminación en aquellos que escurren por zonas industrializadas.

Cabe señalar además que el recorrido meandroso, tipo semidesértico, sumado a la evapotranspiración contribuye a la salinización de muchos de los ríos que atraviesan la Pampa deprimida. Los que desaguan en la zona N (zona interna del Río de la Plata) reciben la influencia en sus desembocaduras de aguas menos mineralizadas que reducen la conductividad de los mismos. Por el contrario los que desembocan en la zona media y externa del Río de la Plata reciben en sus desembocaduras la influencia de aguas de mayor tenor salino lo que conlleva a incre-

mentar su conductividad determinando la composición de la flora y fauna que allí habitan.

El aporte de detrito vegetal en general es alóctono a partir de los pastizales pampeanos (gramíneas), bosquesillos (de algarrobo, tala y matorrales). Sin embargo la escasa pendiente de estos ríos, con un régimen irregular del flujo de agua debido a la variación pluviométrica, provoca el estancamiento del agua en la estación seca y aumento de la transparencia, lo que favorece el desarrollo de numerosas macrófitas sumergidas y flotantes en la zona de remansos. A la orilla de los arroyos y bañados o terrenos bajos e inundables se presentan juncales (*Schoenoplectus californicus*), asociados con otras palustres, totorales (*Typha dominguensis*), duraznillos (*Solanum malacoxylum*) y pajonales de cortaderas. Entre las macrófitas sumergidas o flotantes podemos mencionar *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum elatinoides*, *Potamogeton striatus*, *Potamogeton* sp., *Chara* sp., Lemnaceas (*Lemna*, *Spirodella*). En sectores más halófilos abunda *Salicornia virginica*, *Spartina*, etc.

Esto permite también el establecimiento de una fauna diversa, muchos de régimen carnívoro, que permite la circulación rápida de energía local.

Subcuenca Delta del Paraná. Los principales ríos de esta vertiente situada al norte de la ciudad de Buenos Aires son: Luján, Arrecifes, Reconquista, Areco y del Medio.

Estos ambientes han sido relevados desde el punto de vista geohidrológico y resumidos por EASNE (1973). Según Frengüelli (1950) son considerados dentro de la Pampa Baja. Algunos aspectos ecológicos fueron considerados por Claps y Scorupka (1991). Momo y Casset (1989), Coll (1990) y Maccor (1997) estudiaron las comunidades zooplanctónicas del Río Luján o sus afluentes explicando las respuestas de esta comunidad a cambios en el ambiente debidos a la contaminación urbana e industrial.

Dentro de esta área sólo se cuenta con la composición zoobentónica del Río Arrecifes referida al trabajo de Sampons (1988), por lo que se considerará como representativo del sector. *Río Arrecifes.* Tiene un recorrido de 70 Km aproximadamente en dirección SW-NE. Sampons (*op. cit.*) estudió varios tramos del cauce principal carente de vegetación y otros en los



Lámina 1. (1, 2 y 3) Río Matanza-Riachuelo: (1) Ruta 3, (2) Piletas de Ezeiza, (3) Puente de la Boca; (4 y 5): A° El Gato: (4) Ruta 36, (5) Diagonal 74 (Ensenada); (6, 7 y 8) A° Rodríguez, (6) Naciente, (7) Gorina y (8) Canal Don Carlos; (9 y 19) A° Las Conchitas: (9) Reserva de Hudson y (10) Cno. Gral. Belgrano.

afluentes principales dominados por las hidrófitas *Althernantera philoxeroides* (Amarantaceae), *Ceratophyllum demersum* (Ceratophyllaceae), *Hydrocotyle ranunculoides* (Apiaceae), *Potamogeton striatus* (Potamogetonaceae) y *Ludwigia* sp (Onagraceae). Esta autora identificó en el estudio 84 taxa, 42 en el cauce principal y 77 en los tributarios. En las estaciones del cauce principal observó un dominio de ostrácodos del género *Cyprideis* y nematodos del género *Tobrilus* agregándose en los tributarios los tardígrados *Pseudobiotus augusti* y el tubificido *Limnodrilus hoffmeisteri*. Sobresale de este estudio la alta diversidad de oligoquetos (24 especies distribuidas en 6 familias (Aelosomatidae, Naididae, Opisthocystidae, Tubificidae, Enchytraeidae y Haplotaxidae) especialmente en los tributarios. También fueron importantes los copépodos ciclopoideos (*Paracyclops fimbriatus*) y los cladóceros *Macrothrix laticornis* y *Alona rectangularis*. Esta mayor diversidad de los detritívoros y micro-filtradores está correlacionada con la abundancia de materia orgánica en los sedimentos, la escasa profundidad y la baja velocidad del flujo de agua y la baja representatividad de las formas predatoras.

Tributarios del Río de la Plata. Entre los numerosos reótopos de esta zona podemos mencionar al Río Matanza-Riachuelo, Ayos. Las Piedras y Santo Domingo (que forman en la unión el canal Santo Domingo), Ayo de las Perdices-Sarandí, Las Conchitas, Rodríguez, Carnaval, El Gato, El Pescado, Juan Blanco y Buñirigo (Lámina 1).

La mayoría de los ambientes de este sector están afectados por efluentes urbano-industriales por lo que, a excepción de algunas cabeceras o del Ayo. Juan Blanco que se ubica en la Reserva de la UNESCO en Magdalena, muy pocos representan las características de los ambientes prístinos de la cuenca. Hacia el sur de la ciudad de Buenos Aires la mayoría de los arroyos atraviesan una selva en galería con nuevos aportes de detrito vegetal antes de su desembocadura en el Río de la Plata, lo que hace pensar en una reactivación de la fauna de detritívoros que complica la estructura sucesional de estos cursos. En este tramo la situación se hace aún más compleja por el efecto del régimen de mareas del Río de la Plata que invierte en general el sentido de la corriente en los primeros kilómetros.

De esta subcuenca rioplatense se posee información actual del complejo bentónico de los ríos Matanza-Riachuelo y Ayos. El Gato, El Pescado, Buñirigo y Juan Blanco (Lámina 1 y 2). También se están realizando estudios limnológicos del Ayo. Rodríguez que serán cotejados con los resultados obtenidos por Fernández y Schnack (1977). En el citado estudio los autores observaron los cambios en la diversidad específica de los componentes de la meiofauna en tramos poluidos de los Ayos. Rodríguez y Carnaval.

Río Matanza-Riachuelo. La cuenca abarca una superficie de 2240 km², con alrededor de 80 km de longitud en dirección NE y unos 30 km en forma transversal. La cota máxima en las nacientes es de 33.5 m considerando el nivel 0 sobre la desembocadura del Riachuelo en el Río de la Plata. La altura media de las nacientes ronda los 27 m. La pendiente media del tramo superior y medio del curso es de 3.5 m/km y la media de toda la cuenca de 0.35 m/ km.

La parte superior y media de la cuenca se forma por el aporte de numerosos cursos que descargan sus aguas en el Río Matanza pero son tres los afluentes principales (Arroyo Rodríguez, Morales y Cañuelas). En general no hay cuerpos estancos de mayor importancia. Estos cuerpos pueden originarse por afloramiento de las napas freáticas en algunos casos o por almacenamiento superficial de agua de lluvia debido a la escasa permeabilidad del terreno. En las nacientes las aguas pluviales son el principal aporte, mientras que aguas abajo los son las freáticas. El tramo inferior de la cuenca está afectado por la urbanización de la zona donde se han entubado numerosos cursos de agua. Con el nombre de Riachuelo se conoce el tramo final del Río Matanza comprendido entre el puente La Noria (km 15) y su desembocadura en el Río de la Plata (km 0).

Este sistema presenta 3 tramos distintos en su recorrido: 1) Siguiendo el cauce natural entre las nacientes y el km 24.5 (Piletas de Ezeiza). 2) Entre km 24.5 y el km 8.5 (Puente Uruburu o Puente Alsina). 3) Entre el anterior y la desembocadura. El curso medio presenta dos rectificaciones realizadas en diferentes etapas. Luego sigue una zona de meandros naturales y en el último tramo toda la costa se halla flanqueada por muelles de atraque de los barcos (zona portuaria).

Las tres estaciones fluviográficas instaladas (CEAMSE, 1988) demostraron, por la irregularidad del régimen del río, que éste está regido por las precipitaciones pluviales. Al nivel de la Autopista Ezeiza (Lámina 1) el caudal medio mínimo es de $2.89 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, mientras que en épocas de crecida el caudal supera los $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Su régimen hídrico es afectado por las mareas del Río de la Plata que alteran su capacidad de evacuación. Se producen por día dos ondas de marea astronómicas separadas aproximadamente por 12 horas que pueden provocar a su vez la inversión de la corriente durante la pleamar, o la aceleración de la misma en bajamar. Los efectos de estos contrastes reflejan en la onda penetrando en la rectificación del Riachuelo. La profundidad del lecho es muy variable desde la desembocadura hasta el Puente Pueyrredón oscilando entre 4.5 y 8 metros debido al dragado y aguas arriba va disminuyendo paulatinamente hasta los 0.30-0.70 m.

Rodrigues Capítulo *et al.* (1997) dieron a conocer la distribución y abundancia de los meso y macroinvertebrados del bentos y asociados a macrófitas a lo largo del Río Matanza-Riachuelo (Lámina 1) para establecer un criterio biológico del diferente grado de perturbación urbano e industrial sobre el ambiente, y ofrecer una herramienta de monitoreo que contribuya a la gestión del saneamiento de la cuenca.

Macroinvertebrados. Rodrigues Capítulo *et al.* (*op cit*) observaron claramente una disminución de los principales grupos taxonómicos desde la zona de la cuenca alta hasta la desembocadura en el Río de la Plata. Registraron en esos estudios más de 40 entidades faunísticas en las estaciones tomadas como cabecera, pasando a una parte intermedia con la mitad de los componentes para concluir en algunos sitios cerca de algunas descargas urbano-industriales con apenas uno o dos taxa y en casos extremos a la carencia total de macroinvertebrados. Observaron sin embargo que desde las nacientes consideradas como referencia se carece de un gran número de elementos faunísticos característicos de ambientes naturales no afectados antropogénicamente de acuerdo a los registros de la fauna citada para otros ríos y arroyos de la región en estudio (Fernández y Schnack, 1977; Sampons, 1988; Rodrigues Capítulo *et al.* 1997, Tangorra *et al.*,

1998). Considerando las estaciones de la cabecera o inclusive algunos afluentes importantes como lo son los arroyos Aguirre y Ortegas notaron la presencia de algunos artrópodos relativamente sensibles a perturbaciones menores tales como los efemerópteros de la familia Caenidae (*Caenis* sp.), Odonatos Libellulidae (*Perithemis* sp. y *Orthemis nodiplaga*) o el anfípodo *Hyaella curvispina* y los Decápoda *Palaemonetes argentinus* y Trichodactylidae. Asimismo aparecen aquí los gasterópodos de la familia Planorbidae e Hidrobiidae, además de los pelecípodos *Anodontites* y *Diplodon*. En conjunto son individuos medianamente tolerantes, la diversidad según Shannon y Weaver (1963), estimada aquí para los grupos principales, alcanza valores para el período estudiado entre $H' = 1.91-1.27$. Fueron observados en estas localidades algunos peces tales como *Cnesterodon descenmaculatus*, algunas mojarra, loricáridos (*Hypostomus* sp.) y bagres. También se describieron dos áreas bien definidas en relación a la velocidad de la corriente correspondiendo una a un flujo de agua acelerado carente de vegetación y otro litoral provisto de macrófitas especialmente en áreas de remansos que permite la asociación de fauna menos reófila. Ciertos arroyos de mayor pendiente y a pesar de estar próximos a las cabeceras (ayo. Chacón) están afectados por descargas que eliminan la mayor parte de la fauna mencionada anteriormente permitiendo la adaptación de unos pocos odonatos Gomphidae (*Gomphoides praevia*) y donde se han encontrado una gran concentración de larvas y pupas de Diptera Culicidae (*Aedes* sp.) y Ephyridae con relativa dominancia de nematodos y rotíferos Bdelloideos. La confluencia de nuevos afluentes aguas abajo va provocando una significativa disminución en el número de taxa especialmente de los moluscos. Sí en cambio se hace frecuente la presencia de anélidos Lumbriculidae y Tubificidae, Curculiónidos, Colémbolos y un número creciente de dípteros Chironomidae.

En algunos afluentes del Matanza han observado la presencia de *Potamogeton* sp. y otras macrófitas que fueron cambiando su densidad y cobertura según las diferentes épocas del año. Se observa a medida que se llega a la cuenca media un dominio casi absoluto de nematodos, seguido de oligoquetos Tubificidae (*Limnodrilus* sp.), Enchytraeidae y también de ciliados peritri-

cos (Epystilidae) asociados con las bacterias *Beggiatoa* sp. y *Sphaerotylus* sp. con disminución importante en la diversidad de especies. Algunos arroyos con aguas más oxigenadas y menos poluidas que descargan en el cauce principal permiten observar leves mejoras en la calidad de las aguas que se reflejan en la recuperación de parte de la fauna de macroinvertebrados.

La descarga de efluentes de plantas de tratamiento sanitarios en la localidad de Aldo Bonzi y el arroyo Sta. Catalina parecen marcar un área crítica para los macroinvertebrados. En el primer caso la elevada materia orgánica y nutrientes volcados en la zona de meandros del viejo recorrido del Matanza favorece sólo el establecimiento de nematodos y psicódidos (*Psychoda alternata*) con muy bajos valores de diversidad. Algunos sitios como el Ayo. Santa Catalina, El Rey y Cildañez presentan alta conductividad superando en ocasiones los 11000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. En estas zonas la diversidad se restringe solo a oligoquetos Enchytraeidae, Tubificidae del género *Limnodrilus*, escasos Naididae, ciliados peritricos de la familia Epistylidae, nematodos, algunos quironómidos y Psychodidae posiblemente provenientes de deriva de aguas arriba. De aquí en adelante las condiciones son intolerables para la mayoría de los meso y macroinvertebrados, dado que a las descargas urbanas e industriales se suma el aporte de la contaminación portuaria que impone una anoxia casi total de los sedimentos. La reducción de la materia orgánica existente en el lecho a la que se suma una mezcla de hidrocarburos impide la oxigenación de los mismos y permite solo el asentamiento de algunos nematodos y oligoquetos tubificidos (*Limnodri-*

lus hoffmeisteri). En el tramo final suelen observarse ocasionalmente algunos elementos faunísticos pertenecientes al Río de la Plata seguramente transportados por el régimen de mareas de este curso. (Figura 2).

Algunos índices bióticos utilizados en esta cuenca. Para el estudio de la calidad de aguas de la cuenca Matanza Riachuelo, Rodrigues Capítulo *et al.* (op. cit) emplearon los índices de diversidad de Shannon & Weaver (1963) y déficit de especies (Kothè, 1962) cuyos resultados promedio pueden observarse en la Figura 2. En líneas generales se observaron en estos muestreos variaciones en la calidad y cantidad de los componentes faunísticos evidenciados en los diferentes índices aplicados, que demuestran el efecto de la contaminación en el sistema.

La diversidad de taxa principales (H') reflejó bastante bien este gradiente oscilando desde las estaciones de cabecera entre 1.3 y 1.9 para bajar a partir de la estación 10 a valores < 0.3 , posiblemente por el incremento allí de descargas de varios tipos, con predominio de nematodos y dípteros psicódidos (*Psychoda alternata*). A partir de aquí se observó una cierta elevación de la diversidad para bajar nuevamente luego del Pte. La Noria (Uriburu) a valores inferiores a 0.5 (Figura 2).

El análisis de los organismos permitió observar claramente una disminución progresiva de los grupos taxonómicos desde la cabecera hacia la zona de alta densidad demográfica e industrial. Se observaron más de 40 entidades faunísticas en las estaciones de cabecera, alrededor de 70 % en la zona intermedia, reduciéndose al 25 % cerca de algunas descargas urbano-industriales. En proximidades de la desembocadura del Riachuelo apenas se registraron 1-3 taxa y en casos extremos se llegó a la ausencia total de macroinvertebrados (Figura 2).

Índice biológico a partir de macroinvertebrados adaptado a los ríos pampeanos (IMRP). Su aplicación de un índice biológico que contemplara las especies presentes en la cuenca del río Matanza Riachuelo llevó a elaborar una lista de los taxa registrados en zonas de diferente perturbación de origen antrópico o pristinas donde no se observa un impacto sostenido de la actividad hu-

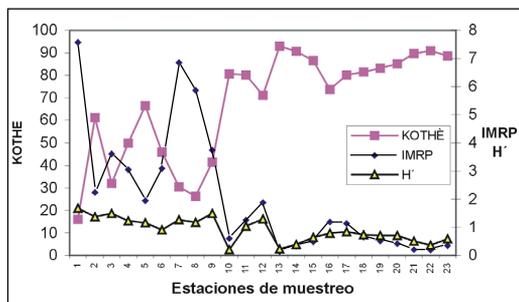


Figura 2. Valores promedio del déficit de especies (Kothè), diversidad (H') e IMRP para los diferentes sitios de muestreo del Río Matanza-Riachuelo.

mana. A partir de aquí y teniendo en consideración los métodos aplicados por varios autores europeos para sus ríos (Margalef, 1955, Armitage *et al.*, 1983; Furse *et al.*, 1981; Prat *et al.* 1986, Alba Tercedor y Sanchez Ortega, 1988, Alba Tercedor y Prat, 1992, Miranda Braga, A., 1987), INCYTH-CTUAA-ILPLA, (1995) adaptaron un índice para la fauna de invertebrados de la cuenca del río Matanza-Riachuelo. Otorgaron un valor ecológico inversamente proporcional al grado de tolerancia a la contaminación variando este desde 0.1 para los muy tolerantes hasta 1.8 para los más sensibles. De esta manera idearon el índice de Macroinvertebrados para ríos pampeanos (IMRP) basado en una sumatoria de valores de sensibilidad ecológica (V_x) asignados a cada uno de los diferentes taxa observados en los ambientes en estudio.

$$IMRP = \sum_{sp}^n V_x$$

Para ambientes tomados como referencia no sujetos a contaminación como por ejemplo algunos arroyos de la provincia de Buenos Aires (Arroyo Vitel o San Felipe en la localidad de

Chascomús) presentaron valores entre 20 y 22.

La escala de este índice biótico se estableció de la siguiente manera:

0-1	Contaminación muy fuerte. (negro)
1.1-2.5	Contaminación fuerte (rojo).
2.6-3.9	Contaminación moderada. (amarillo)
4.0-7.9	Contaminación débil (verde).
8.0-12	Contaminación escasa (azul).
12.1-20	Contaminación desde muy leve a nula (blanco).

En el caso del Río Matanza Riachuelo, como puede observarse en la Figura 2 los valores variaron desde 3 a 12 para la zona de cabecera; entre 0.5 y 2 para la cuenca media y con valores muy bajos (<1) en proximidades de la cuenca baja (desde Sifón aliviador hasta la desembocadura en el Río de la Plata) donde se observa una leve recuperación seguramente influenciado por la entrada de agua de este río.

Se debe tener en cuenta para una aproximación más real de los índices, que los trabajos realizados en el cauce principal del río para agilizar el caudal, como por ejemplo, las rectificaciones

Lista de los valores de V_x en relación a su calidad ambiental.

V_x	TAXA	V_x	TAXA
1.00-	HYDROIDA	0.20	COLLEMBOLA
0.50	TURBELLARIA	1.1-1.9	EPHEMEROPTERA (larvas)
0.30	ROTIFERA	1.2-1.6	ODONATA (larvas)
0.10	NEMATODA	0.4	PSOCOPTERA
	OLIGOCHAETA	70- 0.90	HETEROPTERA
0.2-0.3	Naididae	1.5-2.0	TRICHOPTERA
	Lumbriculidae		DIPTERA
0.13- 0.15	Tubificidae	0.30-0.60	Chironomidae
	Enchytraeidae	0.30	Culicidae
0.50-0.6-	HIRUDINEA		Tipulidae (larvas)
	GASTROPODA		Tabanidae (larvas)
	PELECIPODA	0.40	Ceratopogonidae
	CLADOCERA	0.10	Psychodidae
0.35	COPEPODA	0.20	Stratiomyidae
	CYCLOPOIDA		Ephydriidae
0.40	HARPACTICOIDA	1.70	Simuliidae (larvas)
	OSTRACODA	0.3-0.4	COLEOPTERA
0.90 -	AMPHIPODA	0.2-0.4	TARDIGRADA
1.50	DECAPODA	0.30	ACARINA
0.70-	ISOPODA		

o dragados y erradicación de la vegetación, afectan negativamente la recuperación biológica del ambiente.

Arroyo El Gato (La Plata) (Lámina 1). Sus nacientes se ubican en la localidad de Abasto (Pdo. de La Plata) para desembocar en el río Santiago previo a unirse con el Ayo. Zanjón. Su longitud es de aproximadamente 21 km. El mismo es afectado por el impacto generado por un denso desarrollo industrial en torno a su cauce. Este arroyo vehiculiza las descargas industriales y cloacales de los partidos de La Plata y Ensenada. Asimismo transporta aguas residuales de la industria textil, papelera, siderúrgica, metalúrgica y el lixiviado de rellenos sanitarios (Serra *et al.*, 1989-1991). El análisis del zoobentos según Tangorra *et al.* (1998) evidencia la presencia abundante de nematodos y oligoquetos naídidos con dominio en las nacientes de los géneros *Homochaeta*, *Pristinella*, *Dero*, *Chaetogaster*, *Pristina*, *Bratislavia* y *Amphichaeta*. Los dípteros quironómidos (especialmente *Chironomus* y *Goeldichironomus*) fueron muy abundantes particularmente en primavera. Estos colecto-

res predominaron sobre el resto de los grupos principalmente aquí y en la cuenca baja.

En esta misma zona fueron observados los gasterópodos *Heleobia parchappei*, *Pomacea canaliculata*, Physidae (*Stenophysa*). Se detectaron densidades elevadas de copépodos especialmente Cyclopoida y Harpacticoida y ostrácos del género *Cyprideis*. Los hirudíneos glosifónidos también presentaron altas frecuencias representados especialmente por el género *Helobdella*. Asociados a la vegetación se registraron hemípteros belostomátidos (*Belostoma elegans*) y odonatos Zygoptera (*Homeoura chelifera*) ambos medianamente tolerantes a perturbaciones antropogénicas (Roback, 1974).

Sin embargo faltaron efemerópteros, anfípodos, decápodos tricodactílicos y otros grupos de odonatos, que son citados para ríos y arroyos escasamente contaminados de las proximidades tales como arroyo El Pescado y cabecera de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Fernández y Schnack, 1977).

La zona cercana al polo industrial y urbano evidenció en general una notable disminución en las densidades de todos los grupos. Sólo aumentaron aquí los dípteros Psychodidae comúnmente asociados a ambientes con bajo contenido de O_2 . Entre los gasterópodos fueron registrados asociados con hidrófitas flotantes algunos Planorbidae (*Biomphalaria peregrina*) que en general se caracterizan por poblar ambientes de aguas eutróficas y Succinelidae del género *Omalonyx*. Otros invertebrados observados aquí fueron los tardígrados, ácaros y naídidos del género *Nais*. Entre los hemípteros solo se registraron escasos ejemplares de *Corixa* sp. (Figura 3).

En la cuenca baja las densidades de algunos taxa se elevaron nuevamente, siendo mayores las correspondientes a los cladóceros quidóridos (*Alona*, *Leydigia*), macrotrícidos (*Macrothrix*), boscínidos y dáfnidos. Es de destacar la gran proporción de herbívoros (nematodos, tardígrados) en esta área acompañados en menores proporciones por predadores (ácaros hidrácnicos) y colectores (oligoquetos tubificidos y lumbricúlicos).

Arroyo El Pescado (La Plata). Nace en vecindades de la localidad de Poblet (Partido de La Plata) y tiene una longitud de aproximadamente 36 km. Recibe el aporte de aguas subterráneas y

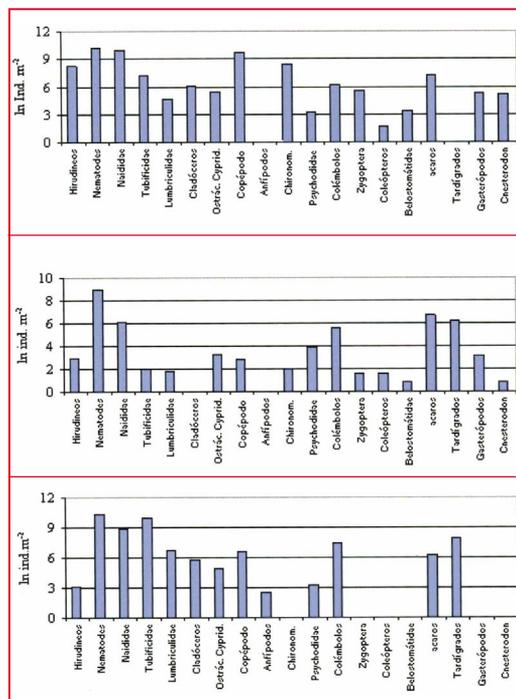


Figura 3. Densidad de los organismos del bentos y macrófitos del Arroyo El Gato. Superior: cuenca alta; mitad: cuenca media; inferior: cuenca baja.

varios afluentes. Se trata de un ambiente perturbado por actividad agrícola-ganadera e industrial.

El contenido de materia orgánica en el sedimento fue relativamente abundante, siendo mayores los porcentajes correspondientes a las nacientes (promedio de alrededor de 11%). Es allí donde la vegetación en el curso principal y orilla es más densa (*Myriophyllum elatinoides*, *Hydrocleis nymphoides*, *Lemna giba*, *Wolfia columbiana*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Althernanthera philoxeroides*, *Ludwigia peploides*, *Gymnocoronis spilanthoides*, *Polygonum acuminatum*, *Sagittaria montevidiensis* y *Schoenoplectus californicus*, esta última especialmente en remansos, desde la mitad de la cuenca hacia la desembocadura predomina *Echinodorus grandiflorus*.

En las nacientes en donde el limo fue el tipo de sedimento predominante, se observó una dominancia de colectores (aproximadamente 50%) aunque fue notoria la variedad de otros grupos funcionales tales como los fragmentadores-detritívoros (copépodos harpacticoides, ciclopoideos y calanoideos), predadores, raspadores (gasterópodos de las familias Planorbidae, Ampullaridae y Ancylidae) y filtradores (ostrácodos), que acompañaron a los colectores, rotíferos. Sobre las macrófitas y comunidades perimetrales se sumaron hemípteros corixidos y belostomátidos, cladóceros (quidóridos, macrotrícidos, dáfnidos y sídidos del género *Pseudosida*), temnocéfalos, odonatos (anisópteros Aeshnidae) y zigópteros Coenagrionidae), efemerópteros Baetidae (gén. *Callibaetis*) y peces de la especie *Cnesterodon desemmaulatus*.

Los hirudíneos glosifónidos y oligoquetos naídidos representados básicamente por los géneros *Dero* y *Pristina* y en menor proporción de *Pristinella* y *Homochaeta* se encontraron asociados a larvas de dípteros quironómidos (todos colectores) (Figura 4).

Hacia la mitad del curso (Localidad de Correa) predominó la arena, con algo de limo, por lo que abundaron los filtradores como larvas de efemerópteros y copépodos en su mayoría ciclopoideos, aunque también se registraron harpacticoides y calanoideos, además colectores-recolectores como oligoquetos tubificidos y dípteros (quironómidos y ceratopogónidos) y predadores (coenagrionidae y libellulidae). Tam-

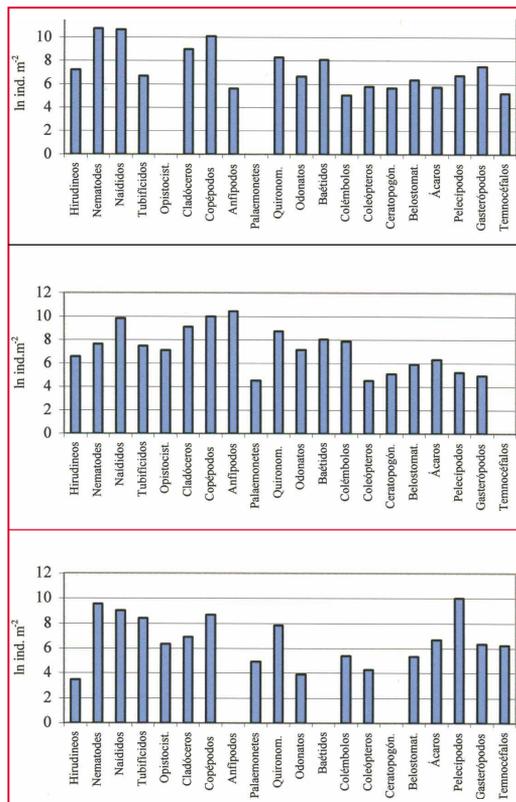


Figura 4. Densidad promedio de los principales grupos zoobentónicos del arroyo El Pescado. Superior: Cuenca alta, medio: cuenca media, inferior: cuenca baja.

bién los oligoquetos naídidos estuvieron representados en orden decreciente por *Stylaria*, *Dero*, *Pristina*, *Pristinella*, *Nais* y *Chaetogaster* y los Opistocystidae por el género *Opistocystis*. En el sector cubierto por macrófitas (donde se agrega *Potamogeton striatus*) se observaron cladóceros macrotrícidos, quidóridos (*Alona*, *Chidorus* y *Leydigia*) y dáfnidos, además de colémbolos Poduroidea y Entomobryoidea, nematodos, anfipodos (*Hyalella curvispina*) y palaemónidos (*Palaemonetes argentinus*). Es de destacar la importante densidad de peces (*Cnesterodon desemmaulatus* y *Cheirodon interruptus*) observada, ya mencionada en Almirón *et al.* (2000).

En el tramo final del arroyo (estación correspondiente a la desembocadura) se observó sobre sustrato duro densas poblaciones de *Limnoperna fortunei*, prevaleciendo sobre el sedimento arenoso *Corbicula fluminea* y cladóceros *Macrothrix*, *Ilicryptus*, *Leydigia* y *Alona*, todos organismos filtradores quienes mos-

traron una tendencia a incrementar su densidad en esta área y desplazar a los colectores que fueron dominantes en las cuencas superiores. También fueron abundantes los nematodos, copépodos (harpacticoideos y ciclopoideos), oligoquetos naídidos (*Dero*, *Homochaeta* y *Nais*) y tubificidos. En las comunidades asociadas a hidrófitas se sumaron los ya mencionados camarones, gasterópodos (*Pomacea canaliculata*) y la mojarra *Cheirodon interruptus*.

Ayo. Juan Blanco. Se ubica en el Partido de Magdalena y presenta una longitud de 23 km. Presenta características ecológicas y de calidad de aguas que permiten considerarlo como un sistema de referencia para la zona debido a la escasa influencia de las actividades humanas, ya que gran parte de su recorrido se encuentra dentro de una reserva de la UNESCO.

El primer tramo de su curso, sin embargo, se encuentra en una zona agrícola-ganadera cuyos efectos aún se desconocen. El substrato se caracteriza por el predominio de sedimentos limo-arcillosos y la abundancia de detritus de origen vegetal, por lo que existe un alto contenido de materia orgánica. En correspondencia con esto los organismos más numerosos son oligoquetos naídidos (*Nais* sp., *Dero* sp., *Chaetogaster* sp., *Pristina* sp. y *Stylaria* sp.) y tubificidos así como nematodos. Entre los moluscos es importante la presencia en el sedimento blanco de *Diplodon delodontus delodontus* (Pelecypoda) y *Heleobia parchappei* (Gastropoda, Hydrobiidae).

Asociados a la vegetación se suman representantes de las familias Planorbidae (*Biomphalaria peregrina* y *Drepanotrema kermatoides*), Ancyliidae (*Gundlachia concentrica*) y Ampulariidae (*Pomacea canaliculata*). Son abundantes los cladóceros Chidoridae (*Leydigia* sp., *Alona* sp. y *Chidorus* sp.) y copépodos Cyclopoida, así como larvas de dípteros Chironomidae (*Chironomus* sp., *Goeldichironomus* sp., *Tanytus* sp., entre otros). Los copépodos harpacticoideos, anfípodos (*Hyalella curvispina*) y ostrácodos estuvieron bien representados aunque con variaciones estacionales marcadas. En menor proporción fueron hallados los cladóceros Macrothricidae (*Macrothrix* sp. e *Ilyocryptus* sp.) y Daphniidae (*Ceriodaphnia* sp., *Daphnia* sp., *Simocephalus* sp.) y copépodos Calanoida. Los hirudíneos

Glossiphonidae al igual que los ácaros Hydrachnidae estuvieron casi siempre presentes.

Entre los insectos son de destacar las larvas de efemerópteros Caenidae (*Caenis* sp.), Polymitarcyidae (*Campsurus major*) y Baetidae (*Callibaetis* sp.), dípteros Ceratopogonidae y Ephydriidae, coleópteros Hydrophilidae (*Tropisternus* sp., *Berosus* sp., entre otros) Dytiscidae y Elmidae. Entre los Odonatos son frecuentes los Coenagrionidae (*Cyanallagma bonariense*), Aeshnidae (*Aeshna bonariensis*) y Libellulidae (*Mycrathyria dydima*, *Orthemis nodiplaga*). Fue muy llamativa la presencia de larvas de los tricópteros Polycentropodidae *Cyrnellus* sp y Limnephilidae *Magellomyia bruchina*, ya citados en su estado adulto por Flint (1982) para ambientes de llanura en la Provincia de Buenos Aires. Asociados con la vegetación son frecuentes los hemípteros Hebridae (*Hebrus* sp.), Belostomatidae (*Belostoma elegans*) y Notonectidae (Figura 5).

Ayo. Buriñigo. Este ambiente posee una longitud total de 30 km, dividiéndose en dos brazos de los cuales el principal mide 22 km. Se ubica también en cercanías de Magdalena y tiene características hidrológicas semejantes a las del Ayo. Juan Blanco pero a diferencia de aquél presenta una marcada influencia antropogénica. Sus aguas reciben sobre el curso final descargas pro-

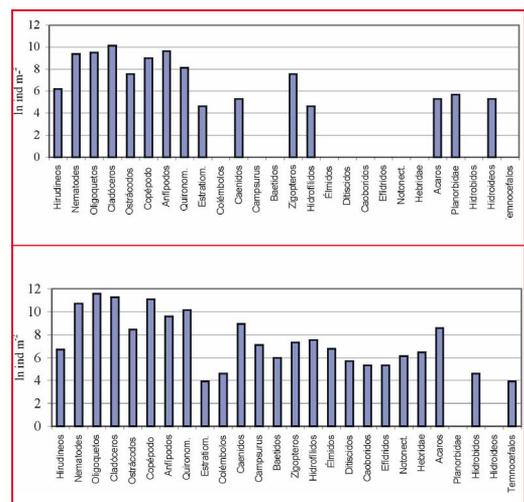


Figura 5. Densidad promedio de los principales grupos zoobentónicos del Arroyo Juan Blanco (Reserva de biosfera de UNESCO en Magdalena). Superior: cuenca alta, inferior: cuenca baja.

venientes de actividad industrial (desechos orgánicos de industrias alimenticias y curtientres). En cuanto a los organismos existe una mayor diversidad y abundancia en las nacientes (previa a la situación anterior), si bien los grupos de mayor abundancia numérica se repiten en los tramos perturbados. En el bentos del sector mencionado dominan los nematodos, naídidos (*Dero* sp., *Chaetogaster* sp.) y tubificidos, copépodos Cyclopoida, cladóceros Chidoridae (*Leydigia* sp.), hidracáridos, dípteros Chironomidae (*Chironomus* sp., *Goeldichironomus* sp.) y Muscidae, Hidrobiidae (*Heleobia parchappei*) y ostrácodos. Sobre la vegetación se han observado en forma poco frecuente algunos zigópteros Coenagrionidae y hemípteros Belostomatidae (*Belostoma elegans*), ancilidos (*Gundlachia concentrica*) y ampuláridos (*Pomacea canaliculata*). En ocasiones fueron observados celenterados hidroides (*Hydra* sp.), platelmintos Temnocephalidae (*Temnocephala* sp.) y turbelarios como *Cura* sp. (Figura 6).

En las nacientes se agregan a la lista Hirudinea Glossiphonidae, Pelecypoda *Diplodon delodontus delodontus*, Planorbidae *Biomphalaria peregrina*, Diptera Tipulidae y Ceratopogonidae, Coleoptera (Hydrophilidae, Dytiscidae y Elmidae), Macrothricidae, Chidoridae y Daphnidae.

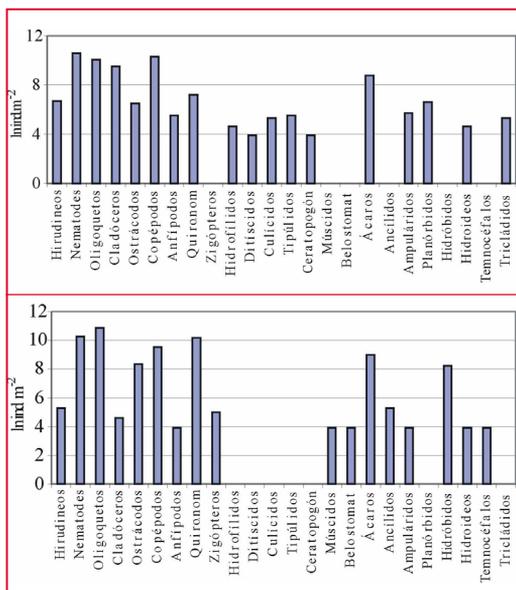


Figura 6. Densidad promedio de los principales grupos zoobentónicos del Arroyo Buriñigo. a: cuenca alta, b: cuenca baja.

Sistema del río Salado. Pampa deprimida. Corresponde al río Salado y su cuenca, al río Samborombón y suele considerarse también aquí el Sistema del Vallimanca. También se deben incluir aquí los arroyos y ríos que conectan las lagunas encadenadas con el cauce principal del Río Salado y que tienen características propias.

En este sentido se poseen datos del ayo. Las Garzas, afluente de la laguna de Lobos (Rodríguez Capítulo *et al.*, 1995) y del Ayo. Totoral de la laguna San Miguel del Monte (Paola y Rodríguez Capítulo, 1994, Rodríguez Capítulo *et al.*, 1998)

Río Samborombón. El río Samborombón está ubicado en la Pampa deprimida y es un importante tributario del Río de la Plata. Nace en las proximidades de la ciudad de Brandsen y luego de recorrer 140 km desemboca en la Bahía de Samborombón apenas a 5 km de la desembocadura del río Salado en la misma bahía. Tiene un régimen dependiente de las lluvias y también recibe agua subterránea, así como varios afluentes durante su curso. Su cuenca cubre aproximadamente 6000 km². Su baja pendiente en la zona media e inferior (0.13 m/km) y su baja posición respecto al nivel del mar, favorece la formación de una zona pantanosa (swamps) alimentada por el agua subterránea, salinizando el suelo en los períodos secos. El tramo correspondiente a los últimos kilómetros antes de su desembocadura es influenciado por el sistema de mareas del estuario del Río de la Plata (con dos mareas altas y dos reflujos por día). Los elementos faunísticos son cambiantes desde las nacientes hacia la desembocadura dado que en ésta última parte dominan los grupos adaptados a cambios estuariales fluctuantes de salinidad como poliquetos, cangrejos (*Chasmagnatus granulata*, *Cyrtograpsus angulata*), cirripedios etc.

Las macrófitas presentan a lo largo del río un cambio gradual en la vegetación, con abundancia en las nacientes de *Potamogeton striatus* y *Chara* sp., luego un dominio en las orillas y valle de inundación de *Salicornia virginica* y en los tramos finales *Spartina alterniflora*.

Solari (1995) describió la estructura y dinámica del fitoplancton de este río.

Río Salado. El río Salado nace en el sur de la provincia de Santa Fé, atraviesa parte central de



Lámina 2. (1, 2, 3): A° El Pescado: (1) Ruta 36, (2) Pdo. Berisso, (3) Selva Marginal; (4) Río Samborombón; (5) A° Vallimanca; (6) Río Salado; (7) A° Napaleofú; (8, 9 y 10) A° Vivoratá: (8) Naciente, (9) Cauce serrano y (10) Ruta N° 2; (11 y 12) A° Tandileofú: (11) Curso previo ciudad de Ayacucho, (12) Curso Post-Ayacucho.

la Provincia de Buenos Aires y fluye a través de las tierras bajas para desembocar en el Río de la Plata. Su longitud total es de 700 km aproximadamente y su área de captación es de alrededor de 80000 km²; tiene una descarga media de 47 m³ s⁻¹.

Su cuenca es mayormente utilizada para agricultura con cultivos intensivos (con elevado aporte de fósforo) con áreas industriales de menor influencia. En la actualidad se están desarrollando estudios sobre el bentos en varios sectores por parte de laboratorios del ILPLA.

Al igual que el río Samborombón está influenciado en su parte final por el efecto de las mareas mixohalinas de la Bahía Samborombón y por lo tanto comparte las características de su fauna bentónica.

En la actualidad se realizan estudios intensivos sobre la fauna bentónica del Río Salado y su relación con la dieta de peces bentófagos, por parte del Lic. Mauricio Remes Lenicov (Tesis Doctoral).

Ayo. Las Garzas. De caudal permanente, este reótopo se ubica al norte de la laguna de Lobos (35° 17' S y a 59° 07' O, al NE de la Prov. de Buenos Aires). Este ambiente presenta una estratificación horizontal muy marcada entre el cauce central (con fondo de tosca) y la orilla con alta densidad de juncal (*Schoenoplectus californicus*) y acúmulo de sedimentos limosos y materia orgánica. Del estudio realizado por Rodrigues Capítulo *et al.* (1995) se pudo observar que en este afluente se registró siempre una alta proporción de microcrustáceos con predominio de copépodos Ciclopoida (*Acanthocyclops robustus*) y cladóceros Chidoridae (*Leidigia leidigi* y *Alonella karua*), además de Daphnidae (*Ceriodaphnia* sp.) y Bosminidae (*Bosmina huaronensis*). También llamó la atención la presencia de ostrácodos (*Ciprinotus similis*) aunque en menor proporción que en la laguna. Los Hidroidea (*Hydra* sp.) fueron relativamente importantes y en menor proporción estuvieron presentes nematodos y rotíferos bdelloideos. Los oligoquetos dominantes fueron *Limnodrilus hoffmeisteri* y *Dero obtusa*, este último con menor densidad. Entre los insectos dominaron los quironómidos con las especies *Chironomus calligraphus* y *Goeldichironomus natans* (Masaferro *et al.*, 1991), no observándose sin embargo

las especies *Coelotanypus lobensis* y *Procladius* sp., halladas en altas densidades en la laguna (Paggi, 1993). Los gasterópodos dominantes absolutos del zoobentos por su biomasa con la especie *Heleobia parchappeii* solo fue registrada ocasionalmente en este afluente.

Otros datos limnológicos de la laguna de Lobos, con especial referencia al plancton, se dieron a conocer en el trabajo de Boltovskoy *et al.* (1990) y Gómez (1990). También existen datos fisicoquímicos aportados por Mariñelarena (1997).

Arroyos Serranos. Los arroyos serranos o de montaña (Lámina 2) tienen una pendiente fuerte en las nacientes, fondo pedregoso o pedregoso-arenoso, a menudo con pozos (pool) alternados y agua clara de fuerte corriente (Sistema de Tandilia y Ventania en la Prov. de Buenos Aires). Se ha observado sin embargo en varios puntos de las nacientes de los arroyos estudiados, especialmente en las Sierras de Tandil, algunas surgencias o manantiales que fluyen a través del suelo con abundante humus y escasez de cantos rodados. Por lo tanto los sistemas lóticos pampeanos están fuertemente influenciados por su localización geográfica, por la fisiografía de la región, la naturaleza edáfica y geológica de los terrenos que atraviesan.

Entre los ambientes lóticos de la vertiente Nororiental de Tandilia se destacan numerosos cursos muchos de los cuales desaguan al Atlántico a través de canales rectificadas dada la disminución de la pendiente en estos sectores (< 0.25 m km⁻¹). Entre los principales arroyos y sus respectivas cuencas de aporte en km² se pueden mencionar dos zonas según Godz (1983). Zona B: Tapalqué (2726); Azul y Gualicho (3409), Los Huesos (2726), Perdido y Languyú (1445), Tandileofú y Chelforó (1445), Chapaleofú y San Luis (2795); Zona A: Las Chilcas (1125), Napaleofú (2151), Grande, Pantanoso, Dulce y Vivoratá. En estos sistemas de mayor pendiente (entre 1.15 y 0.8 m km⁻¹ en los 100 primeros km según Godz, 1983) y transparencia es frecuente el establecimiento de varias macrófitas *Potamogeton*, *Hydrocotyle*, *Ludwigia* y otras macrófitas adaptadas a la corriente y que sirven de substrato para simúlidos, zygópteros coenagrionidos y anfipodos.

Del análisis parcial de los muestreos realizados durante 1997- 1998 en los arroyos. Napaleofú, Langueyú, Tandileofú, Chelforó y Vivorotá se observaron numerosos componentes macro-bentónicos característicos de aguas transparentes, oxigenadas y de elevada pendiente. Se destacan los turbelarios, hirudineos, gasterópodos quilínidos (*Chilina*), ancilidos e hidróbidos. Entre los insectos fueron registrados los efemerópteros Baetidae (*Baetis*), Caenidae (*Caenis*), los tricópteros Hydroptilidae (*Hydroptila sauca*) e Hydropsychidae (*Smicridia pampeana*), los zigópteros coenagrionidos, los coleópteros Dryopidae, Elmidae, Hydrophylidae (Berosus), Dytiscidae, los dípteros Simuliidae, Tipulidae, Chironomidae (formas reótopas) e Hydrellidae. Siempre fueron muy abundantes y protegidos por la vegetación arraigada los anfipodos (*Hyallella curvispina* y *H. pampeana*).

CONSIDERACIONES FINALES

El conocimiento de la fauna bentónica de los ríos del sector bonaerense es aún fragmentario si tenemos en cuenta la alta densidad de la red hidrográfica del área. Si bien existe una abundante literatura sobre algunos taxa, para otros grupos la información taxonómica y ecológica es muy escasa. La mayor proporción de los trabajos ha sido dedicada a ambientes lénticos y sólo en los últimos años se tiene información algo más precisa de los reótopos. Falta también una caracterización química sistematizada de estos ambientes, así como del análisis de elementos que perturban o contaminan la calidad del agua y de los sedimentos.

Faltan aún muchos bioensayos con organismos locales para establecer la tolerancia de las especies regionales a diferentes factores ambientales. Los ensayos con especies tradicionales han sido poco utilizados y sólo para escasos ríos se han dado a conocer resultados preliminares confiables.

La aplicación de índices bióticos también se halla en una etapa inicial y han sido probados con éxito los índices IMRP (resumido en este escrito referido especialmente al río Matanza-Riachuelo) e IBPAMP (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001). También aquí se aplicaron otros índices tradicionales como los de diversidad, déficit de

especies, análisis de los componentes principales y técnicas de agrupamiento que dan una idea más acabada de la discontinuidad ambiental. Estas aplicaciones, que actualmente incluyen varios ríos y arroyos de Buenos Aires, deberán ampliarse a otros ambientes a otras comunidades que en definitiva permitan establecer a partir de la composición, estructura y dinámica de los organismos, la calidad ecológica de los ambientes acuáticos de la región.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBA-TERCEDOR, J. y A. SANCHEZ-ORTEGA, 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en el de Helawell (1978).- *Limnetica* 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J. y N. PRAT, 1992. Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological pollution indicators.- En P.J Newman, M.A. Piavaux, & R.A. Sweeting, (eds.): *River water quality. Ecological assessment and control*: 733-738. Comision European Communities.
- ALMIRÓN A., M. GARCÍA, R. MENNI, L. PROTOGINO, y L. SOLARI. 2000. Fish ecology of seasona lowland stream in temperate South America. *Mar. Freshwater Res.* 51: 265-274.
- ARMITAGE, P.B., D. MOSS, J.F. WRIGHT y M. T. FURSE, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites.- *Water Res.* 17(3): 333-347.
- BOLTOVSKOY, A., A. DIPPOLITO, M. FOGGETTA, N. GÓMEZ y G. ALVAREZ, 1990. La laguna Lobos y su afluente: Limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática* 14: 1-37.
- CABRERA, 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletin Soc. Argentina de Botánica*, 14 (1-2): 1-42.
- CEAMSE 1983. *Propuesta para el saneamiento de la cuenca del Rio Matanza-Riachuelo*. Report. Buenos Aires. 420p.
- CLAPS, M.C. (1996). Structure and dynamics of epipelic algae from a plain river (Samborombon river, Argentina). *Arch. fur Hydrobiol.*, 137 (2): 221-263.
- CLAPS, M.C y C. N. SKORUPKA, 1991. Ambientes lóticos pampásicos (subcuenca Delta, Argentina): Algunos aspectos ecológicos. *Rev. Bras. Biol.*, 51(1): 65-70.
- COLL, M.L., 1990. *Evaluación de los efectos de aguas del río Luján sobre una población del*

- zooplancton mediante el uso de bioensayos de laboratorio. Trabajo de seminario. Univ. CAECE. Buenos Aires.
- DANGAVS, N.V., 1973. Estudios geológicos en la laguna de San Miguel del Monte. *Rev. Museo de la Plata*, VIII:281-313
- EASNE, 1973. *Contribución al estudio geohidrológico del noreste de la provincia de Buenos Aires*. I. Consejo Federal de Inversiones: 114 pp.
- FERNANDEZ, L. y J.A. SCHNACK, 1977. Estudio preliminar de la fauna bentónica en tramos poluidos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur*, 4 (8): 103-115.
- FLINT, O., 1982. Trichoptera of the area Platense. *Biología Acuática*. La Plata. 2: 1-70.
- FRENGÜELLI, J., 1950. Rasgos generales de la morfología y la geología de la Provincia de Buenos Aires. En *Publ. L.E.M.I.T.* (La Plata) 2 (33): 1-18.
- FRENGÜELLI, J., 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la provincia de Buenos Aires. En *Publ. L.E.M.I.T.* (La Plata) 2 (62): 1-19.
- FURSE, M.T., J.F. WRIGHT, P.D. ARMITAGE, y D. MOSS, 1981. An appraisal of pond-net samples for biological monitoring of lotic macro-invertebrates. *Water Res.* 15: 679-689.
- GODZ, P., R.A. GONZÁLEZ BELO., J. L. COSTA., M. LAZOVICH, y N. VIDAL, 1983. La Pampa deprimida de la Provincia de Buenos Aires- Argentina: 941-971. En *Coloquio Internacional sobre Hidrología de Llanuras*, 1983. Olavarría. Argentina.
- GÓMEZ, N., 1990. Bacillariophyceae Centrales de laguna de Lobos, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Iheringia*, Ser. Botánica (40): 65-75.
- GÓMEZ, N., 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Res.*: 1-6.
- INCYTH-CTUAAA-ILPLA (1995) Evaluación de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir del estudio de la comunidad bentónica (macro invertebrados-diatomeas bentónica). *Report. Buenos Aires*. 150 pp
- INTA., 1977. *Unidad Reconocimiento de suelos. La Pampa Deprimida. Condiciones de drenaje de sus suelos*. Departamento de suelos del INTA. 152. Buenos Aires. Rep. Argentina.
- KOTHÉ, P. 1962. Der «Artenfehlbetrag», ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorflutuntersuchungen.- *Dt. Gewässerkd. Mitt.* 6: 60-65.
- MACCOR, T., 1997. *Comunidades zooplanctónicas del río Luján: su uso como indicadores de impacto ambiental*. Tesis Univ. CAECE. Bs. As.: 56 pp + anexos.
- MARGALEF, R. (1955) *Los organismos como indicadores en la limnología*. Inst. Forestal Inv. Exp. Madrid. 300pp
- MARIÑELARENA, A. J. y V. Conzonno, 1997. Chemical characteristics and trophic status of Lobos pond (Bs. As. Argentina). *Natura Neotropicalis* 28 (1): 7-13.
- MASAFERRO, J., A.C. PAGGI y A. RODRIGUES CAPÍTULO, 1991. Estudio poblacional de los Quironómidos (Insecta Diptera) de la laguna de Lobos, Pcia. de Buenos Aires, Argentina. *Graellsia* 47: 129 - 137.
- MIRANDA BRAGA, A., 1987. Utilización de macroinvertebrados bénticos como indicadores biológicos de la calidad del agua en el río Viao-Piloña (Asturias). *Limnetica* 3: 141-150.
- MOMO, F.R. y M.A. CASSET, 1989. Zooplancton (Copepoda y cladocera) del arroyo Las flores, afluente del río Lujan. *XIV Reunión Arg. de Ecología*.
- PAGGI, A.C. 1993. Formas imaginales y preimaginales de Chironomidae (Diptera).VII: *Coelotanypus lobensis* sp. nov. y descrip. de la pupa de *C. ringueleti* Paggi, 1986. *Rev. Soc. Ent. Argent.*. 52 (1-4): 5-12
- PAOLA, A. y A. RODRIGUES CAPÍTULO, 1994. Relaciones tróficas entre *Corydoras paleatus* (Siluriformes: Callichthyidae) y las comunidades bentónicas en un arroyo de llanura (Buenos Aires, Argentina). *Tankai*, Tucumán.: 172-174.
- PRAT, N., G. GONZALEZ y X. MILLET, 1986. Comparación crítica de los índices de calidad de agua: ISQA y BILL.- *Tecnol. del Agua* 31: 33-49.
- RINGUELET, R., 1962. *Ecología Acuática Continental*. EUDEBA. Buenos Aires: 1-137.
- ROBACK, S. S., 1974. Insects (Arthropoda: Insecta) Chapter 10: 313-376. En Hart & Fuller (eds).: *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Ademic Press, Inc.: 389 pp.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., 1988. Estado actual del conocimiento de la fauna bentónica de las lagunas Pampásicas. *I Taller sobre Bentos de la Asoc. Arg. de Limnología*. Santa Fé. 12-14 dic./ 88.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., A. PAGGI, I. CÉSAR y A. PAOLA. 1994. Estudio ecológico del zoobentos de la laguna de San Miguel del Monte (Buenos Aires, Argentina). *Limnol.* *Tankai*, Tucumán.: 177-179.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., A. PAGGI e I. CÉSAR. 1998. Reticulado como metodología para determinar la densidad de la fauna macrobentónica en una laguna pampásica (Prov. Buenos Aires,

- Argentina). *Oecología Acuática* (Barcelona, España), 11: 105-112.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., A. PAGGI e I. CÉSAR. 1995. Composición del zoobentos de la laguna de Lobos, Prov. de Buenos Aires, Argentina. *Limnética*. España. 11 (1): 29-37.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., M. TANGORRA & C. OCÓN. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biologist status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 109-119.
- RONDEROS, R. y J.M.. ORENZANS, 1968/69. El complejo bentónico y las comunidades perimetrales en lagunas de la provincia de Buenos Aires. Resultados preliminares de su estudio: 84-107. En *Convenio Est. Riq. Ictícola. Trabajos técnicos IV etapa.. M.A.A..* Prov. Bs. As. Ed. Mimeografiada.
- RONDEROS, R y L.A. BULLA., 1971. Variación estacional de la distribución de la mesofauna del pleuston de la laguna Las Perdices. *Act. Zool. Lill.* 28: 127-162. Bs. As.).
- SAMPONS, R. 1988. Zoobentos del río Arrecifes (Buenos Aires, Argentina) y sus principales tributarios. *Iheringia*. Ser. Zool., Porto Alegre (68): 63-82.
- SCHNACK, J.A., 1972. El complejo pleuston de las lagunas bonaerenses. Ensayo de una problemática general de la mesofauna Arthropoda. *Rev. Museo de la Plata.Zool.*,11: 233-263.
- SERRA A.E., M. PENNISI., E. LUPANO, N.TOSCHI, O. NOMDEDEU y B. ARCE. 1989-1991. *Calidad de las aguas en la formación moderna de la cuenca del Río Santiago*. OSBA. La Plata. 99pp.
- SHANNON, C. E y WEAVER, w., 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press, Urbana: 125pp.
- SOLARI, L.C.1995. Structure and dynamics of phytoplankton of Samborombón river (Buenos Aires, Argentina). *Acta Hydrobiologica* 37:231-241.
- TANGORRA, M., L. MERCADO, A. RODRIGUES CAPÍTULO y N. GÓMEZ. 1998. Evaluación de la calidad ecológica del A° El Gato a partir del estudio del bentos, fitoplancton y variables físico-químicas. Cong. Nac. del Agua, Santa Fé. 1998.

ESTUDIOS ZOOBENTONICOS RECIENTES EN EL RIO DE LA PLATA

A. RODRIGUES CAPÍTULO¹, C. S. OCÓN³, M. TANGORRA¹
A. C. PAGGI¹, A. CORTELEZZI³ Y F. SPACCESI²

¹ CONICET, ² CIC y ³ UNLP

ABSTRACT

The present study shows the most important results in the sampling carried out in the Río de la Plata river from the year 1993. The main components of the zoobenthos in the studied area were the oligochaetes and nematods, particularly in sectors with high organic matter content and low dissolved oxygen. Tubificidae was very frequent, mainly *Limnodrilus claparedeianus*. A prevalence of *Corbicula fluminea* among the mollusks was observed in the coastal area in association with *Limnoperma fortunei*. This assemblage supports the presence of macroinvertebrates as Hirudinea, Temnocephala, Lumbriculidae, etc. Chironomidae showed an almost constant presence in the internal and intermediate areas of the river. The most frequent microcrustaceans were Copepoda, Cladocera, Ostracoda and their larval forms. In the offshore of the river the mollusks, annelids, crustaceans and nematods were present in the great majority of the sampling sites. Polychaeta were present in 90% of the sampling places being Nephthidae the most abundant genus. *Corbicula fluminea* dominated in the interior sector of the river and it was replaced by *Erodona mactroides* and *Macra isabelleana* in the external area. *Rapana venosa* was also observed in this area. Different benthic assemblages were determined and their faunistic composition varied in function of the substrate, silt, size, coast, proximity, organic matter content and food resources.

Key words: zoobenthos, Río de la Plata, diversity.

INTRODUCCIÓN

El Río de la Plata es el tramo final de la cuenca hidrográfica más importante de Argentina, no sólo por su enorme caudal sino también por el estuario de gran superficie que el río forma en su desembocadura al mar. A pesar de esto, poco se sabe acerca de la fauna bentónica que compone dicho ecosistema y que forma parte fundamental de la cadena trófica de las comunidades que allí habitan. Los constantes cambios que se producen en este ambiente debido a las ondas de marea, el gradiente salino y el tipo de sedimento influyen directamente la distribución del zoobentos. Los organismos que habitan en el fondo varían de acuerdo a sus hábitos alimentarios, tipo de movilidad, preferencia por un sedimento particular y grado de tolerancia a condiciones de salinidad y temperatura.

La Zona Interna del Río de la Plata, al no estar afectada directamente por efectos salinos, es habitada casi exclusivamente por organismos de agua dulce. Este tipo de fauna bentónica se extiende hacia la Zona Intermedia pero se reduce rápidamente hacia el límite con la Zona Externa.



Este sector exterior de aguas salobres, en cambio, está fuertemente influenciado por la estratificación salina y la mayoría de las especies son de carácter eurihalino. Según Boschi (1988) esta zona estuarina es el área de reproducción de varias especies de peces que recurren a la Bahía de Samborombón en grandes cardúmenes para desovar (sciénidos, clupeidos, engráulidos y elasmobranquios entre otros). El mismo autor también realiza una caracterización ecológica sobre el ecosistema estuarial del Río de la Plata y brinda una síntesis bibliográfica actualizada sobre los grupos faunísticos. Los trabajos de Urien (1966, 1967 y 1972) y Ottman & Urien (1965) sobre la distribución de los sedimentos

del Río de la Plata resultan de mucha utilidad para la interpretación de los poblamientos bentónicos.

El presente trabajo aporta nueva información obtenida a partir de las campañas en las que participaron profesionales del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) junto con colegas de otras instituciones. Se presentan aquí los resultados más relevantes de las campañas realizadas en el Río de la Plata desde el año 1993:

Campañas de la Franja Costera Sur (AA et al., 1997).

Con la finalidad de relevar las comunidades planctónicas y bentónicas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata y complementar aspectos limnológicos durante los años 1993-96 y hasta la actualidad, los laboratorios de Plancton y Bentos del ILPLA se incorporaron al grupo de trabajo que conforma el Consejo Permanente que monitorea la calidad de las aguas de este ambiente fluvio-marítimo. El mencionado Consejo está integrado por el Servicio de Hidrografía Naval (SHN) de la Armada Argentina; la Administración General de Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires (AGOSBA); Aguas Argentinas (AA) y el Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA). Los estudios realizados en la Franja Costera Sur permitieron elaborar un trabajo de conjunto donde se contemplaron variables físico-químicas y biológicas (AA *et al.*, *op. cit.*). También fueron publicados otros trabajos concernientes a la distribución del fitoplancton (Gómez y Bauer, 1997, 1998 y 2000) y del zoobentos (Rodríguez Capítulo *et al.*, 1997 a y b) además de estudios de diversidad zoobentónica (César *et al.*, 2000). Los puntos de muestreo relevados correspondieron a una franja costera que va desde los 500 m hasta 10000 m y desde la zona deltaica hasta Magdalena (Figura 1 a). A partir del análisis de la materia orgánica en sedimento (LOI) se obtuvieron valores entre 2 y 7 % en la franja entre 500 y 1500 metros, disminuyendo hacia el interior del río. Las mayores concentraciones de MO fueron registradas en la desembocadura del Riachuelo y a los 3000 metros de la transecta perpendicular a la localidad de Sarandí con 8%. También en las estaciones cercanas al desagüe de la cloaca máxima de la

ciudad de Buenos Aires en el partido de Berazategui así como en otros puntos aguas abajo (5-7%) e internándose en el río siguiendo el movimiento descendente de las aguas en su trayecto hacia la Zona Externa.

Campaña Puerto de Buenos Aires (Rodríguez Capítulo et al., 1997).

A partir de los muestreos realizados en la zona portuaria de Buenos Aires durante agosto a septiembre de 1997, en relación con un Convenio entre el Instituto Nacional del Agua (INA), el ILPLA y la Administración General del Puerto, se realizó un análisis de la comunidad zoobentónica e ictícola del Puerto de Buenos Aires y vías navegables de acceso.

Monitoreo en la Costa Bonaerense por derrame de hidrocarburos (Rodríguez Capítulo et al., 1999-2002)

Con la información de las campañas realizadas desde julio de 1999 hasta septiembre de 2002 en relación con la evaluación de las comunidades biológicas afectadas por el derrame de petróleo en enero de 1999 en las costas del Partido de Magdalena se confeccionaron 6 informes sobre la situación de los organismos planctónicos y bentónicos en la franja costera sur del Río de la Plata (*Informes de campaña: Convenio entre la Secretaría de Política Ambiental, la Universidad Nacional de La Plata-FCNyM- y el Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"*).

Campaña del Proyecto FREPLATA – Argentina-Uruguay PNUD/GEF-RLA/99/G31 (Rodríguez Capítulo et al., 2002/2003)

Fue realizada en noviembre de 2001 con las embarcaciones "ARA Cormorán" del S.H.N. y el BIP Oceanográfico "Dr. E. Holmberg", del INIDEP. Se determinaron los taxa que actualmente viven en el interior de este importante sistema fluvio-marítimo. El área relevada comprendió 30 sitios de muestreo y se extendió desde el borde del Delta del Paraná hasta el Frente Marítimo teniendo en cuenta ambas riberas e interior

del Río de la Plata.

Área de Estudio y Características Hidrográficas

El Río de la Plata tiene aproximadamente 320 km de longitud y un ancho de 40 km en la parte más estrecha del cuerpo principal, si bien en su origen (Punta Gorda) se establece un ancho de apenas 1.7 km (Gómez y Rodrigues Capítulo, 1997). Hacia la desembocadura en el mar la distancia se aproxima a los 230 km y según Boschi (1988) la superficie total se estima en unos 30000 km². El caudal total del río es de aproxi-

madamente 23000 m³ seg⁻¹ correspondiendo más del 75 % al aporte del Paraná. El otro gran aporte es realizado por el río Uruguay (23 %). Las tres zonas en las que se divide normalmente al Río de la Plata son Superior o Interna (desde el nacimiento hasta la línea Buenos Aires-Colonia), Media (hasta la línea Punta Piedra-Punta Brava) y Exterior (hasta la línea Punta Rasa-Punta del Este) (Figura 1 b).

La profundidad del río se estima entre 2 y 3 m para el sector Superior, 6-7 m para el Medio y 6 a 16 para la zona Exterior (Bazán y Arraga, 1993).



Figura 1. a) Ubicación de la zona de muestreo (Fanja Costera Sur). b) Zonas en las que se divide el Río de la Plata.

Los sectores Superior y Medio del Río de la Plata, presentan valores de salinidad típicos de ambientes fluviales propiamente dichos. El Exterior presenta en cambio una zona de mezcla con un gradiente salino en aumento hacia la desembocadura. Según Bazán y Árraga (*op. cit.*) los valores medios de superficie varían desde 0.2 ‰ en la línea de Buenos Aires-Colonia, hasta 25 ‰ en la desembocadura. En el sector Medio los valores promedio no superan los 0.4 ‰ pero a partir de Punta Indio comienza la zona oligohalina que llega hasta la transversal Punta Piedras-Punta Brava. Se debe mencionar también la presencia de una estratificación salina con una cuña laminar de mayor concentración que penetra en profundidad hacia el sector Medio del Río de la Plata (Mianzan *et al.*, 2001). Esta penetración es un fenómeno común en ambientes estuariales (Pritchard, 1955) y como ejemplo de ello podemos mencionar el caso del Río Ebro en el NE de España (Ibáñez *et al.*, 1995), donde la cuña salina suele penetrar desde 4 a 20 km en función del empuje del agua del río. En general, la permanencia de esta estratificación suele producir un estado de anoxia impidiendo el desarrollo de una fauna bentónica diversificada.

El material en suspensión del Río de la Plata está formado principalmente por arcillas y limos provenientes del río Bermejo a través del río Paraná, que le otorgan el color "leonado". Como ya fuera apuntado por Bazán y Janiot (1991) los valores observados en la línea Buenos Aires-Colonia son de aproximadamente 70 a 80 mg l⁻¹ (característicos del río Paraná) disminuyendo siempre hacia la costa uruguaya debido a la baja concentración de materiales aportados por el río Uruguay y aumentando hasta 250 mg l⁻¹ en Punta Piedras-Punta Brava a causa de fenómenos de floculación y resuspensión del material (Frente de Turbidez). Hacia el sector externo los sólidos en suspensión disminuyen rápidamente a valores inferiores a 50 mg l⁻¹ en relación con el aumento de la concentración salina.

Otros datos acerca de características físicas y químicas más precisas pueden consultarse en AA *et al.* (*op. cit.*), Balay (*op. cit.*), Bazán y Árraga (*op. cit.*), Caviglia (1988), e informes archivados en el SHN (Servicio de Hidrografía Naval de la Armada Argentina).

Desde el punto de vista geomorfológico según Cavallotto (1995), el Río de la Plata es considerado una "unidad morfológica de orden mayor". Está limitado al sudoeste, en Argentina, por la *Llanura alta* y al noreste, en el Uruguay, por la *Llanura alta equivalente* y el *Bloque uruguayo*. A estas se le subordinan dos unidades principales relacionadas en su génesis: la *Plataforma deltaica* y la *Llanura costera*.

La Plataforma deltaica (Parker y Marcolini, 1992) corresponde a la superficie de agradación del delta en equilibrio con las actuales condiciones hídricas. Esta unidad fue considerada una prolongación subacuática del Delta del Paraná (Cavallotto, 1988) y constituye el lecho del Río de la Plata; está integrado por los sedimentos fluviales provenientes de los ríos Paraná y Uruguay que fueron depositándose en un ambiente fluvial influenciado por algunas condiciones estuariales.

Las características hidrodinámicas del Río de la Plata son una consecuencia del aporte de fuertes afluentes y la acción de la onda de marea y su vinculación con corrientes marinas (Balay, *op. cit.*). En la situación de bajante las corrientes siguen el cauce natural del río y el Paraná Guazú fluye hacia Playa Honda (Fig. 2b), para unirse a la corriente del Paraná de la Palmas luego de la ciudad de La Plata.

La onda de marea oceánica que proviene del SE al llegar a la altura de Punta Piedras sufre deformaciones por la disminución del fondo estuarial y provoca una aceleración en la sedimentación que va rellorando el Banco Punta Piedras (Balay, *op. cit.*). Por otra parte, las corrientes de crecientes siguen la onda de marea a través del canal ubicado a la izquierda del Banco Ortíz para luego seguir hacia el valle denominado "Aguas Hondas" o antiguo Cañón del Plata uniéndose a la corriente del NE que bordea la costa uruguaya. Esta dinámica de entrada y salida de aguas permite mantener en una forma mas o menos equilibrada el Banco Ortíz (el de mayor extensión y consistencia) y el canal de entrada a Buenos Aires, que está delimitado también al oeste por el perfil acantilado del Banco Chico (Fig. 2 a).

En el sector interior se ubica Playa Honda, extendida sobre el norte del canal de acceso a Buenos Aires y al oeste del Canal Plata Superior, mezclándose con los bancos adyacentes a

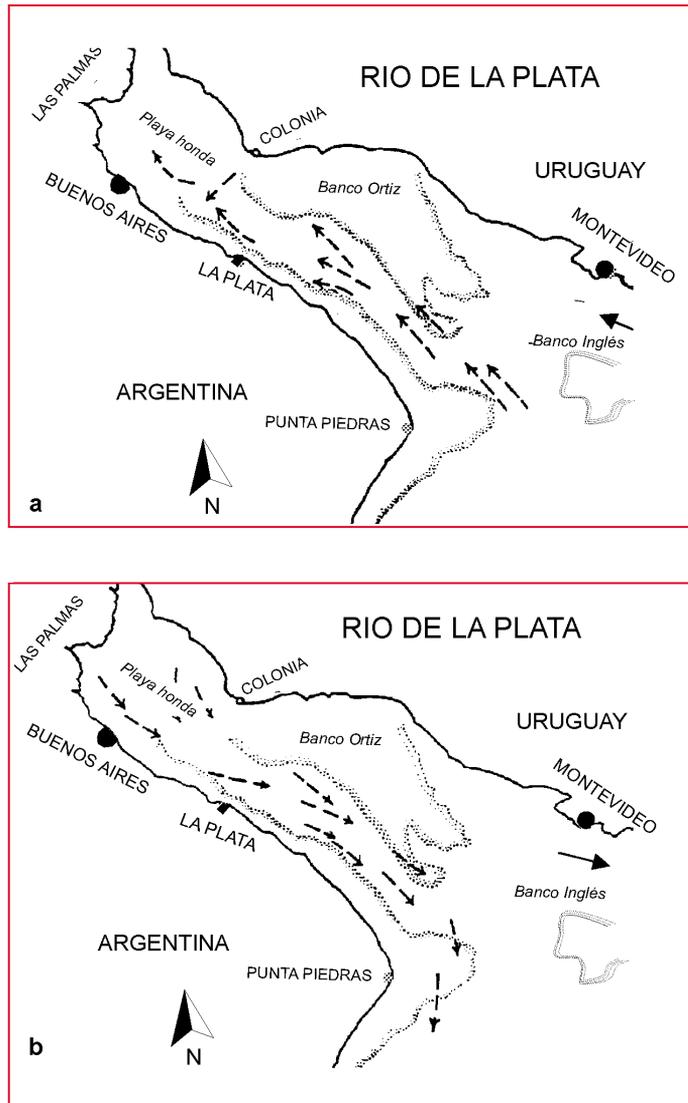


Figura 2. Corrientes principales en el Río de la Plata. a) Crecientes; b) Bajantes.

la zona deltaica. Esta es una zona de amplia depositación, especialmente durante las bajamares donde las corrientes de marea se reducen considerablemente.

Finalmente la Franja Costera Sur sobre la ribera bonaerense es una unidad morfológica que presenta condiciones apropiadas para la recepción de sedimentos, dada su baja energía de olas y la cercanía del canal principal. Esta dinámica cumple un rol muy importante en la delimitación de las comunidades bentónicas que deben someterse constantemente a un pulso importante de erosión y sedimentación.

ANTECEDENTES DE LOS ESTUDIOS BENTÓNICOS EN EL RÍO DE LA PLATA

La mayoría de los estudios realizados hasta el momento sobre la fauna bentónica en el Río de la Plata se refieren especialmente a su malacofauna costera en la desembocadura de sus afluentes principales (Darrigran, 1992 a, b; Darrigran & Maroñas, 1989; Ituarte, 1981 y 1985; Pastorino *et al.*, 1993). Los moluscos pelecípodos del género *Corbicula* son los de

mayor distribución, generalmente asociados a sedimentos limoarenosos. La velocidad de la corriente, turbulencia, gases, sólidos suspendidos y disueltos son los principales factores que regulan la presencia y abundancia de estos organismos, reduciéndose su densidad en fondos fangosos, con mucha materia orgánica, bajos tenores de oxígeno disuelto, bajo pH y alta actividad antrópica. La especie *Corbicula fluminea* se ha registrado a fines de la década del 60 en el Río de la Plata, junto con otro corbicúlido invasor (*C. largillierti*), provenientes de Asia (Ituarte, 1981). Según Olazarri (1986) *C. fluminea* se había extendido para esa época hasta el km 97 del río Uruguay y a tramos importantes de sus afluentes hasta la represa de Palmar, mientras que *C. largillierti* lo había hecho hasta el km 273 del río Uruguay. Este grupo involucra a pelecípodos micrófagos filtradores-sedimentívoros, presentándose generalmente en agrupaciones numerosas. Según Darrigran (1992 b), la distribución de las especies de *Corbicula* estaría relacionada en forma inversa con el aumento de la concentración salina y el grado de contaminación, no sobrepasando salinidades superiores a los 15 ppm (Morton, 1986). Según datos del Instituto Nacional de Pesca del Uruguay (INAPE), del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero de Argentina (INIDEP) y de la Comisión Administradora del río Uruguay (CARU) los relevamientos globales de dicho molusco, a partir de 1987, en toda el área del Río de la Plata interior y medio indican que esta especie se ha registrado hasta en el 80 % de todos los puntos relevados aunque con densidades muy variables (Valdés *et al.*, 1989). También se han encarado investigaciones de la dinámica poblacional de *Corbicula fluminea* en el Delta Inferior del Río Paraná (Correa *et al.*, 1993; Cataldo y Boltovskoy, 1999)

Limnoperna fortunei (familia Mytilidae), otra especie invasora del Río de la Plata, es un mitílido originario de ríos y arroyos de China y del SE de Asia, cuyos primeros registros datan de 1991 (Pastorino *et al.* 1993) en el balneario Bagliardi (Berisso). Su modo de vida epifaunal bisado, relacionado a sustratos duros, sumado al alto poder reproductivo y a la ausencia de competidores, han permitido una rápida expansión y son por sus características potenciales causantes de problemas para el hombre ya que podrían con-

centrarse en cañerías, sistemas de refrigeración, tomas de agua, filtros, etc (Darrigrán, 1997; Scarabino y Verde, 1994; Villar *et al.*, 1997).

Información adicional referida a la distribución de moluscos en la zona rioplatense puede hallarse en Castellanos (1965); Bonetto (1965, 1994) y Rumi *et al.* (1998).

La literatura limnológica ofrece escasa información ecológica de otros grupos faunísticos presentes en el bentos del Río de la Plata. No obstante se pueden mencionar los trabajos de Ringuélet (1985) y los de Gullo y Darrigran (1992) sobre hirudíneos. Boltovskoy y Lena (1974) detectaron la presencia viva de foraminíferos de las especies *Rotalia beccarii*, *Elphidium discoidale* y *Miliammina fusca*, sobre las costas de Uruguay y Argentina en la zona Externa del Río de la Plata. Sobre el lado argentino Orensanz y Estevariz (1971) enumeraron varios poliquetos entre los que destacan *Neanthes succinea* en el sector estuarial y *Diopatria viridis*, *Driloneresis filum* y *Lumbrinaria tetranura* sobre la Bahía de Samborombón. Además se observó aquí la presencia del cirripedio *Balanus improvisus* sobre sustrato duro (EcoPlata, 1996) el que según nuestras observaciones de relevamientos realizados durante 1997-98 penetra en la zona de mezcla de los ríos Salado y Samborombón. Los primeros registros sobre cumáceos datan de Bachmann y Moguilevsky (1973) y precisados por Roccatagliata (1981) sobre la especie *Claudicuma platensis* en la zona salobre. Otros crustáceos de distribución frecuente son los tanaidáceos *Tanais* y *Killiapseudes* (Taberner, 1983). Sobre la región costera de la Bahía de Samborombón son comunes los cangrejales de *Chasmagnatus granulata*, *Cyrtograpsus angulatus* y *Uca uruguayensis*, ésta última sobre terrenos mas firmes. Darrigran y Rioja (1988) realizan también aportes sobre la distribución y selección de los ambientes de los isopodos talasoides en el Río de la Plata.

Los decápodos *Palaemonetes argentinus* y *Macrobrachium borelli* son también comunes en la ribera de la zona Interna e Intermedia del Río de la Plata (Schuldts y Rodrigues Capítulo, 1985), pero disminuyen rápidamente hacia los sitios salobres (Boschi, 1981). Scarabino *et al.* (1975) proponen una clasificación para los organismos del macrobentos que habitan la zona

costera uruguaya del Río de la Plata donde consideran 5 grupos principales teniendo en cuenta la tolerancia a las salinidades. Dentro de las especies estuarinas reconocen a *Brachidontes darwinianus*, *Tagelus plebeius*, *Littoridina australis*, *Erodona mactroides*, *Balanus improvisus* y *Mytella charruana*.

ESTUDIOS RECIENTES EN EL RÍO DE LAPLATA

Macroinvertebrados

El complejo bentónico del Río de la Plata en las campañas anteriormente mencionadas, estuvo dominado por oligoquetos y nematodos, especialmente en zonas de mayor concentración de materia orgánica y con tenores menores de oxígeno. Entre los oligoquetos de la familia Tubificidae fueron muy frecuentes *Limnodrilus claparedeianus* acompañado a menudo por *L. hoffmeisteri*, *Paranadrilus descolei*, *Ilyodrilus frantzi* y *Aulodrilus pigueti*; de la familia Haplotaxidae se halló *Haplotaxis aedochaeta*; entre los Naididae se observaron las especies *Homochaeta naidina*, *H. lactea*, *Pristinella osborni*, *Pristinella* sp., *Chaetogaster diaphanus*, *Amphichaeta* sp., *Dero* sp. y de la familia Narapididae, *Narapa bonettoi*. Esta última especie no fue hallada en los muestreos realizados en el Puerto de Buenos Aires probablemente porque suele asociarse a substratos arenosos desprovistos de materia orgánica.

Las mayores densidades de oligoquetos (10000 ind. m⁻²) en la Franja Costera Sur se observaron en la línea de los 500 m incrementándose en algunos casos desde la costa hacia los 1500 m relacionados directamente con la MO del sedimento. Luego, en general, la densidad disminuye significativamente hacia los 3000 m. La distribución de los nematodos también se

relacionó muy directamente con la concentración de la MO del sedimento y por lo tanto vinculados a las mayores densidades de los oligoquetos.

Los endoproctos con la especie *Urnatella gracilis*, fueron localizados cercanos a la costa (500 m) sobre substratos duros especialmente frente a las localidades de Quilmes y Bernal. También se registraron en forma más dispersa sesoblastos y estatoblastos de briozoos, posiblemente de la misma especie, en sedimentos limoarenosos y más hacia el interior del río. Los hirudíneos se hallaron en número significativo en la franja de los 1500 m predominando en forma alternativa desde el delta hasta frente a la localidad de Magdalena. Las especies más comunes en el Río de la Plata, según Ringuelet (1985) y Gullo y Darrigran (1992), son *Helobdella simplex*, *H. adiastrata*, *H. triserialis triserialis*, *H. triserialis lineata*, *H. triserialis nigricans*, *H. striata*, *Orchibdella pampeana*, *Gloiobdella michaelsoni*, *Mizobdella platensis*, *Semiscolex intermedius*, *S. similis* y *S. juvenilis*.

En las campañas realizadas se observó, en general, un predominio de la especie *Corbicula fluminea* con excepción de los sectores de la franja costera cercanos a grandes volúmenes de MO o relacionados con la descarga del río Matanza-Riachuelo, Canales Santo Domingo, Sarandí o en proximidades de la cloaca máxima de Berazategui. Los picos máximos de densidad (3800 y 4200 ind. m⁻²) correspondieron a las estaciones ubicadas en la zona del Delta, donde los efectos de contaminación aún no son evidentes favoreciendo su distribución.

Si bien existen aún relictos de la especie *Neocorbicula limosa*, ésta ha sido casi totalmente desplazada aguas arriba hacia el interior de los arroyos y ríos de la costa bonaerense y uruguaya, aparentemente por competencia con *C. fluminea*. Sin embargo, relevamientos bentónicos realizados en el año 2000 en relación con el derrame de petróleo en la costa de Magdalena registraron la presencia de juveniles de *N. limosa* próximos a la Estancia Alberdi.

Limnoperna fortunei se presentó en los substratos duros, y todo objeto fijo sobre la ribera bonaerense y zona portuaria de la ciudad de Buenos Aires (escolleras, espigones, cascos de barcos, etc.) en altas densidades superando los 50000 ind. m⁻² en algunas oportunidades. La colonización hacia el interior del río es más reciente



Naididae - *Pristinella* sp.

Tubificidae -
Limnodrilus sp.

y las densidades menores. Las mayores concentraciones fueron observadas según Rodríguez Capítulo *et al.* (1997) y Ocón *et al.* (1997) en las estaciones cercanas al Delta del Paraná y frente a Berisso y Magdalena con valores entre 2000 y 7000 ind. m⁻² en puntos ubicados a 3000 m de la costa. El registro reciente de *L. fortunei* en puntos de muestreo intermedios a los datos ya existentes confirma el avance de estos organismos en una distribución cada vez más radiada.

En la zona portuaria, pudo observarse una asociación de las especies invasoras *Corbicula fluminea* y *Limnoperma fortunei*, lo que determina un ambiente particular para la convivencia de otros macroinvertebrados como hirudíneos, temnocéfalos, oligoquetos lumbricúlidos, etc.

Heleobia piscium (Hidrobiidae) se halló en forma menos frecuente y con densidades relativamente bajas (800 ind m⁻²) en proximidades del Delta pero también fueron hallados con valores menos significativos aguas abajo de Berisso (400 y 600 ind m⁻²).

Con respecto a los insectos acuáticos los Diptera Chironomidae mostraron una presencia casi constante en las zonas interna y media del río, aunque con densidades bajas en la ma-



yoría de los sitios estudiados. Hasta el momento se han identificado 9 géneros, pertenecientes a tres Subfamilias, las Tanypodinae (larvas carnívoras) con los géneros *Coelotanypus* y *Djalmabatista*, las Chironominae (larvas filtradoras o detritívoras) con los géneros *Cryptochironomus*, *Axarus*, *Parachironomus*, *Tanytarsus*, *Paracladopelma* y *Polypedilum* y las Orthocladiinae (larvas micrófagas, fitófagas) con el género *Pseudosmittia*. *Coelotanypus sp.* fue observado en las estaciones próximas al Delta, y luego a mayores distancias de la costa (3000-5000 m) frente a Sarandí y Punta Lara. *Djalmabatista* fue hallado hasta ahora en la zona deltaica. El género *Cryptochironomus*, característico de arenas finas, tuvo una mayor distribución en el área relevada. El género *Para-*

cladopelma, característico de substratos arenosos y baja tolerancia a la eutrofización, se registró fundamentalmente



en las estaciones de la zona deltaica. Del género *Polypedilum*, sólo se tienen registros en la zona deltaica y en aguas poco profundas frente a las costas de Sarandí, en relación con el mayor contenido de materia orgánica presente en la zona. El género *Pseudosmittia* fue hallado frente a las costas de Magdalena, asociado a macrófitas costeras. Los géneros *Tanytarsus* y *Axarus* han sido registrados hasta el momento en la zona media frente a las costas uruguayas. Es dable destacar que no han sido hallados Chironomidae en la zona externa del río, a excepción de un género no identificado de Orthocladiinae en el límite entre la zona media y externa a más de 10000 metros de la costa argentina.

Otros insectos colectados muy esporádicamente en la zona costera fueron larvas de Odonata Gomphidae (*Phyllocicla argentina*) en proximidades de Palermo y Ceratopogonidae en la zona deltaica. Su presencia se relaciona en general, con aguas escasamente contaminadas ya que es vital para su desarrollo.

Entre los microcrustáceos se observaron copépodos, cladóceros, ostrácodos y sus formas larvales. Los de mayor numerosidad fueron los Copepoda Harpacticoida, con densidades superiores a 24000 ind m⁻² entre la franja de los 1500-3000 m y en forma irregular en toda la zona Interna e Intermedia del río.

En la zona portuaria llamó la atención la presencia de eumalacostracos tanaidáceos (*Sinelobus standfordi*) que hemos observado en altas densidades en la costa de la localidad Boca Cerrada de Punta Lara hasta casi llegar a Punta Indio.

Los temnocéfalos con las especies *Temnocephala iheringi*, *T. talicei* y *T. axenos* también fueron observados en repetidas oportunidades en el bentos rioplatense y su aparición estaría relacionada, según Damborenea (1997), con la presencia de numerosas especies de crustáceos, peces y moluscos a las cuales parasita. Otros grupos zoobentónicos observados en forma poco frecuente fueron los poríferos, celenterados, anfípodos, colémbolos, tardígrados, tanaidáceos, ácaros hidracáridos, rotíferos, ciliados co-

loniales, etc.

A partir de los muestreos realizados en el cauce principal (Proy. FREPLATA) se determinó que los moluscos, anélidos, crustáceos y nematodos estuvieron presentes en la gran mayoría de los sitios. Los poliquetos se registraron en más del 90 % de los puntos de muestreo considerados reemplazando gradualmente al resto de los anélidos a medida que nos acercamos a la Zona Media y Externa del río (Cortelezzi *et al.*, 2002). Para el interior del río también fue predominante, en general, la especie *Corbicula fluminea* que es reemplazada en la zona externa por *Erodona mactroides* y *Macra isabelleana*. En el caso de *Limnoperna fortunei*, esta especie no fue observada en estos muestreos, por lo menos en estadios adultos. Se registraron gran cantidad de mitílidos en estado larvario o juvenil que no pudieron ser determinados. Cabe mencionar la presencia del primer gasterópodo invasor del Río de la Plata, *Rapana venosa* en la zona externa (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2003).

Por último, en el caso de los estudios realizados en el sector costero comprendido entre el sur de Berisso y Punta Indio a causa del derrame de petróleo producido en Magdalena, se pudo comprobar que las zonas más afectadas sufrieron una significativa disminución de la diversidad. Por muestreos continuos realizados hasta 3 años después del derrame, se observó que muy pocas estaciones de muestreo mostraron signos de recuperación mientras que el resto aún siguen afectadas debido a la permanencia de petróleo en el sedimento. Los índices bióticos basados en la tolerancia diferencial de los organismos a la contaminación tales como IBPAMP e IMRP (Rodríguez Capítulo, *et al.*, 2001) evidenciaron una más rápida recuperación de aquellos sitios vinculados a las zonas de aguas abiertas del Río de la Plata con la reaparición de las especies de mayor sensibilidad a disturbios (cumáceos, tanaidáceos, decápodos reptantia, ancílidos entre otros). En cambio en las zonas donde el flujo de intercambio de agua es más restringido la recuperación de las comunidades fue más lenta (Ocón *et al.*, 2003).

CONCLUSIONES

El Río de la Plata presentó asociaciones bentónicas de diferente complejidad, variando

su composición faunística en función del sustrato, granulometría del sedimento, cercanía a la costa, acumulación de materia orgánica y alimento para su desarrollo. De esta manera se observó un gradiente natural de los organismos como consecuencia de la geomorfología e hidrodinámica del río que define áreas de erosión y acumulación, desde una sucesión de arenas finas hasta limoarcillas.

La zona costera recibe restos orgánicos provenientes de afluentes naturales y canales dragados, así como puntos localizados de descargas cloacales, que sirven de alimento a los invertebrados detritívoros permitiendo que se encuentren aquí la mayor cantidad de éstos.

En la mayoría de los ríos de llanura la producción de peces iliófagos (sedimentívoros) como el sábalo (*Prochilodus lineatus*) depende de la presencia de la fauna bentónica como principal fuente de alimento. La disminución de la producción secundaria de los organismos de esta comunidad, a causa de constantes vuelcos de sustancias nocivas para la vida acuática, así como los continuos dragados y obras civiles de gran envergadura en el Río de la Plata tienden a bajar la oferta alimentaria para los organismos bentófagos. Cuando los peces iliófagos buscan en estas áreas costeras su alimento, pueden ocasionalmente encontrarse con sitios anóxicos que resultan con frecuencia trampas mortales para su supervivencia. Resulta interesante el aporte realizado en este sentido por Remes Lenicov (1997) sobre algunos aspectos relevantes de la ictiofauna rioplatense, que complementa la obra de Cousseau (1985).

Por lo expuesto anteriormente se deberían profundizar los estudios sistemáticos y ecológicos de los grupos bentónicos más representativos, dada la importancia de estos organismos en las cadenas tróficas de este ecosistema fluvio-marítimo. Estos relevamientos podrán servir de base para la elaboración de índices bioecológicos que contribuyan a establecer, junto con los parámetros físico-químicos, la calidad de las aguas del Río de la Plata.

BIBLIOGRAFÍA

AA, AGOSBA, ILPLA, SHN; 1997. Calidad de las aguas. Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena). Buenos Aires: 157 pp.

- Bachmann, A. O. y A. Moguevsky. 1973. Sobre la presencia de crustáceos cumáceos Nannastacidae en la ribera argentina del Río de la Plata. *Physis*, Sec. B, 32 (84): 139-140.
- Balay, M. A.. 1961. El Río de la Plata entre la atmósfera y el mar. *Publ. Serv. Hidrog. Naval*, 621, Buenos Aires: 153 pp.
- Bazán, J. y Árraga. 1993. El Río de la Plata, ¿un sistema fluvio-marítimo frágil?: Acercamiento a una definición de la calidad de sus aguas. *Conferencias de Limnología*. Ed. Andrés Boltovskoy y Hugo López. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", La Plata: 71-82.
- Bazán, J. y L. Janiot. 1991. Zona de máxima turbidez y su relación con otros parámetros del Río de la Plata. *Doc. Téc. Dto. Oceanogr. Serv. Hidrog. Naval*, Buenos Aires. 65: 1-22.
- Boltovskoy, E. y J. Lena. 1974. Foraminíferos del Río de la Plata. *Serv. Hidrog. Naval*, Buenos Aires. 661: 1-22.
- Bonetto, A. A. 1965. Las especies del género *Diplodon* en el sistema hidrográfico del Río de la Plata. II. *Congr. Latinoam. Zool. II*: 37-54.
- Bonetto, A. A. 1994. Austral rivers of South America. En: *Limnology Now: a Paradigm of Planetary Problems*. De R. Margalef: 425-472.
- Boschi, E. E. 1981. Decapoda Natantia. En: *Fauna de Agua Dulce de la República Argentina*, Buenos Aires. FECIC, 26: 1-60.
- Boschi, E. E. 1988. El ecosistema estuarial del Río de la Plata (Argentina y Uruguay). *An. Inst. Cient. Del Mar y Limnol. Univ. Autón. México* 15 (2): 159-182.
- Castellanos, Z. J. A. De. 1965. Contribución al estudio biológico de almejas nacaríferas del Río de la Plata. *Rev. Mus. La Plata, Nva. Serie*, 8 (Zool.60): 98-147.
- Cataldo, D. y D. Boltovskoy. 1999. Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in de Paraná River Delta (Argentina). *Hydrobiologia* 380: 153-163.
- Cavallotto, J. L. 1995. Descripción de la unidad morfológica Río de la Plata. *Actas IV Jornadas Geol. y Geof. Bonaerenses*: 231-237.
- Cavallotto, J. L. 1998. Interpretación morfológica del Río de la Plata. Resúmenes expandidos *Simp. Intern. Sobre el Holoceno en América del Sur*, Paraná, Entre Ríos, 1988.
- Caviglia, F. J. 1988. *Intrusión salina en el Río de la Plata. Trabajo de Seminario para la Licenciatura en Oceanografía Física*. Inst. Tecnol. de Buenos Aires: 40 pp.
- Cesar, I., C. Ocón, A. Paggi, A. Rodríguez Capítulo, F. Spaccesi, M. Tangorra, M. Tassara. 2000. Diversidad de invertebrados bentónicos del Río de la Plata: 27-63. En: *Biodiversidad en la Franja Costera Sur del Río de la Plata: fitoplancton, zoobentos; peces de la zona portuaria de la ciudad de Buenos Aires*. *Biología Acuática* 19, ILPLA, Bs. As.
- Convenio Secretaría Política Ambiental de la provincia de Buenos Aires-Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA). FCNYM-CONICET. *Evaluación de las comunidades de plancton, bentos, perifiton y peces afectadas por el derrame de petróleo de enero de 1999 en el Río de la Plata*. Informe Primer Campaña.
- Correa, N., C. Petracchi y P. Bordino. 1993. *Corbicula fluminea* (Mollusca, Bivalvia) en el Delta Inferior del Río Paraná. *Publ. Serv. Hidrog. Naval*, 75: 1-11 + anexo.
- Correa, N., D. Boltovskoy y D. Cataldo. 1997. Efectos de la contaminación sobre el crecimiento y la supervivencia de *Corbicula fluminea* (Bivalvia) en el delta inferior del río Paraná. *Resúmenes II Congreso Arg. de Limnología*. Buenos Aires: 49.
- Cousseau, M. B. 1985. Los peces del río de la Plata y su frente marítimo. *Fish Community Ecology in Estuaries and Lagoons: towards an Ecosystem Integration*. Univ. Autónoma de México, 24: 515-534.
- Cortezzi, A., A. Rodríguez Capítulo, L. Boccardi, M. Tangorra, R. Ballavio y R. Arocena. 2002. Distribución de los invertebrados bentónicos en el Río de la Plata. Proyecto FREPLATA. Argentina-Uruguay. Segundas Jornadas sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos.
- Damborenea, C., I. César y L. Armendariz. 1997. Especies de Temnocephala (Platyhelminthes Temnocephalidae) en la Isla Martín García, Buenos Aires, Argentina. *Neotrópica* 43: 123-124.
- Darrigran, G. A. y M. E. maroñas. 1989. Crecimiento de las poblaciones naturales de *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) y *C. largillierti* (Philippi, 1844) (Bivalvia, Sphaeriacea) en el litoral de Punta Blanca, estuario del Río de la Plata. *Com. Soc. Malacol. Uruguay*. Montevideo, Uruguay, 7: 139-157.
- Darrigran, G. A. 1992 a. Nuevos datos acerca de la distribución de dos especies del género *Corbicula* (Bivalvia, Sphaeriacea) en el área del Río de la Plata, República Argentina. *Notas del Museo de La Plata* 21 (210): 143-148.
- Darrigran, G. A. 1992 b. Variación temporal y espacial de la distribución de las especies de *Corbicula* Megerle, 1811 (Bivalvia, Corbiculidae), en el estuario del Río de la Plata, República Argentina.
- Darrigran, G. A. 1997. Invasores en la Cuenca del Plata. *Ciencia Hoy* 7 (38): 17-22.
- Darrigran, G. A. y S. Rioja. 1988. Distribución y selección de ambientes de los isópodos talasoides del Río de la Plata, República Argentina.

- Neotrópica, 34 (93): 105-114.
- ECOPLATA (Projet Partners), 1996. *The Río de la Plata. An environmental overview*. Conferency Copy. Dalhousie University. 239 pp.
- Gómez, N. y D. E. Bauer. 1997. Fitoplancton: 101-108. En "*Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata*". San Fernando-Magdalena. Período 1993-1995.
- Gómez, N. y D. E. Bauer. 1998. Coast phytoplankton of the "Río de la Plata" river and its relation with the pollution. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* Vol. 3; Part.3: 1032-1037.
- Gómez, N. y D. E. Bauer. 1998 b. Phytoplankton from the Southern Coastal fringe of the Río de la Plata (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia* 380: 1-8.
- Gómez, N. y D. E. Bauer. 2000. Diversidad fitoplanctónica en la Franja Costera Sur del Río de la Plata. *Biol. Acuát.* 19: 7-26.
- Gómez, N. y A. Rodrigues Capítulo. 1997. Empleo de indicadores biológicos en la costa bonaerense del Río de la Plata. *Rev. Museo. Fac. Cs. Nat., Univ. Nac. La Plata*, 2 (9): 41-44.
- Gullo, B. y G. A. Darrigran. 1992. Distribución de la fauna de Hirudineos litorales del estuario del Río de la Plata. República Argentina. *Notas Cient. de la II Reunión Argentina de Limnología*. La Plata. II: 216.
- Ibañez, C., A. Rodrigues Capítulo y N. Prat. 1995. The combined Impacts of River Regulation and Eutrophication on the Dynamic of the Salt Wedge and Ecology of the Lower Ebro River (NE Spain). 105-117. En: *The ecological Basis for River Management*. Ed. D. Harper and A. Ferguson. John Wiley & Sons Ltd.: 614 pp.
- Ituarte, C. F. 1981. Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense (Mollusca, Corbiculidae). *Neotrópica*, 27 (77): 79-83.
- Ituarte, C. F. 1985. Growth dynamics in a natural population of *Corbicula fluminea* (Bivalvia Sphaeriacea) at Punta Atalaya, Río de la Plata, Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 20 (4): 217-225.
- Margalef, R. 1955. *Los organismos como indicadores en la limnología*. Inst. Forestal Inv. Exp. Madrid. 300 pp.
- Mianzan, H., C. Lasta, E. Acha, R. Guerrero, G. Macchi and C. Bremec. 2001. The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. *Ecological Studies*, Vol. 144.
- Morton, B. 1977. Freshwater fouling bivalves. *Proc. First International Corbicula Symposium*. Texas Christian Univ.: 1-14.
- Morton, B. 1986. *Corbicula* in Asia an Updated Synthesis. *American Malacological Bulletin*. Special Edition, 2, pp. 113-124.
- Ocón, C. S., F. Spaccesi y M. Tangorra. 1997. Estudio ecológico de las descargas contaminantes urbanas sobre la comunidad bentónica del Río de la Plata (FCS). Campañas 1995-1996. *Jornadas Científicas de la Fac. Cs. Nat., UNLP*.
- Ocón, C., A. Rodrigues Capítulo, M. Tangorra, A. Paggi. 2003. *En Prensa*. Estructura de la comunidad zoobentónica y aplicación de índices bióticos para la evaluación de la calidad ambiental de la zona costera del Río de la Plata afectada por hidrocarburos.
- Olazari, J. 1986. Almejas del género *Corbicula* en el río Uruguay y sus efluentes del margen izquierdo. Seminario "*El río Uruguay y sus recursos pesqueros*". CARU: 65-67.
- Orensanz, J. M. y M. C. Estivaritz. 1971. Los anélidos poliquetos de aguas salobres de la Prov. de Buenos Aires. *Rev. Museo de la Plata*. Ns 11 (98). 95-114.
- Ottman, F. y C. M. Urien. 1965. Observaciones preliminares sobre la distribución de los sedimentos en la zona externa del Río de la Plata. *An. Acad. Bras. Cienc.*, 37: 283-288.
- Parker, G. y S. I. Marcolini. 1992. Geomorfología del Delta del Paraná y su extensión hacia el Río de la Plata. *Rev. Asoc. Geol. Arg.*, 47, 2: 243-250.
- Pastorino, G., G. Darrigran, S. M. Martín y L. Lunaschi. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotrópica*, 39 (101): 34.
- Pritchard, D. W. 1955. Stuarine circulation patterns. *Proc. Amer. Soc. Civi. Eng.*, 81 (717) 1-10.
- Remes Lenicov, M. 1997. Aspectos relevantes de la ictiofauna rioplatense. Cap. 14: 143-148. En "*Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. Sab Fernando-Magdalena*".
- Ringuelet, R. A. 1962. *Ecología Acuática Continental*. EUDEBA. Buenos Aires: 1-137.
- Ringuelet, R. A. 1985. Annelata: Hirudinea. En Ringuelet, R. A. (ed.). *Fauna de Agua Dulce de la República Argentina*. FECIC 7(1): 321 pp.
- Roccatagliata D. C. 1981. *Claudicuma platensis* gen. et sp nov. (Crustacea, Cumacea) de la ribera argentina del Río de la Plata. *Physis*, secc.b, 39 (97): 79-87.
- Rodrigues Capítulo, A., I. César, M. Tassara, A. C. Paggi y M. Remes lenicov. 1997 a. Zoobentos. Cap. 13: 131-141. En "*Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. San Fernando-Magdalena*".
- Rodrigues Capítulo, A., I. César, M. Tassara, A. C. Paggi & M. Remes lenicov. 1997 b. Distribution of the macrobenthic fauna of the South Coastal Fringe of the "Río de la Plata" river (Argentina).

- Impact of the urban contamination. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (Stuttgart), 26: 1260-1265.
- Rodrigues Capítulo, A., A. Paggi, M. Tangorra, y C. Ocón. 1997. Estudios bentónicos en el Puerto de la ciudad de Buenos Aires y canales de Acceso. Contrato INA (Inst. Nac. Del agua y el Ambiente –Fac. Cs. Nat. y Museo, UNLP. (Julio- Octubre de 1997).
- Rodrigues Capítulo, A., N. Gómez, 1999. Evaluación de las comunidades de plancton bentos y perifiton afectadas por el derrame de petróleo ocasionado por la colisión de dos buques durante el 15 de enero de 1999 en el Río de la Plata (Partido de Magdalena). Secretaría de Política Ambiental. Provincia de Buenos Aires.
- Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra y C. Ocón. 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 2001 Kluwer Academic Publishers. Belgium. *Aquatic Ecology*, © *Kluwer Academic Publishers* 35 (2):109-119.
- Rodrigues Capítulo, A., A. Cortelezzi y M. Tangorra. 2002. Informe I, Sección Bentos. Fitoplancton y Bentos de la Campaña de Prospección Ambiental del Río de la Plata. Proyecto RLA/99/631. Convenio PNUD/GEF-ILPLA (FCNyM-UNLP).
- Rodrigues Capítulo, A., A. Cortelezzi, A. C. Paggi y M. Tangorra. 2003. Informe II, Sección Bentos. Fitoplancton y Bentos de la Campaña de Prospección Ambiental del Río de la Plata. Proyecto RLA/99/631. Convenio PNUD/GEF-ILPLA (FCNyM-UNLP).
- Rumi, A.; S. T. Martin; M. P. Tassara & G. A. Darrigran, 1998. Moluscos de agua dulce de la Reserva Natural e Histórica "Isla Martín García". Río de la Plata. Argentina. *Com. Soc. Malac. Uruguay*. 8(70-71): 7-12.
- Scarabino, V., S. Matyas y M. Caches. 1975. Carta bionómica del Departamento de Montevideo. I Niveles Superiores del Sistema Litoral. *Com. Soc. Malac. Urug.* 4 (29) 117-129.
- Scarabino, V. y M. Verde. 1994. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la costa uruguaya del Río de la Plata (Bivalvia, Mytilidae). *Com. Soc. Malac. Urug.* 7 (66-67): 374-375.
- Schuldt, M. y A. Rodrigues Capítulo. 1985. Biological and Pathological aspects of parasitism in the branchial chamber of *Palaemonetes argentinus* (Crustacea Decapoda) by infestación with *Probopyrus cf. oviformis* (Crustacea Isopoda). *Journal Invert. Pathology* 45: 139-146.
- Shannon, C. E y W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press, Urbana: 125pp.
- Taberner, R. 1983. Hallazgo de un tanaidaceo del género *Kalliapseudes* en la costa bonaerense del Río de la Plata. nota en *Neotrópica* 29 (81) 11-18.
- Urien, C. M. 1966. Distribución de los sedimentos modernos del Río de la Plata superior. *Bol. Serv. Hidrog. Naval*. 3 (3): 197-203.
- Urien, C. M. 1967. Los sedimentos modernos del Río de la Plata Exterior. *Bol. Serv. Hidrog. Naval*. 4 (2): 113-313.
- Urien, C. M. 1972. Río de la Plata, estuary environments, *The Geol. Soc. Am. Mem*, 133: 213-234.
- Valdes, L., D. Berohuet, C. Croce, O. Defeo y F. Amestoy. 1989. Explotación agroindustrial de nuevos productos no tradicionales de exportación. Almeja Asiática. MGAP, UAPAG-INAPE, IICA: 32pp.
- Villar, C., L. Mercado, A. Rodrigues Capítulo y C. Bonetto. 1997. Presencia del molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia Mytilidae) en el Bajo Paraná (Argentina). *Gayana Zool.-Chile*: 87-96.

APLICACIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN SISTEMAS LÓTICOS DE LA LLANURA PAMPEANA ARGENTINA A PARTIR DEL EMPLEO DE DIATOMEAS

MAGDALENA LICURSI & NORA GÓMEZ

ABSTRACT

Diatoms are useful ecological indicators because they are found in abundance in most lotic ecosystems. The use of diatoms as indicators of the quality of river waters is widely accepted based on the fact that all diatom species have optima with respect to their tolerance for environmental conditions such as nutrients, organic pollution, pH, etc. Moreover diatoms are indicators of pollution in short term compared with other groups eg. macroinvertebrates. The rivers and streams of the Pampean plain, in Buenos Aires Province, are subjected to different human impacts. The most important stresses on rivers and streams in the Pampean plain are organic enrichments (discharge of insufficiently treated sewage), nutrients, heavy metals, pathogenic agents, pesticides, herbicides and physical changes produced by dredging and canalisation. The bottom substrate is mostly composed of slime-clay with low proportions of gravel and sand; in consequence, the epipelon is the most represented benthic community and suitable for biomonitoring purposes because it allows for comparing similar substrates along the rivers and streams. The aim of this study is to summarise the most common methodologies used in biomonitoring with diatoms and the application of biotic indices (diversity and pollution indices) in the evaluation of water quality of rivers and streams from the Pampean plain.

Key Words: Diatoms, indicators, benthos, water quality, lotic ecosystems.

INTRODUCCIÓN

El análisis de la estructura y funcionamiento del complejo biológico que coloniza sustratos duros como rocas o sedimentos de distinta granulometría del lecho del río resulta de sumo interés para interpretar tanto el balance energético fluvial como la calidad del agua entre otros aspectos. Las bacterias y hongos forman un entramado con las algas, esta matriz está constituida por polisacáridos hidratados con propiedades semejantes a un gel y en cuyo seno se movilizan protozoos y pequeños invertebrados. El espesor de esta capa puede variar entre 100 micrones y unos pocos milímetros. Al conjunto de este complejo constituido por autótrofos y heterótrofos se lo denomina *biofilm*; por su actividad, éste último, constituye un verdadero microsistema que procesa los materiales disueltos y utilizan la energía solar (Sabater *et al.*,

1993). Dentro del *biofilm* las diatomeas son los organismos autótrofos más abundantes, colonizando rocas (epilítón), arena (episamón), limo-arcillas (epipelón) plantas (epifítón). Las diatomeas son algas unicelulares que presentan una pared celular fuertemente silicificada, dividida en dos mitades que encajan una sobre la otra, a la externa se la denomina epiteca y a la interna hipoteca, las que en conjunto constituyen el frústulo. Este último presenta una gran variedad de ornamentaciones que se emplean para su determinación sistemática.

Las diatomeas han sido incluidas en los estudios de calidad del agua desde 1908 con las investigaciones de Kolkwitz & Marsson (1908). Después de las investigaciones realizadas por Patrick (1949, 1957, 1964) numerosos trabajos realizados con diatomeas bentónicas se llevaron a cabo con el fin de evaluar la calidad del agua, existiendo una extensa bibliografía. Al-

gunos de éstos clasificaron las diatomeas de acuerdo a su tolerancia a la polución de carácter industrial y doméstico (Lange Bertalot, 1978; 1979; Sladeczek, 1973; 1984; Kobayashi & Mayama, 1982); otros analizaron la composición y diversidad específica en relación a gradientes de polución (Descy, 1979; Descy & Coste, 1990; 1991; Schoeman, 1976; Lobo *et al.*, 1995; Sabater & Sabater, 1988; Sabater *et al.*, 1987; Katoh, 1991; Whitton *et al.*, 1991; Whitton & Rott, 1996; Prygiel *et al.*, 1999 y Stevenson & Bahls, 1999).

El uso de las diatomeas en la evaluación de la calidad del agua se sustenta en las siguientes ventajas:

- la ocurrencia universal de las diatomeas en los ecosistemas acuáticos;
- el muestreo de las mismas resulta rápido y fácil;
- las diatomeas son sensibles a los cambios en la calidad del agua;
- sus ciclos de vida son rápidos siendo capaces de colonizar sustratos rápidamente y reaccionar con celeridad a las perturbaciones ambientales;
- las técnicas de recuento son rápidas;
- el número de células por unidad de área es conspicuo;
- los requerimientos ecológicos de las diatomeas son en algunos casos mejor conocidos que de otros grupos de organismos que habitan los ríos;
- el número de especies requeridas para determinar la calidad del agua se reduce a unos pocos taxa, que no exceden los 50 y que reúnen rápidamente más del 80% de las diatomeas de una muestra, en las cuencas pampeanas.

En Argentina el empleo de las diatomeas bentónicas como indicadores de la calidad del agua cuenta con escasos antecedentes: Gómez, 1998, 1999; Gómez y Licursi, 2001; Licursi & Gómez, 2002; Tangorra *et al.*, 1998; Graça *et al.*, 2002; Hualde *et al.*, (en prensa). Esta escasa información contrasta con las extensas redes hidrográficas con las que cuenta nuestro país.

Los sistemas lóticos de la llanura pampeana, pertenecientes a la provincia de Buenos Aires son unos de los más afectados debido a la presi-

ción ejercida por una intensa actividad antropogénica, acompañada muchas veces por la falta de una planificación adecuada en la explotación de los recursos. Las prácticas agrícola-ganaderas, las actividades industriales y en algunos casos la deficiente infraestructura sanitaria de la población genera que muchos de estos ecosistemas acuáticos se hallen en un estado de notable deterioro. De lo expresado se desprende la necesidad de establecer el «status» ecológico actual de los mismos e implementar técnicas de biomonitoreo.

La combinación de diversos índices bióticos obtenidos a partir de distintos organismos resulta interesante y recomendable, ya que suministra información complementaria, siendo las diatomeas indicadoras de polución a corto término comparadas con los macroinvertebrados.

En esta publicación desarrollaremos la aplicación de algunas de las metodologías empleadas en el monitoreo de ríos y arroyos bonaerenses a partir del empleo de diatomeas que integran los biofilms que recubren sustratos naturales de las cuencas.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio en la que se realizaron las investigaciones incluye los sistemas lóticos ubicados en el Este de la provincia de Buenos Aires, entre los 34° 51' - 37° 59' S y 57° 21' - 59° 08' O (Figura 1). Sólo una superficie muy reducida de esta área es ocupada por sierras que escasamente superan los 500 m.s.n.m, pertenecientes al sistema serrano de Tandilia. Las pendientes están en el orden de aproximadamente 10⁻³ m. km⁻¹ o levemente inferiores (Sala *et al.*, 1983).

Los ríos y arroyos estudiados presentan dos tipos de nacientes:

a- localizadas en las Sierras de Tandil, en las que el agua subterránea fluye a través de rocas de basamento

b- ubicadas en la llanura, donde el agua freática fluye hacia la superficie a través de sedimentos conformados por limos, arenas y arcillas con distinto grado de compactación pertenecientes a depósitos conocidos como “Pampeano” y “Postpampeano”.

En general en los arroyos y ríos de la plani-

cie las superficies tributarias no están bien definidas, el tipo de drenaje se asemeja a un sistema semidesértico pese a tratarse de una llanura húmeda, presentando una alta frecuencia de meandros. La estructura de disipación o de escurrimiento es anárquica. El diseño es de tipo dendrítico y rara vez supera el orden cuatro. En muchos casos estos sistemas son canalizados en su cuenca baja con el fin de facilitar su llegada al Río de la Plata o al mar (Sala *et al.*, 1983).

La descarga de estos sistemas lóticos es fluctuante durante el año y según el sistema lótico considerado, por ejemplo el río Matanza-Riachuelo tiene una descarga media de $2.89 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, pudiendo alcanzar un máximo de $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en tanto que en algunos arroyos, en ciertas oportunidades, el agua se estanca. Esto último puede advertirse en la cabecera de arroyos como Juan Blanco o Buñirigo que por momentos presentan sectores del curso de agua aislados por lapsos de tiempo variable.

La composición de los lechos de estos ríos y arroyos es principalmente de arcilla, limo, arena y en menor proporción de gravas (toscas),

asimismo en algunos se puede observar irregularmente afloramientos de toscas (concreciones de CO_3Ca), siendo estos últimos los únicos sustratos duros naturales. La presencia de materia orgánica en los mismos es variable dependiendo del aporte natural de los pastizales circundantes y del que suministra la actividad antrópica.

La presencia de macrófitas es variada y la cobertura irregular. En las orillas de los arroyos y bañados se presentan juncales de *Scirpus californicus* asociados a *Echinodorus*, *Eryngium*, *Sagittaria*, etc. Otras palustres conforman pajonales de espadaña, pajonales de *Scirpus giganteus* o bien totorales de *Typha angustifolia* o *T. latifolia*. Entre la vegetación sumergida, sobre todo en los arroyos poco profundos, son comunes las algas filamentosas como las conjugadas, cladoforales y caráceas; *Ceratophyllum*, *Myriophyllum*, *Potamogeton* son vasculares frecuentes en estos sistemas lóticos. Entre las plantas flotantes o arraigadas al fondo son comunes *Azolla*, lemanaceas, *Hydrocotyle*, *Jussiaea*, *Hydrocleis*, etc.

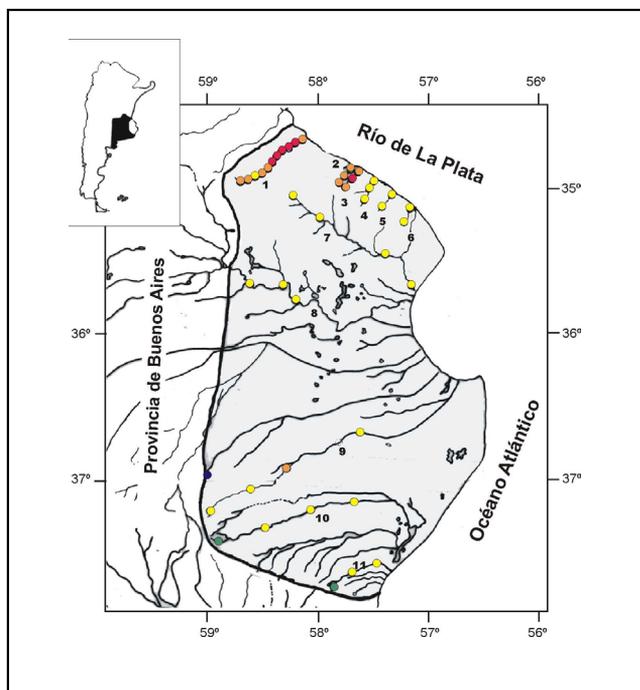


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo y la calidad del agua estimada a partir del Índice de Diatomeas Pampeano (IDP). Los códigos de colores representan la calidad del agua del sitio de muestreo: ● Calidad muy buena; ● Buena; ● Aceptable; ● Mala; ● Muy mala.

MÉTODOS EMPLEADOS EN EL ESTUDIO DE LAS DIATOMEAS DE LOS BIOFILMS

Como se comentó anteriormente en los ríos y arroyos predominan las fracciones de sedimento fino que favorece el desarrollo del epipelon

siendo la comunidad fitobentónica dominante. El epilithon y el epifiton son otras alternativas para el biomonitoreo en los sistemas lóticos pampeanos; el primero presenta la dificultad de estar poco representado y el segundo presenta una distribución heterogénea de hidrófitas que dificulta los estudios comparativos y además éstas suelen estar desigualmente distribuidas a



Figura 2: Muestreo de epipelon en sistemas lóticos pampeanos.

lo largo de las cuencas.

Por lo tanto para los ríos y arroyos pampeanos es recomendable el empleo de epipelon. Para la colección de muestras de esta comunidad se emplean aspiradores con una superficie muestral de aproximadamente 1 cm² (Figura 2), que permiten extraer los primeros 5-10 mm de la capa superficial del sedimento, considerada la porción fotosintéticamente activa.

La profundidad recomendable para la extracción de las muestras es de no menos de 10 cm de la superficie del agua (Descy & Coste, 1990), evitando las fluctuaciones del nivel que llevan a la incorporación de especies aerófilas. Las muestras cualitativas y cuantitativas se toman en distintos puntos de los ríos o arroyos, evitando las zonas remansadas. Las unidades muestrales se extraen al menos por quintuplicado. Una parte del material colectado es fijado con formol 4% (v/v) y la otra se conserva viva para examinar el estado fisiológico de las células (movilidad, células vivas y muertas, estado de los cloroplastos, etc).

Para facilitar la identificación de las diatomeas es necesario remover el contenido celular, y así llevar a cabo las preparaciones fijas que permiten la observación apropiada para su determinación sistemática y recuento. Existen distintas técnicas como por ejemplo la de Barber & Haworth (1981) que consiste en eliminar primeramente el fijador agregado a la muestra, posteriormente se le agrega ácido sulfúrico concentrado y unos cristales de dicromato de potasio; se deja reaccionar por espacio de unos 15 a 20 minutos al cabo de los cuales se le adiciona agua oxigenada de 100 volúmenes. Se obtendrá una solución verde claro al final de la reacción. Posteriormente el material es lavado por centrifugación o mediante el empleo de filtros de nitrato de celulosa (0.4 µm de poro) hasta eliminar los reactivos. Otra técnica muy utilizada para la eliminación de la materia orgánica es, una vez eliminado el fijador de la muestra mediante lavados sucesivos por centrifugación, se agrega a la muestra H₂O₂ en una relación de una parte de agua oxigenada en 3 partes de muestra. Se deja reposar durante 30 minutos y se lleva a estufa a 60°C durante 12 hs. Una vez transcurrido este lapso de tiempo se retiran las muestras y se procede al lavado del H₂O₂ mediante centrifugación. Esta última metodología presen-

ta la ventaja de reducir la ruptura del material y ser relativamente sencilla de llevar a cabo.

Si las muestras contienen gran cantidad de sedimentos finos como limos o arcillas y estos dificultan la observación microscópica se puede utilizar algún producto que produzca la disgregación de las arcillas como por ejemplo hexametáfosfato. Para ello se prepara una solución al 5% y se le agrega a la muestra, hasta llevarla a un volumen que puede ser de 300 ml. Se deja la muestra durante 12 hs en un shaker a baja velocidad (el recipiente a utilizar deberá ser lo suficientemente grande como para evitar derrames). Posteriormente se procede a la decantación de la muestra durante aproximadamente 4 hs (dependiendo de la altura del recipiente). Se descarta el sobrenadante, que contiene los sedimentos disgregados, evitando la pérdida de material que precipitó. Un último paso consiste en el lavado de los restos de la solución por centrifugaciones sucesivas de la muestra.

Con la obtención de los frústulos libres de materia orgánica se procede al montado del material con resinas sintéticas como Naphrax® lo que permite la obtención de preparaciones fijas.

A partir de los preparados obtenidos se cuenta un número determinado de frústulos, que en el caso de los sistemas lóticos pampeanos estudiados fluctúa entre 300 y 400 valvas. Estas resultan suficientes para obtener una buena representación de las especies que al menos reúnen una numerosidad superior al 5%. A partir de los datos obtenidos se establecen las abundancias relativas de los taxa identificados.

MONITOREO CON DIATOMÉAS EN SISTEMAS LÓTICOS PAMPEANOS

INDICES

Los índices bióticos que se emplean corrientemente en la evaluación de la calidad del agua se pueden reunir en dos grupos:

- 1- índices de polución
- 2- índices de diversidad

1- Índices de polución

Dentro de este grupo de índices se incluye el “Déficit de especies de Kothé” (Schwoerbel, 1975) que considera el número total de especies,

el cual decrece de manera sustancial bajo la influencia de contaminación. Sólo el número total de especies es importante y no de que especie se trate. Aceptando que cada muestra se estudia de

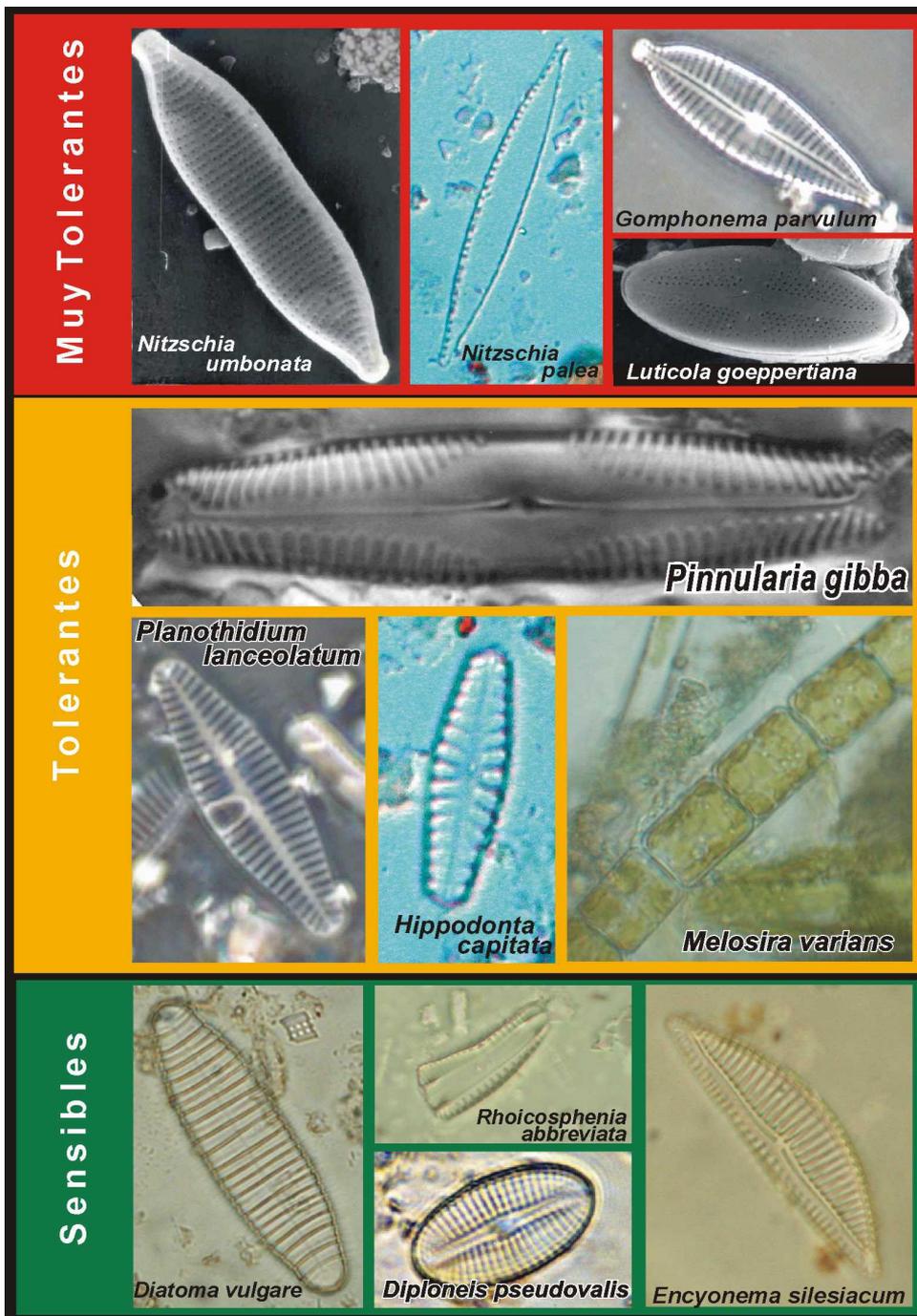


Figura 3: Algunos taxa de diatomeas agrupados según su tolerancia a la polución de acuerdo la clasificación de Lange-Bertalot (1979).

la misma manera, el déficit de especies se puede calcular con la siguiente fórmula:

$$F = \frac{A_1 - A_x}{A_1} \cdot 100$$

A_x es el número de especies del lugar que se está evaluando y A_1 el número de especies de la muestra que se toma como referencia, es decir corresponde a la muestra aguas arriba del tramo contaminado. El valor se da en tanto por ciento y fluctúa entre 0%= ningún déficit de especies y 100%= pérdida total de especies.

El método de Lange-Bertalot (Descy & Coste, 1990), establece especies diferenciadoras y agrupa 90 especies de diatomeas en 3 grupos, indicando cuatro situaciones distintas de saprobiedad. En la Figura 3 se muestran algunos de los taxa que corresponden a los distintos grupos. Este método fue particularmente empleado en Europa central.

El índice de "Sladeczek" (S) (Descy & Coste, 1990), diseñado para la estimación de la polución orgánica, fue también aplicado a sistemas lóticos pampeanos (Gómez, 1999). Este índice, derivado del índice saprobico de Pantle & Buck (1955) y del método de Zelinka & Marvan (1961) (en Sladeczek, 1973), puede variar entre 0 y 4, correspondiendo este último valor a aguas fuertemente contaminadas.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i h_i v_i}{\sum_{i=1}^n s_i h_i}$$

s_i = valencia saprobica de la especie (grado de tolerancia de la especie a la polución orgánica, fluctúa entre 0-4)

v_i = valor indicador de la especie fluctúa entre 0-5

h_i = abundancia de la especie

Los valores de s y v figuran en tablas (Tabla 1).

El índice de Descy (ID) (1979-1980) agrupa a 106 taxones (especies y variedades) en 5

clases de acuerdo a su relación con el grado de contaminación. La clase 1 se corresponde con los taxa más resistentes y la 5 con los más sensibles. Este índice también le asigna a cada taxón un valor indicativo que varía entre 1 (para las formas más ubicuistas) y 3 (para las formas estenoicas de una determinada calidad). Con esta información se calcula el índice

$$ID = \frac{\sum_{j=1}^n A_j i_j v_j}{\sum_{j=1}^n A_j v_j}$$

A_j = abundancia relativa de la especie (%)

i_j = sensibilidad de la especie (varía entre 1-5)

v_j = valor indicativo o grado estenoico de la especie (varía entre 1-3).

El índice adquiere valores de >4.5 sin polución, 4,5-4 polución débil, 4-3.5 eutrofización moderada, 3.5-3 polución moderada o eutrofización importante, 3-2 polución fuerte, 2-1 polución muy fuerte.

El índice poluto-sensible (IPS) es derivado del índice de Descy (1979) y se diferencia por los valores adjudicados a las especies en relación a la sensibilidad específica y el valor indicador. Además este índice fue diseñado considerando más de 5000 taxones. Es un índice recomendable debido a la gran cantidad de información que reúne y es ampliamente usado en Europa.

Otros índices como el método Fabri & Leclercq (1986), método Leclercq & Maquet (1987), método Watanabe (1986), índice genérico (Rumeau & Coste, 1988) en Descy & Coste (1990), índice CEE (Descy & Coste, 1990), índice IBD (Índice Biológico de Diatomeas, Prygiel & Coste, 1999) son empleados para la evaluación de la calidad del agua pero, al igual que los índices anteriores, han sido desarrollados para otras latitudes.

El IDP (Índice de Diatomeas Pampeano, Gómez & Licursi, 2001) fue diseñado con la finalidad de evaluar la eutrofización y polución orgánica de los ríos y arroyos del área pampeana. Este índice regional surge como consecuencia

(Continuación Tabla 1)

IPS	D	S	Calidad del agua	IDP	NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON	Nuevo Acrónimo	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON
NLST	5	2	0	0	<i>Navicula leptosiriata</i> Jorgensen		
NMGL	2	3	0	0	<i>Navicula marginalithii</i> Lange-Bertalot		
NMOC	3	2	0	0	<i>Navicula monoculata</i> Hustedt	FMOG	<i>Fallacia monoculata</i> (Hustedt) D.G. Mann
NMUT	2	1	0	0	<i>Navicula mutica</i> Kützing	LMUT	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D.G. Mann
NNOT	4,8	1	0	0	<i>Navicula notha</i> Wallace		
NPRG	2	2	0	0	<i>Navicula peregrina</i> (Ehr.) Kützing		
NPUP	2,6	2	3	2	<i>Navicula pupula</i> Kützing	SPIJ	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereszkowsky
NPRE	4	2	0	0	<i>Navicula pupula</i> Kützing var. <i>elliptica</i> Hustedt	SEPE	<i>Sellaphora pupula</i> Kützing var. <i>elliptica</i> (Hustedt) Tudesque
NPYG	2	3	0	0	<i>Navicula pupula</i> Kützing var. <i>rectangularis</i> (Gregory) Cleve & Grunow	SPRE	<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>rectangularis</i> (Gregory) Czamecki
NRAD	5	2	4	3	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing	FPYG	<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & Mann
NRHY	4	3	4	2	<i>Navicula radiosa</i> Kützing		
NSHR	2	3	0	0	<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing		
NSBM	2	1	0	0	<i>Navicula schroeteri</i> Meister		
NSRH	3	2	0	0	<i>Navicula subminuscula</i> Manguin	ESBM	<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot & Metzelin
NTPT	4,4	2	5	3	<i>Navicula subrhynchocephala</i> Hustedt		
NVIR	3	3	4	1	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory		
NIRI	5	2	0	0	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg		
NZCD	3	2	0	0	<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve		
NACI	2	2	3	2	<i>Nitzschia acicularioides</i> Hustedt		
NAMP	2	2	2	3	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) Smith	NSRB	<i>Nitzschia semirobusta</i> Lange-Bertalot
NAMH	0	0	0	0	<i>Nitzschia amphibioides</i> Hustedt		
NIAN	3,8	3	0	0	<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow		
NBRE	2	3	0	0	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow		
NICA	2,3	2	0	0	<i>Nitzschia calida</i> Grunow	TCAL	<i>Tryblionella calida</i> (Grunow in Cleve & Grunow) D.G. Mann
NCPL	1	3	0	0	<i>Nitzschia capitiellata</i> Hustedt		
NCLA	2,8	3	0	0	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch		
NCOM	1	3	0	0	<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst		
NCPS	2	1	0	0	<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst		
NCOT	2,4	2	0	0	<i>Nitzschia compressa</i> (J.W. Bailey) Boyer	TCOM	<i>Tryblionella compressa</i> (Bailey) Poulin
NDEB	2	2	5	3	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs	TAPI	<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory
NDIS	4,5	3	5	2	<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow	TDEB	<i>Tryblionella debilis</i> Arnott
NDRS	3	2	0	0	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow		
NFAS	2,2	2	0	0	<i>Nitzschia draveilleensis</i> Coste & Ricard		
NFIC	3,2	0	0	0	<i>Nitzschia fasciculata</i> (Grunow) Grunow in Van Heurck		
					<i>Nitzschia filiformis</i> var. <i>conferta</i> (Richter) Lange-Bertalot		

(Continuación Tabla 1)

IPS	D	S	Calidad del agua	IDP	NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON	Nuevo Acrónimo	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON
NFLE	3	1	0	0	I-II	1,25	<i>Nitzschia flexa</i> Schumann
NFON	3,5	1	4	2	1	1	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow
NIFR	2	1	4	2	0	0	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
NIGR	3	2	0	0	1,6	3	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch ex. Rabenhorst
NIGRT	2	3	0	0	0	0	<i>Nitzschia granulata</i> Grunow
NHEU	4	1	0	0	0,6	3	<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow
NIHU	2,2	2	0	0	2,6	3	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow
NLEV	2	2	5	3	0	0	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow
NLXI	2	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow var. <i>victoreae</i> (Grunow) Cholnoky
NLIN	3	2	4	2	1,3	1	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W.M. Smith
NLIT	2	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia littoralis</i> Grunow
NMIC	1	3	0	0	1,2	3	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller
NNAN	4	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck
NPAL	1	3	1	2	2,5	1	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith
NPAE	2,5	1	3	2	1,5	3	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow in Van Heurck
NPLS	0	0	0	0	0	0	<i>Nitzschia palustris</i> Hustedt
NREC	3	2	5	2	1,5	3	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst
NREV	1,8	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia reversa</i> W. Smith
NISC	3	3	0	0	0	0	<i>Nitzschia scalpelliformis</i> (Grunow) Grunow in Cleve & Grunow
NSIG	2	3	0	0	2,5	3	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. M. Smith
NSIO	3	2	5	3	2,5	3	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch.) W.M. Smith
NSLQ	2	3	0	0	0	0	<i>Nitzschia siliqua</i> Arehibald
NSPE	0	0	0	0	I-II	1,75	<i>Nitzschia spectabilis</i> Gregory
NZSU	1,5	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia supralittorea</i> Lange-Bertalot
NTRY	2	3	5	3	2,4	2	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch
NUMB	1	3	0	0	3	3	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehr.) Lange-Bertalot
NVER	4	1	0	0	2	3	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch in Rabenhorst
OMAR	4	1	0	0	1,5	3	<i>Opephora maryi</i> Héribaud
PABA	5	2	0	0	0	0	<i>Pinnularia abaujensis</i> var. <i>rostrata</i> (Pantocsek) Ross
PACR	5	3	0	0	0	0	<i>Pinnularia acrospheeria</i> Rabenhorst
PAPP	5	3	0	0	2,1	1	<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve
PBRT	5	3	0	0	0	0	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg var. <i>rectangularis</i> Carlson
PBRA	5	3	0	0	0	0	<i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve
PGIB	5	2	0	0	0,3	4	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg
PGLI	5	1	0	0	0	0	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg var. <i>linearis</i> Hustedt
PINT	5	2	0	0	0	0	<i>Pinnularia interrupta</i> W. M. Smith
PMAJ	5	3	0	0	1	2	<i>Pinnularia maior</i> (Kützing) Rabenhorst
							THUN <i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann
							TLEV <i>Tryblionella levidensis</i> W. Smith
							TVIC <i>Tryblionella victoriae</i> Grunow
							PDUB <i>Pinnularia dubitabilis</i> Hustedt
							PBRN <i>Pinnularia brauniana</i> (Grunow) Mills
							PBIC <i>Pinnularia biceps</i> Gregory

(Continuación Tabla 1)

	IPS D			S	Calidad del agua	IDP	NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON	Nuevo Acrónimo	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON
	S	V	I						
PMIC	2,5	3	0	0	0,7	2	I-III	2,5	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve
PNOD	5	2	0	0	0	0			<i>Pinnularia nodosa</i> (Ehrenberg) W. Smith
PSCA	5	2	5	2	0,6	2	I-II	1,75	<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory
PVIR	4	2	0	0	1,3	1	I-II	1,75	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg
PLEV	2	3	0	0	0	0	I-II	1,75	<i>Pleurostira laevis</i> (Ehrenberg) Compere
RSIN	4,8	1	0	0			0-II	0,75	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer
RCUR	4	1	4	2	1,8	3	0-II	1,5	<i>Rhicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grunow ex. Rabenhorst
RGBL	5	3	0	0	0	0	I-II	1,25	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller
RBRE	0	0	0	0			I-II	1,25	<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer
RGIB	5	3	0	0	1,4	3	I-II	1,25	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller
RMUS	3	3	0	0	0	0	I-II	1,5	<i>Rhopalodia musculus</i> (Kütz.) O. Müller
STAC	5	2	0	0	1	4			<i>Stauroneis acuta</i> W. Smith
SLIV	0	0	0	0					<i>Stauroneis livignstonii</i> Reimer
SPHO	5	3	0	0	1,3	2	II-III	2,25	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg
STCU	5	3	0	0	1	4	I	1	<i>Stenopteria curvula</i> (W. Smith) Krammer
STMI	4	1	0	0	1,5	3	II-IV	3,5	<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kütz.) Cleve & Moller
SHAN	1,8	1	0	0	2,7	4	II-IV	3,5	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow in Cleve & Grunow
SANG	4	1	3	2	1,6	2	II-III	2,5	<i>Surirella angusta</i> Kützing
SBIS	4,5	3	5	3	1,5	3	I-II	1,25	<i>Surirella biseriata</i> Brebisson
SBRE	3	2	2	1	1,6	2	I-III	2	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot
SGUA	0	0	0	0					<i>Surirella guatemalensis</i> Ehrenberg
SLIN	5	2	5	3	1,5	3	I-II	1,25	<i>Surirella linearis</i> W. M. Smith
SOVI	2	2	2	1	0	0	II-III	2,5	<i>Surirella ovalis</i> Brebisson
SURO	5	2	0	0	0	0			<i>Surirella robusta</i> Ehrenberg
SROR	0	0	0	0					<i>Surirella rotata</i> Frenguelli
SSRT	2	3	0	0	0	0			<i>Surirella striatula</i> Turpin sensu Schmidt
SUTE	3	3	0	0	1,9	2	I-II	1,75	<i>Surirella tenera</i> Gregory
THEC	0	0	0	0					<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve
TEAU	0	0	0	0					<i>Thalassiosira faurii</i> (Gasse) Hasle
TFLU	2	2	0	0	2,2	4			<i>Thalassiosira fluviatilis</i> Hustedt
THAS	0	0	0	0			III	3	<i>Thalassiosira hasleae</i> Cassie & Dempsey
THLE	0	0	0	0					<i>Thalassiosira leptopus</i> (Grunow) Hasle & Fryxell
TVIS	2,2	0	0	0					<i>Thalassiosira visurgis</i> Hustedt

TWEI *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) Fryxell & Hasle

de que muchos de los taxa hallados en los sistemas lóticos estudiados exhibían preferencias ecológicas distintas a las propuestas en los listados de valores indicadores de las especies para el Hemisferio Norte. Para su desarrollo se analizaron 164 muestras de epipelon (procedentes de 50 sitios de muestreo con distintas problemáticas ambientales) y su relación con las variables físico-químicas. Para esta finalidad a cada taxón se le asignó un valor de sensibilidad a la polución y eutrofización, teniendo en cuenta variables estrechamente relacionadas con la eutrofización y polución orgánica, como amonio, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y el fósforo reactivo soluble. Estas definieron 5 clases de calidad del agua (Tabla 2). Para su cálculo se empleó la siguiente fórmula:

$$IDP = \frac{\sum_{j=1}^n I_{idp\ j} \cdot A_j}{\sum_{j=1}^n A_j}$$

I_{idp} : valor del IDP para la especie (fluctúa entre 0 y 4)

A_j : abundancia relativa de la especie

Los valores del índice fluctúan entre 0 y 4,

Tabla 2. Caracterización de las clases de calidad del agua basadas en $NH_4^+ - N$, DBO_5 y $PO_4^{3-} - P$ ($mg\ l^{-1}$) como descriptores de la eutrofización y polución orgánica.

Clases de calidad del agua	DBO_5	$NH_4^+ - N$	$PO_4^{3-} - P$
0	≤ 3	≤ 0.1	≤ 0.05
I	$> 3-8$	$> 0.1-0.5$	$> 0.05-0.1$
II	$> 8-15$	$> 0.5-0.9$	$> 0.1-0.5$
III	$> 15-25$	$> 0.9-2$	$> 0.5-1$
IV	> 25	> 2	> 1

<0.5 calidad del agua muy buena y >3 muy mala. A las distintas calidades del agua se les asignan colores para su identificación gráfica en mapas de calidad del agua y se las relaciona con las actividades antrópicas más frecuentes en el área de estudio (Tabla 3).

2- Índices de diversidad

Los índices de diversidad fueron aplicados en la evaluación de los cambios estructurales de la taxocenosis a consecuencia del impacto que puede ocasionar la contaminación. Estos índices son particularmente sensibles en los casos de contaminación tóxica ya que la misma afecta singularmente la estructura de la taxocenosis.

Entre los más empleados se encuentra el índice de Margalef (1958) (Ludwig & Reynolds, 1988) representado por la sigla "R" y conocido también como de "Riqueza de especies" y el de Shannon & Winer "H'" (Shannon & Weaver, 1949). Para la obtención de éstos índices se calculan las siguientes fórmulas:

$$R1 = \frac{S - 1}{\ln(n)}$$

S: número total de especies

n: número total de individuos observados

$$H' = - \sum_{i=1}^S [(n_i/n) \ln (n_i/n)]$$

n_i = número de individuos pertenecientes a la especie S en la muestra

n = número total de individuos en la muestra

S = número de especies observadas en la muestra

El índice de Shannon & Winer probablemente ha sido el más utilizado en ecología de comunidades. Está basado en la teoría de la información y constituye una medida del grado medio de "incertidumbre" en la predicción de la especie a la que pertenecerá un individuo escogido al azar de un conjunto de especies e individuos. Esta "incertidumbre" se incrementa a medida que el número de especies aumenta y la distribución de los individuos entre las especies llega a balancearse. El índice tiene dos propiedades que lo han convertido en una medida de la diversidad de especies empleada frecuentemente: (1) $H' = 0$ si sólo existe una especie en la muestra, y (2) H' es máxima sólo cuando todas las especies (S) están representadas por el mismo número de individuos, lo que significa una distribución de abundancias perfectamente ba-

lanceada (Ludwig & Reynolds, 1988).

Otro parámetro estructural interesante a tener en cuenta en la evaluación de la calidad del agua es la equitabilidad. El análisis pormenorizado del mismo nos permite reconocer como varía la distribución del número de organismos en función de las especies existentes en una muestra. Valores de equitabilidad bajos nos indican que pocas especies acaparan la mayoría de los organismos presentes en una muestra. Es conocida la disminución de especies en ambientes impactados por la polución y por lo tanto es esperable que en esos casos se hallen valores bajos de equitabilidad. La fórmula más corrientemente utilizada para su cálculo es la siguiente:

$$E1 = \frac{H'}{\ln(S)}$$

H' = índice de diversidad (Shanon & Winer)
S = número total de especies

RESEÑA SOBRE LA APLICACIÓN DE LAS DIATOMEAS BENTÓNICAS EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN SISTEMAS LÓTICOS PAMPEANOS

El primer desafío en emplear la taxocenosis de diatomeas bentónicas en la bioindicación en Argentina surge en 1995 a través de un convenio entre el INCHYT-CETUAA-ILPLA dentro del programa de saneamiento de la cuenca del Río Matanza-Riachuelo. Se trata de un sistema fuertemente contaminado, que atraviesa numerosas localidades entre ellas la ciudad de Buenos Aires. Para este estudio se establecieron 23 estaciones de muestreo (Figura 4) en las que se extrajeron muestras de macroinvertebrados y las diatomeas bentónicas. El objetivo de este relevamiento fue obtener una primera aproximación del estado biológico de la cuenca antes de comenzar con las obras de recuperación. Este río es impactado en su cuenca alta y media por la actividad generada principalmente por los

Tabla 3 Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) y su relación con la calidad del agua y grado de disturbio antrópico. El código de color identifica las distintas calidades de agua en relación a la eutrofización y polución orgánica y se utiliza para su representación gráfica en mapas.

Valor del IDP	Calidad del agua	Código de color	Características del agua	Grado de disturbio
0-0,5	Muy buena		Sin polución, estado natural, pocos nutrientes y poco enriquecimiento orgánico.	Mínimo: baja influencia humana
>0,5-1,5	Buena		Polución y eutrofización leve, bajos niveles de nutrientes y materia orgánica.	Leve: ganadería extensiva y agricultura
>1,5-2	Aceptable		Polución y eutrofización moderada: altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica.	Moderado: actividad industrial y/o ganadería intensiva
>2-3	Mala		Polución y eutrofización fuerte, presencia de materia orgánica parcialmente degradada, nitritos, amonio y aminoácidos.	Fuerte: agricultura intensiva y ganadería, actividad industrial y densidad poblacional
>3-4	Muy mala		Polución y eutrofización muy fuerte, altas concentraciones de materia orgánica, predominio de procesos reductivos y presencia de productos industriales.	Muy fuerte: actividad industrial intensiva y gran densidad poblacional

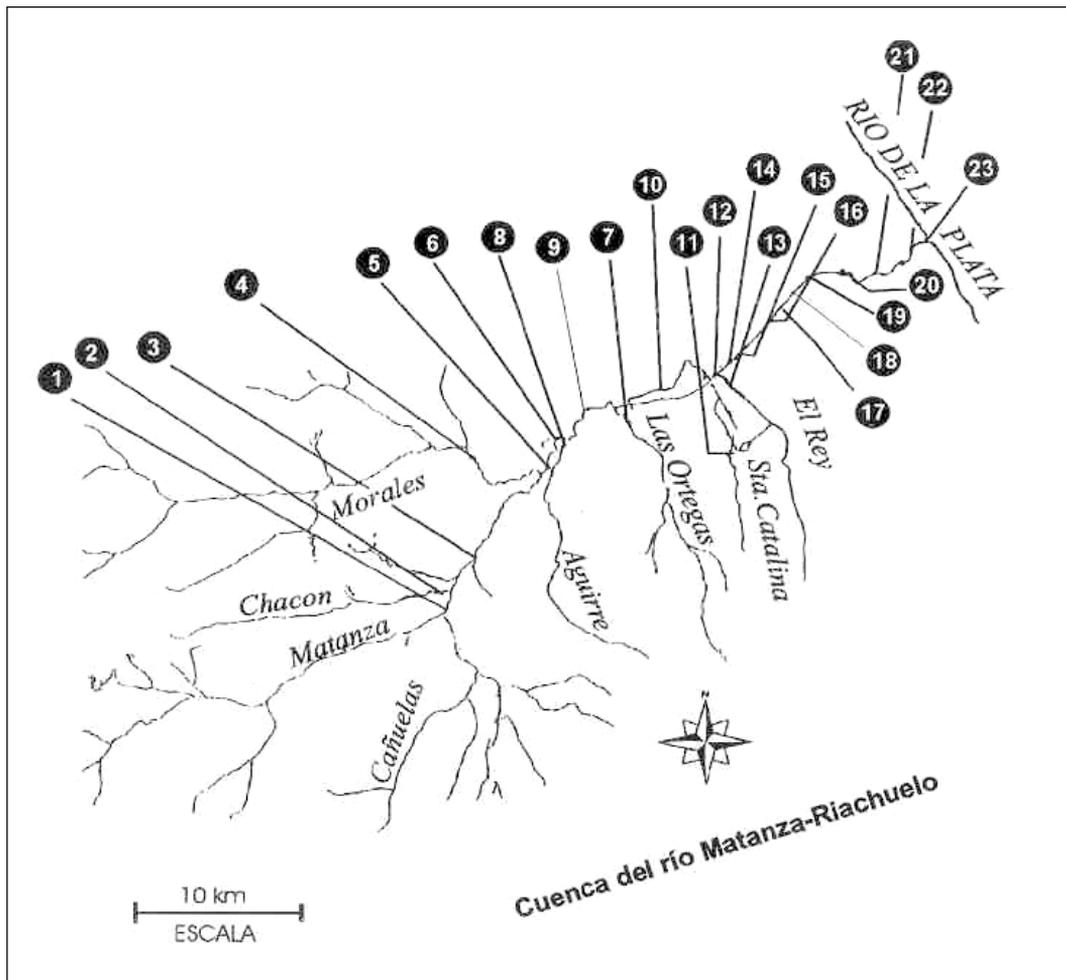


Figura 4. Ubicación de las estaciones de muestreo en la cuenca Matanza-Riachuelo.

frigoríficos y en la cuenca baja por una compleja descarga de efluentes provenientes de industrias químicas, de curtiembres, textiles, papeleras y cerealeras entre otras. Los parámetros físicos químicos marcan esta discontinuidad en el tipo de costancia de la cuenca. Aguas abajo de la estación 10 disminuye el oxígeno disuelto y se incrementa la DBO₅ y DQO. Esta tendencia también se observó en la conductividad y los sólidos disueltos (Figura 5).

Los índices bióticos empleados en este estudio fueron los de polución y eutrofización, el Método de Lange-Bertalot (Figura 6), el Índice de Sladeczek, de Descy, el Déficit de especies de Kothé (Figura 7) y para advertir cambios estructurales los índices de diversidad (Figura 8)

entre otras metodologías (Gómez, 1997, 1999).

Los índices con diatomeas marcaron la discontinuidad en las características físico-químicas a partir de la estación de muestreo 10. De acuerdo a Gómez (1999) los índices de diversidad obtuvieron correlaciones más significativas que los de saprobiedad. Esto refleja la contaminación tóxica de la cuenca que afecta marcadamente a la estructura de la taxocenosis. Este estudio nos permitió advertir que la tolerancia de algunas especies difería de las propuestas en los listados para calcular los índices provenientes de Europa.

A partir de esta experiencia fue necesario encarar estudios tendientes a explorar las exigencias ecológicas de las diatomeas que pobla-

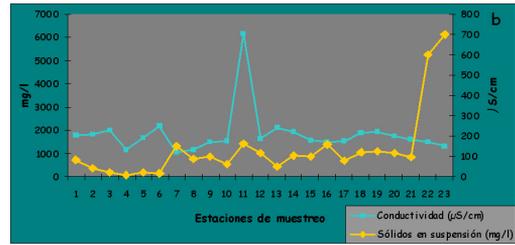
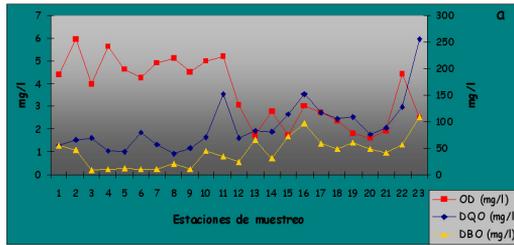


Figura 5. Variables físico-químicas medidas en la cuenca Matanza-Riachuelo. a) OD (oxígeno disuelto), DQO (demanda química de oxígeno) y DBO₅ (demanda bioquímica de oxígeno). b) Conductividad y sólidos en suspensión.

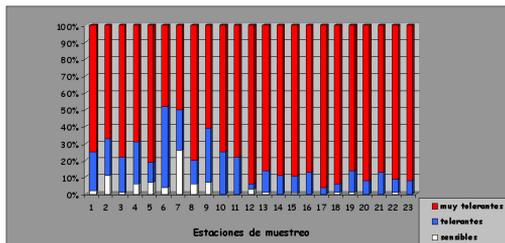


Figura 6. Tolerancia a la contaminación de las especies de diatomeas (expresada en porcentaje de abundancia) en las estaciones de muestreo de la cuenca Matanza-Riachuelo.

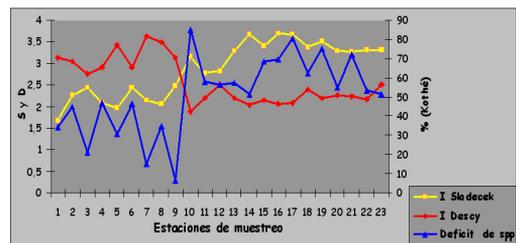


Figura 7. Índices de contaminación aplicados a la cuenca Matanza-Riachuelo: Índice de Sladeczek, Índice de Deszy y Déficit de especies (Kothé).

ban los ecosistemas pampeanos. Así seleccionamos una serie de sistemas lóticos con distintos tipos de nacientes y con diferentes problemáticas ambientales frecuentes en la Pampa argentina, desde actividad agrícola ganadera hasta urbana e industrial. Se establecieron 30 estaciones de muestreo que fueron visitadas estacionalmente entre 1997 y 1999. Se obtuvieron datos de campo (conductividad, pH, oxígeno disuelto, profundidad, velocidad de la corriente, etc), se analizaron variables físico-químicas (nutrientes, DBO₅, DQO, metales pesados, herbicidas) y se muestrearon otras comunidades biológicas como macroinvertebrados e hidrófitas. Estos estudios permitieron establecer espectros de tolerancia de las especies de diatomeas a algunas variables ambientales (Licursi & Gómez, 2002) y también diseñar el IDP (Índice de Diatomeas Pampeano, Gómez & Licursi, 2001) y obtener una primera evaluación del estado de eutrofización y contaminación orgánica de las cuencas analizadas (Figura 1). Esto permitió reconocer que los sistemas que circundan las ciudades de Buenos Aires y La Plata son los más comprometidos por aquellos

fenómenos, reuniendo sitios con calidad del agua mala o muy mala asociados a actividad urbana e industrial. Los de calidad buena y muy buena se ubican en las cabeceras de los arroyos serranos de Tandil, con una reducida actividad antrópica. En tanto que los restantes presentan calidad del agua aceptable y se relacionan con una actividad agrícola-ganadera moderada. La confrontación del IDP con variables de contaminación y eutrofización mostró un mejor grado de significación que el IPS, ID y el índice de Sladeczek

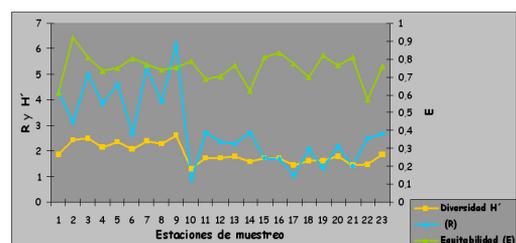


Figura 8. Índices de diversidad aplicados a la cuenca Matanza-Riachuelo: Diversidad de Shannon & Winer (H'), Riqueza de especies de Margalef (R) y Equitabilidad (E).

(Gómez & Licursi, 2001). De acuerdo a los resultados alcanzados podemos reconocer que el empleo de las diatomeas epipélicas resulta apropiado para la evaluación y monitoreo de la calidad del agua de sistemas lóticos carentes de sustratos duros. Asimismo la integración de la información emergente de la taxocenosis con otros niveles de organización resulta en un interesante abordaje del estado biológico de las aguas (Bauer *et al.*, 2002). Por otro lado el análisis detallado de las poblaciones permite advertir la presencia de factores de estrés ambiental (metales pesados, etc) a partir de la observación de deformaciones de las valvas (Gómez & Licursi, 2003).

BIBLIOGRAFÍA

- Barber, H.G. & E.Y. Haworth. 1981. A guide to the morphology the diatom frustule. Freshwat. Biol Assoc. Sc. Publ. 44.
- Bauer, D. E., J. Donadelli, N. Gómez, M. Licursi, C. Ocón, A. C. Paggi, A. Rodríguez Capítulo & M. Tangorra. 2002. Ecological Status of Pampean Plain streams and rivers en *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 259-262.
- Descy, J. P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatom. *Beih. Nov Hedw.* 64:305-323.
- Descy, J-P & M.Coste. 1990. Utilisation des diatomeés benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courants. Rapport Final, EC contract B-71-23, Rapport final. Cemagref. 64p.
- Descy, J.P. & M. Coste. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2112-2116.
- Gómez, N. 1997. Biomonitorio de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir de las diatomeas epipélicas. Congreso Argentino de Limnología. Buenos Aires. 18-24 de septiembre de 1997.
- Gómez, N. 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Wat. Res.*
- Gómez, N. 1999. Epipellic diatoms of a high contaminated basin from Argentina (Matanza-Riachuelo river): biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management.* 2(1999) 301-309.
- Gómez, N. & M. Licursi. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, volume 5, pp. 173-181.
- Gómez, N. & M. Licursi. 2003. Abnormal forms in *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia* 77 (3-4).
- Graça, M., A. Rodrigues Capítulo, C. Ocón & N. Gómez. 2002 *In situ* test for water quality assessment: a case study in Pampean Rivers Water Research. 36: 4033-4040.
- Hualde, P.R., M. Licursi & N. Gómez. Biofilms como indicadores de la calidad del agua en el Río de La Plata. Actas del V Congreso Latinoamericano de Ecología. (en prensa).
- INCHYT-CETUAA-ILPLA. 1995. Evaluación de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir del estudio de la comunidad bentónica (macroinvertebrados-diatomeas bentónica). Report. Buenos Aires. 150 p
- Katoh, K. 1991. Spatial and seasonal variation of diatom assemblages composition in a partly polluted river. *Jpn. J. Limnol.* 52(4): 229-239.
- Kobayashi, H. & S. Mayama. 1982. Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in vicinity of Tokyo, Jap. *J. Phycol.* 30,188-196
- Kolkwitz, R. & Marson. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ver. Deutsche. Bot Ges.* 26^o: 505-519.
- Lange Bertalot, H. 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 51, *Algological studies*, 21: 393-427.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution and tolerance of diatoms as criterion of water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64, 285-304
- Licursi, M. & N. Gómez. 2002. Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Annales de Limnologie* 38 (2): 109-118.
- Lobo, E.A., K. Katoh & Y. Aruga. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokio Metropolitan area, Japan. *Fresh.Biol.* 34: 191-204.
- Ludwig, J. A. & J. F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley, Inc., New York. 337p.
- Patrick, R. 1949. A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sc. Philadelphia.* 101: 227-341.
- Patrick, R. 1957. Diatoms as indicators of changes in environmental condition. *Biol. Probl. In: Water Pollution.* Cincinnati, 71-83.
- Patrick, R. 1964. A discussion of natural and abnormal diatom communities. *In: Algae and Man*, S. F. Jackson edit., 185-204
- Prygiel, J. & M. Coste. 1999. Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. NF T 90-354. 134 p.
- Prygiel, J., B.A. Whitton & J. Bukowska (eds). 1999.

- Use of algae for monitoring rivers III. Proc. International Symposium 29 September- 1 October 1997. Douai, France. 271 p.
- Sabater, S., F. Sabater & X. Tomas, 1987. Water quality and diatom communities in two catalan rivers (N.E. Spain). *Wat. Res.*, 20 (8): 901-911.
- Sabater, S. & F. Sabater. 1988. Diatom assemblages in the river Ter. *Arch. Hydrobiol.* 111 (3): 397-408.
- Sabater, S., S. Sabater & J. Armengol. 1993. Ecología de ríos mediterráneos. *Invest. y cienc.* : 72-79.
- Sala, J.M., N. Gonzalez & E.E. Kruse. 1983. Generalización hidrológica de la provincia de Buenos Aires. En: Coloquio internacional sobre hidrología de grandes llanuras. Olavarría-Argentina.
- Schoeman, F.R. 1976. Diatom indicator groups in the assessment of water quality in the Juskei-Crocodile river system (Transvaal. Republic of South Africa), *Journ. Limnol. Soc. Southern Africa*. 2: 21-24.
- Schwoerbel, J. 1975. Métodos de Hidrobiología. H. Blume ediciones. Madrid. 262p
- Shannon, C. E & W. Weaver. 1949. The Mathematical Theory of Communication. -Univ. Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol.* 7, 1-218.
- Sladeczek, V. 1984. Diatoms as indicators of organic pollution. In: M. Ricard, ed., Proc. of the 8th Intern. Diatom Symposium, Paris, Aug. 84, Koeltz Koenigstein Publ., 757-758.
- Stevenson, R. J. & L. Bahls. 1999. Periphyton Protocols. En: EPA (ed.), *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers. Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Ed.; Washington: pp 326.
- Tangorra M., L. Mercado, A. Rodrigues Capítulo y N. Gómez. 1998. Evaluación de la calidad ecológica del A⁰ El Gato a partir del estudio del bentos, fitoplancton y variables fisico-químicas. *Anales del Congreso del Agua Tomo 5*: 212-220.
- Whitton, B.A., E. Rott & G. Friedrich (eds.). 1991. Use of algae for monitoring rivers. Proc. International Symposium 26-28 May 1991. Germany. 183p
- Whitton, B.A. & E. Rott (eds.). 1996. Use of algae for monitoring rivers II. Proc. II International Symposium, 17-19 September 1995 Innsbruck Austria. 196p.

LOS QUIRONÓMIDOS (DIPTERA) Y SU EMPLEO COMO BIOINDICADORES

ANALÍA C. PAGGI

The use of chironomids as indicator organisms of the water quality and in the classification of the different aquatic environments demonstrated mainly along the history of Limnology in the Northern Hemisphere was pointed out. The temporal- spatial distribution of Chironomidae in the Limay River (Patagonia) and in the Grande River (San Luis) as part of the studies carried out until present to characterize different running waters were commented. The growing interest for the studies of environmental impact in our country, using the benthic macroinvertebrates, and among them the chironomids, was analyzed through out a monitoring study carried out in the Matanza - Riachuelo basin by the application of the IMRP biotic index with the purpose to evaluate the biological status of these area. The analysis of the pupal exuviae from the drift of flowing waters besides their taxonomical value in biodiversity progress and their use in pollution assessments, starting from the knowledge of the tolerant and non tolerant species to the contamination, was suggested for the region.

Key Words: benthos, bioindicator, Chironomidae

INTRODUCCIÓN

El estudio de los Diptera Chironomidae, ya sea desde el punto de vista taxonómico, o como elementos preponderantes en la comunidad bentónica, constituye una parte fundamental en las investigaciones, tanto faunísticas, para el conocimiento de la biodiversidad en nuestro territorio, como ecológicas, para la comprensión del estado trófico de nuestros limnotopos, tendiente al mejoramiento de la calidad de sus aguas, cada día en mayor peligro de una pérdida irreversible de las mismas.

Haciendo un poco de historia, la Limnología como ciencia utilizó muy tempranamente organismos indicadores para los estudios de polución orgánica en arroyos (Kolkwitz y Marsson, 1909). Años más tarde August Thienemann, en 1922 comienza la clasificación biológica de lagos de Europa utilizando a las larvas de Quironómidos.

Si bien el biomonitoreo comenzó en el Hemisferio Norte hace 70-80 años, nunca alcanzó una implementación adecuada que lo pusiera al mismo nivel de otras ciencias exactas. Esto es quizás debido a que el conocimiento sobre la taxonomía, zoogeografía y ecología de los invertebrados acuáticos es aún muy limitado, donde los quironómidos no son la excepción (Lindgaard, 1995).

Sin embargo, en estos últimos años ha habido un considerable progreso con la aparición de numerosos trabajos enfocados a analizar y medir el impacto humano sobre las aguas interiores, (p.ej. Wiederholm, 1984; Hellawell, 1986; Metcalfe, 1989; Rosenberg and Resh, 1992; Rosenberg, 1993).

Si partimos de la base de las dudas planteadas por los investigadores europeos sobre sus conocimientos en regiones profusamente estudiadas desde hace casi un siglo, que se podría decir del escaso conocimiento y aún desconocimiento de regiones enteras de nuestro país.

El propósito de este capítulo es reseñar los primeros estudios y el comienzo de la aplicación de los quironómidos en la clasificación de las aguas interiores y en el biomonitoreo de la polución orgánica y de la eutroficación en ambientes acuáticos de nuestro territorio, especialmente en la provincia de Buenos Aires.

Los Quironómidos en la clasificación de los ambientes lóticos

La información recibida de los estudios realizados para el Hemisferio Norte aporta en términos generales que si bien éstos nunca estuvieron directa o exclusivamente involucrados (a diferencia de lo que ha ocurrido con la tipificación de los lagos), si se han correlacionado distintas comunidades de quironómidos con dife-

rentes zonas de los ríos. Ya Thienemann (1954) realiza una visión generalizada de la distribución de diferentes comunidades de especies, donde las Orthocladiinae, conjuntamente con las Diamesinae y Prodiamesinae, manifiestan un gran predominio en los arroyos de alta montaña, disminuyendo en un 30 % en los arroyos fríos de las tierras bajas y en un 40 % en los ríos de llanura, mientras que las Chironomini, simultáneamente aumentaban de un 10 % a un 43 %, respectivamente. Posteriores estudios han confirmado esta tendencia, habiéndose confeccionado cuadros clasificatorios más elaborados a partir de mayor cantidad de datos (Lindegaard y Brodersen, 1995).

Esta misma sucesión de quironómidos se vería reflejada en la idea del concepto del río continuo, aunque habría muchas excepciones debido a los factores que controlan la distribución y que influyen sobre las comunidades.

Los principales factores a tener en cuenta en la distribución de los quironómidos en arroyos y ríos son la temperatura y el régimen de corrientes, los que indirectamente condicionan la disponibilidad de alimento y el tipo de sustrato. Esto es muy significativo en el caso de las Orthocladiinae y las Chironomini por el tipo de alimentación que poseen, raspadores en los primeros (especialmente de perifiton) y micrófagos o filtradores en los segundos.

La temperatura sería determinante en la distribución de las especies estenotérmicas frías (Diamesinae y algunas Orthocladiinae), mientras que las Chironomini, cuyo predominio tiene lugar a mayor temperatura, estarían condicionadas en su distribución por otros factores como son la disponibilidad de alimento y el tipo de sustrato.

Así, en la cabecera de un río a altas latitudes o altitudes predominarían las especies fitófagas, como las Diamesinae y algunas Orthocladiinae; a menor altitud, en los tramos medios, donde aparece la vegetación ribereña, el efecto de sombra producida por ésta puede hacer disminuir a los comedores de algas e incrementar la importancia de los ramoneadores y colectores de un alimento rico en detritos (muchas Orthocladiinae y Tanytarsini, algunas Chironomini); en los tramos llanos, próximo a la desembocadura, la baja velocidad del agua y el acúmulo de materia orgánica particulada beneficiaría a algunos filtradores (*Rheotanytarsus* spp.) y detritívoros

como la mayoría de las Chironomini. Esto último se vería reflejado de igual manera para los arroyos de llanura y en los grandes ríos.

Este tipo de distribución de los quironómidos altamente estudiado en las regiones templadas del Hemisferio Norte, es de esperar que ocurra de manera similar en iguales regiones del Hemisferio Sur (Lindegaard y Brodersen, 1995)

La fauna de quironómidos en la zona tropical de la región Neotropical, presenta características especiales que la hacen diferente de la que es propia de los otros continentes y aún de las zonas adyacentes de América del Sur. Esta zona se caracteriza por la presencia de sólo tres subfamilias: Tanypodinae, Orthocladiinae y la muy ampliamente representada Chironominae. La gran mayoría de las especies son carnívoras, el resto detritívoras y filtradoras. Es así como las especies de la subfamilia Orthocladiinae, que son normalmente fitófagas en las regiones frías y templadas, han perdido esta condición en la Amazonia, debido a las características ecológicas especiales que presentan sus cursos de agua. En ellos el transporte de abundante material particulado en suspensión, no permite el buen desarrollo de vegetación sumergida o de fitoplancton, en tanto que la ausencia por lo general de sustratos duros no favorece la colonización algal. Solamente se pueden hallar Orthocladiinae comedores de algas (especialmente diatomeas) en los ríos andinos de la Amazonia (Fittkau, 1986).

Por el contrario las zonas templadas y templado frías de América del Sur, en su gran mayoría pertenecientes a territorio argentino presentarían, en una primera aproximación, una distribución similar a la ya descrita para el Hemisferio Norte. Se destaca la presencia de las Podonominae y Aphroteniinae en las cabeceras de los cursos fluviales y arroyos fríos de los Andes australes; las Diamesinae, así como las Orthocladiinae, con un gran predominio en esta zona, también se han encontrado a alturas más bajas, en el oeste y noroeste de la Patagonia extracordillerana, así como las Tanypodinae y las tribus Tanytarsini y algunas Chironomini, de la subfamilia Chironominae.

Como resultado del estudio de la composición faunística y la distribución espacio-temporal de quironómidos en el tramo regulado del río Limay comprendido entre las represas Piedra del Aguila y El Chocón (Río Negro, Neuquén) fueron registrados 18 taxa pertenecientes a cinco subfamilias. Aquí Orthocladiinae y Chirono-

minae presentaron la mayor riqueza de taxa, siguiéndole en importancia las subfamilias Tanypodinae, Diamesinae y Prodiamesinae respectivamente. Este tramo del río por sus particulares características hidrológicas presenta una complejidad tanto espacial como temporal, mostrando un gradiente de distribución de los quironómidos en sentido longitudinal y transversal, a causa de las fluctuaciones que sufre en su caudal y velocidad de corriente, al quedar tramos completamente aislados del cauce principal. Esto se vió reflejado en la superposición y reemplazo de especies típicas de ambientes lóticos (*Cricotopus*, *Thienemanniella*, *Limaya*) en especies predominantes de ambientes lénticos (*Ablabesmyia*, *Dicrotendipes*). Demostrando, de esta manera, su fidelidad en cuanto a la caracterización y tipificación de los ambientes (Paggi y Rodríguez Capítulo, 2002).

Un estudio realizado sobre la taxocenosis de larvas de quironómidos en el tramo no regulado del río Grande en la provincia de San Luis (Medina, 2002) ha permitido conocer la distribución de estos insectos en un ambiente con características hidrológicas particulares. Las asociaciones de quironómidos observadas, en cuanto a su composición genérica, mostraron un predominio de la subfamilia Chironominae, siguiéndole en importancia los géneros de Tanypodinae y por último los de Orthocladiinae, correspondiendo con una distribución de taxa estenotérmicas cálidas. Asimismo, se pudo corroborar que la fauna encontrada en los arroyos serranos de San Luis presentó similitudes con la fauna descrita para el trópico amazónico. El mismo estudio determinó que la distribución encontrada en las cabeceras del río Grande no respondió a un gradiente hidráulico con características ecológicas propias de arroyos de cabecera, donde se pudo apreciar un dominio de Tanytarsini (Chironominae) y Pentaneurini (Tanypodinae). Una mención especial merece el arroyo Carolina, uno de los afluentes de cabecera del río Grande, con características de pH muy bajo y alta conductividad, por atravesar éste una antigua mina, donde se evidenció la presencia casi exclusiva de Chironomini (Chironominae), indicadoras de una mayor tolerancia a condiciones ecológicas extremas de contaminación, lo cual le confiere características muy diferentes a lo esperado para ríos y arroyos serranos de cabecera (Medina y Paggi, en prensa).

En la zona de sierras del sudoeste de la pro-

vincia de Buenos Aires, objeto de un estudio intensivo a partir de 1997, por el laboratorio de Bentos del Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet" de La Plata, si bien falta mucho material para analizar, se ha podido observar la presencia de varias especies de Orthocladiinae y de Tanytarsini, en las cabeceras y tramos medios de los arroyos estudiados, mientras que hacia las desembocaduras, donde las pendientes se reducen considerablemente debido a su recorrido por la llanura bonaerense, se vuelve notoria la presencia de las Chironominae, en especial las Chironomini.

En general, en las planicies, dominadas por la extensa zona pampeana, predominan las Chironominae (con las tribus Chironomini y Tanytarsini), las Tanypodinae y en menor proporción las Orthocladiinae (Paggi, 1998).

Los Quironómidos como indicadores de polución

Algunas especies de quironómidos han sido incorporadas como organismos indicadores en el sistema del saprobios ideado por Kolkwitz y Marsson (*op. cit.*), continuamente actualizado por varios autores y ampliamente utilizado en Europa por los servicios de monitoreo de la calidad de las aguas. Estas especies son consideradas para identificar ambientes alta o medianamente contaminados, por el contrario no hay organismos indicadores de aguas limpias, debido a la dificultad para identificar sus larvas al nivel específico (Lindegaard, 1995).

En los últimos años se han desarrollado métodos para el estudio de la "calidad del agua" en arroyos y aún grandes ríos europeos, utilizando las exuvias pupales obtenidas mediante redes de filtrado de la deriva de las aguas (Wilson y Bright, 1973; Wilson y Mc Gill, 1977). En términos de tolerancia a la polución de materia orgánica se los ha dividido en taxa tolerantes e intolerantes y se han elaborado índices de acuerdo al porcentaje de taxa intolerantes y al de individuos intolerantes. Estos índices mostraron una alta correlación con los métodos de monitoreo de calidad del agua (BMWP, Armitage *et al.*, 1983) para Europa, en una misma área de drenaje, pero no se puede esperar que esto sea válido para otras regiones. Especialmente aquellos índices que dependen del tamaño de la muestra, lo que los hace muy subjetivos al momento de valorarlos (Rieradevall y Prat, 1986).

No obstante Wilson y Mc Gill (*op. Cit.*) con-

sideran que la utilización de las asociaciones de quironómidos como indicadores de la calidad del agua podría resultar muy valiosa, aunque se vuelve fundamental conocer la ecología de las diferentes especies en los diferentes tipos de ríos, para poder predecir en un futuro el grado de perturbación de los mismos.

Los Quironómidos en el biomonitoreo de la cuenca Matanza- Riachuelo

En lo que a la Provincia de Buenos Aires se refiere, se ha dado un primer paso en la utilización de los macroinvertebrados bentónicos (entre los que se encuentran los quironómidos) como indicadores biológicos de contaminación y en la confección de un índice biótico tendiente a una caracterización del nivel de calidad de las aguas, en este caso, de la cuenca Matanza-Riachuelo (Figura 1). La citada cuenca se caracteriza por recibir, en gran parte de su recorrido, el aporte de un alto grado de contaminantes de muy variado orden, por estar allí emplazadas una de las mayores concentraciones urbanas e industriales de nuestro país. Es así que, a través de un convenio celebrado entre el ILPLA - CETUAA (INCYTH), se procedió a estudiar la

comunidad bentónica de la mencionada cuenca, analizando las principales poblaciones de macroinvertebrados presentes en ella (Rodríguez Capítulo *et al.*, 1997). De la totalidad de las muestras analizadas, se confeccionaron tablas con todos los taxa identificados, calculándose su abundancia por m². Es necesario aclarar que desde sus nacientes este es un sistema que lleva bastante tiempo de progresivo deterioro y empobrecimiento de su fauna, si lo comparamos con los registros faunísticos, realizados previamente, para ambientes cercanos de la región pampeana (Fernández y Schnack, 1977). Con los valores hallados se calcularon los *índices de diversidad* de Shanon y Wiener (H'), Margalef (R), *equitatividad* (E), índice de Kothé y se confeccionó un *Índice de Macroinvertebrados* para Ríos Pampeanos (IMRP) (Gómez y Rodríguez Capítulo, 2001) adaptado de otros índices aplicados por varios autores europeos para sus ríos, con un valor ecológico inversamente proporcional al grado de tolerancia a la contaminación (INCYTH - CETUAA - ILPLA, 1995). Respecto a los quironómidos, los taxa hallados pertenecen a los géneros *Chironomus* sp. y *Goeldichirono-*

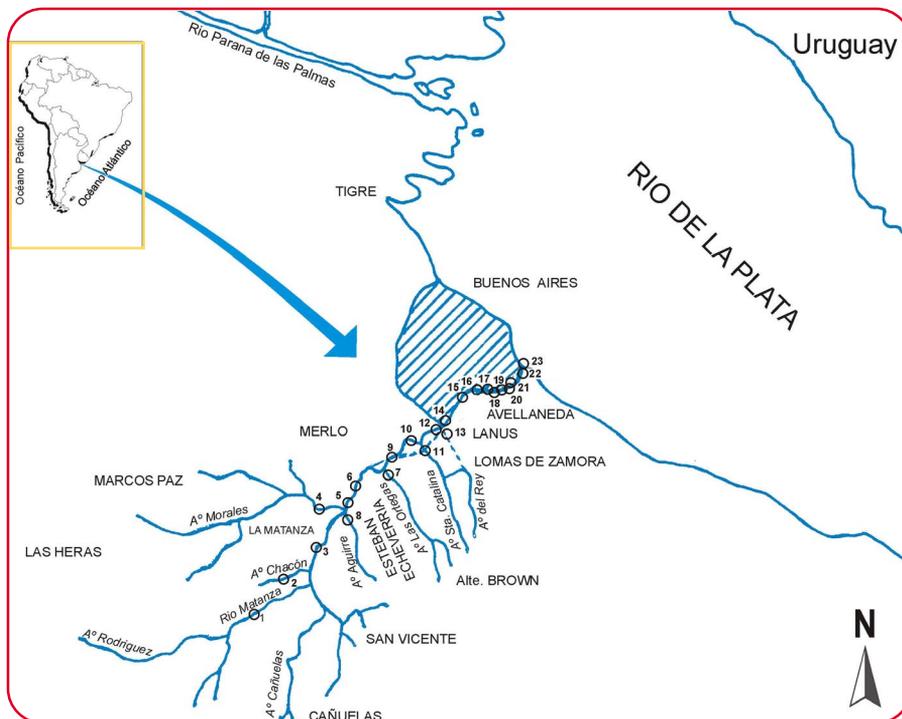


Figura 1. La cuenca del río Matanza - Riachuelo indicando las estaciones de muestreo.

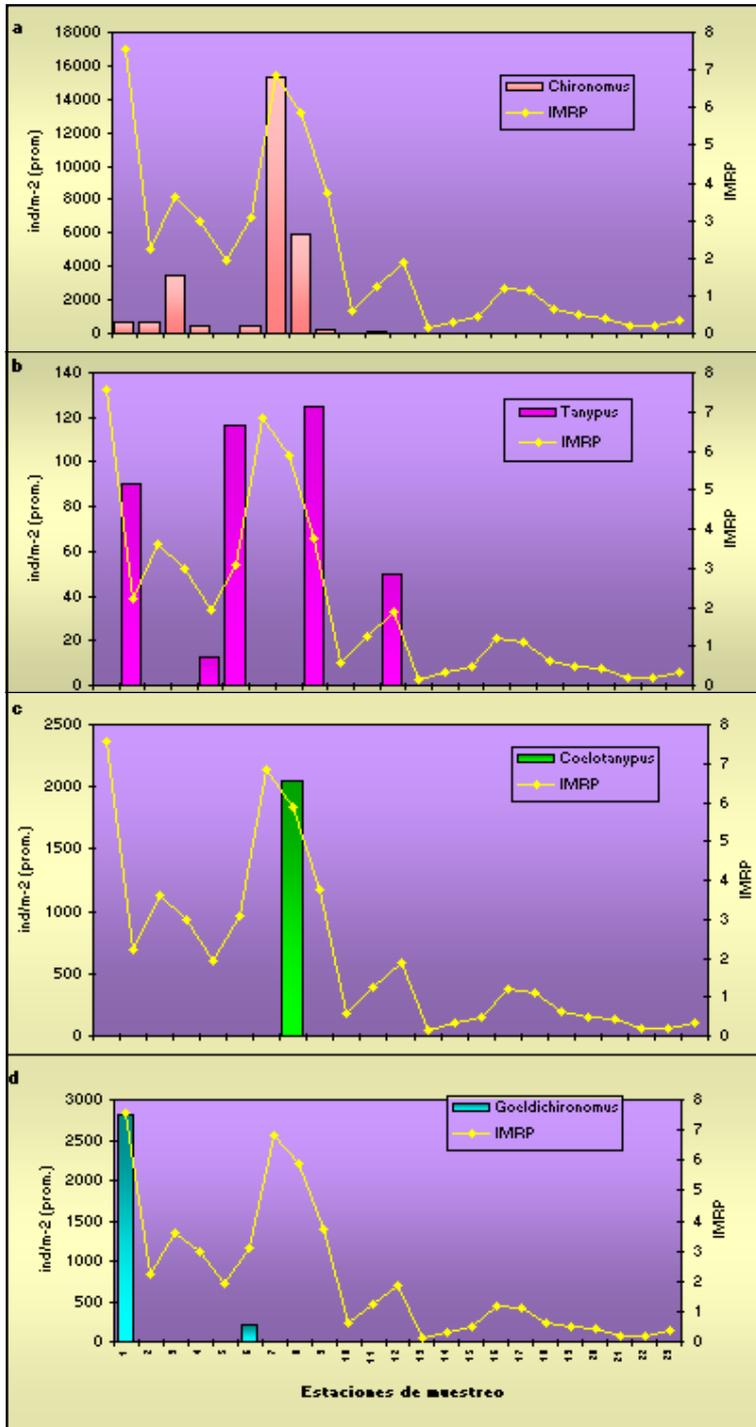


Figura 2. Quironómidos en relación al Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos. Referencia de las estaciones de muestreo, ver Figura 1.



Figura 3. Río Matanza. Ruta 3.



Figura 4. Río Matanza. Piletas Ezeiza.



Figura 5. Arroyo Las Catalinas.

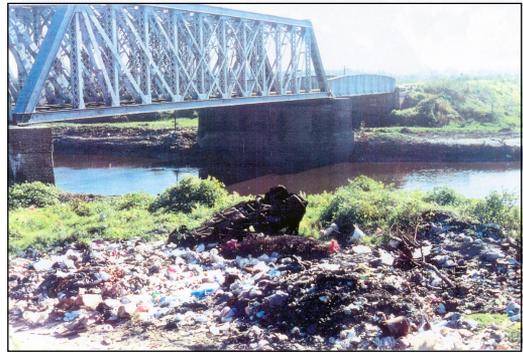


Figura 6. Río Matanza. Puente La Colorada.

mus sp. (Chironominae) *Tanypus* sp. y *Coelotanypus* sp. (Tanypodinae). La presencia de éstos comprende la cuenca alta y media del sistema, teniendo como límite máximo aguas arriba del arroyo El Rey; a partir de aquí y hasta la desembocadura no fueron registrados quironómidos en ninguna oportunidad. El género *Chironomus* sp. (Figura 2a) tiene una presencia casi constante, con una concentración bastante homogénea a lo largo de la cuenca alta y media, mostrándose como el más tolerante, teniendo su límite máximo a la altura de la desembocadura del arroyo Las Catalinas (Figura 5) en una zona de marcada reducción de organismos. El género *Tanypus* sp (Figura 2b) presenta altas concentraciones en determinadas estaciones de la cuenca alta y media del río, pero su presencia es menos constante tanto espacial como temporalmente, hallándose en una sola oportunidad a la altura del puente La Colorada (Figura 6), posiblemente de deriva de aguas arriba (no olvidemos el carácter de li-

bres nadadoras y predatoras de estas larvas). El género *Coelotanypus* sp. (Figura 2c) fue registrado en una zona de leve recuperación a la altura de los bosques de Ezeiza (Figura 4), debido al aporte aliviador del arroyo Aguirre. Por el contrario *Goeldichironomus* sp. (Figura 2d) sólo se halló en la cabecera del río, asociado a ambientes poco contaminados y en alguna que otra zona de recuperación de las aguas muy próxima a la cuenca alta (Figura 3). Por lo dicho anteriormente, los quironómidos demostrarían ser bastante sensibles ya a niveles de contaminación moderada (IMRP = 2.6-3.9) a excepción de *Chironomus* sp. el cual llegaría a soportar una contaminación fuerte (IMRP = 1.5). Por debajo de este valor no se hallarían quironómidos.

CONSIDERACIONES FINALES

La importancia en la utilización de los quironómidos como organismos indicadores de

la calidad del agua y para la tipificación de los diferentes ambientes acuáticos está demostrada en los numerosos trabajos que a lo largo de la historia de la Limnología se han desarrollado principalmente en el Hemisferio Norte, los cuales, a su vez, en estos últimos años han tomado un impulso mayor.

En nuestro país, el creciente interés por los estudios de impacto ambiental, ha llevado a considerar a los macroinvertebrados bentónicos, y entre ellos a los quironómidos, como elementos a tener en cuenta para la confección de índices bióticos tendientes a evaluar el estado trófico de nuestros cuerpos de agua.

En cuanto a los estudios faunísticos de quironómidos, es mucho lo que falta por conocer e investigar, desde la captura y cría de las larvas en grandes zonas de nuestro continente que permanecen completamente inexploradas, hasta el conocimiento de la biología, la ecología y la distribución de las especies que ya han podido ser reconocidas. Con el agravante que en las zonas de mayor concentración humana e industrial, las cuencas hidrográficas allí existentes muestran un deterioro en la calidad de sus aguas y un empobrecimiento de la fauna con características de irreversibilidad alarmantes.

Un punto importante a tener en cuenta, sería el análisis de las exuvias pupales de la deriva de las aguas corrientes, desde el punto de vista del valor taxonómico que tiene conocer la biodiversidad de los diferentes ambientes de nuestro territorio. En cuanto a su utilización en los estudios de calidad del agua, a partir del conocimiento de las especies tolerantes y no tolerantes a la contaminación, será necesario implementar índices que respondan lo más fielmente posible a las características de nuestros ambientes.

BIBLIOGRAFÍA

- Armitage, P. B., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17 (3): 333-347.
- Fernández, L. y J. A. Schnack. 1977. Estudio preliminar de la fauna bentónica en tramos poluídos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Pcia. de Buenos Aires). *Ecosur* 4 (8): 103-115.
- Fittkau, E. J. 1986. Conocimiento actual sobre la colonización de la región tropical sudamericana por insectos acuáticos y su historia evolutiva, con especial referencia a los quironómidos. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso*, 17: 97- 103.
- Gómez, N. y A. Rodríguez Capítulo. 2001. Los bioindicadores y la salud de los ríos. *Actas del V Seminario Internacional Ingeniería y Ambiente. Serie Gestión Ambiental* N° 3, La Plata, Argentina, pp. 109-118.
- Hellawell, J. M. 1986. *Biological indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*, Elsevier Applied Science Publishers, London and New York.
- INCYTH-CETUAA-ILPLA. 1995. Evaluación de la cuenca Matanza- Riachuelo a partir del estudio de la comunidad bentónica (macroinvertebrados - diatomeas bentónicas). Report. Bs. As., pp 1-150.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 2: 126-152.
- Lindegaard, C & K.P. Brodersen. 1995. Distribution of Chironomidae (Diptera) in the river continuum. En: P.S. Cranston (ed.), *Chironomids- From Genes to Ecosystems*, CSIRO, Melbourne, pp. 257-271.
- Lindegaard, C. 1995. Classification of water bodies and pollution. En: P.Armitage, P.S. Cranston y L.C.V. Pinder (eds.), *Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges*, Chapman & Hall, London, pp. 385-404.
- Medina, A. I. 2002. Diversidad de Chironomidae (Diptera): Distribución espacio temporal en un río serrano (San Luis, Argentina). Tesis de Maestría en Ecología Acuática Continental, Fac. de Humanidades y Ciencias, UNL, Santa Fe, Argentina, 121 pp.
- Medina, A. I. y A. C. Paggi. Composición y abundancia de Chironomidae (Diptera) en un río serrano de zona semiárida. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* (en prensa)
- Metcalf, J. L. 1989. Biological water quality assesment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139.
- Paggi, A. C. 1998. Chironomidae. En: J. J. Morrone y S. Coscarón (eds.), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Una perspectiva biotaxonomía*. Ediciones Sur, La Plata, pp. 327- 337.
- Paggi, A. C. & A. Rodríguez Capítulo. 2002. Chironomid composition from drift and bottom samples in a regulated north- Patagonian river (Río Limay, Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1229-1235.
- Rieradevall, M. y N. Prat. 1986. Quironómidos de la deriva del Río Llobregat: Composición y algunos datos sobre su uso como indicadores biológicos. *Actas de las VIII Jornadas A e E*, Sevilla: 811- 820.
- Rodríguez Capítulo, A., A. C. Paggi, I. Cesar y M. Tassara. 1997. Monitoreo de la calidad ecológica de la Cuenca Matanza- Riachuelo a partir de los meso y macroinvertebrados. *Actas del II Congreso Argentino de Limnología*, Buenos Aires, p. 138.

- Rosenberg, D. M. y V. H. Resh, (eds.). 1992. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, Chapman & Hall, New York.
- Rosenberg, D. M. 1993. Freshwater biomonitoring and Chironomidae, *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26: 101-122.
- Thienemann, A. 1922. Die beiden Chironomus - arten der Tiefenfauna der norddeutschen Seen. Ein hydrobiologisches Problem. *Archiv für Hydrobiologie*, 13: 609-646.
- Thienemann, A. 1954. Chironomus. Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. *Binnengewässer*, 20: 1-834
- Wiederholm, T. 1984. Responses of aquatic insects to environmental pollution. En: V.H. Resh y D.M. Rosenberg (eds.), *The Ecology of Aquatic insects*, Praeger, New York, pp. 508- 557.
- Wilson, R. S. y P. L. Bright. 1973. The use of chironomid pupal exuviae for characterizing streams. *Freshwater Biology*, 3: 283-302.
- Wilson, R. S. y J. D. McGill. 1977. A new method of monitoring water quality in a stream receiving sewage effluent, using chironomid pupal exuviae. *Water Research*, 11: 959-962.