

APLICACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA EN UN ARROYO PAMPEANO UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO BIOINDICADORES (GUALEGUAYCHÚ, ENTRE RÍOS, ARGENTINA)

M.C. CRETТАZ-MINAGLIA^{1,2}, R.A. JUÁREZ¹, I. AGUER¹,
E.D. BORRO¹ & R.B. PERUZZO¹

¹ Sede Gualeguaychú, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad Autónoma de Entre Ríos. San Martín N°575, Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina.

² Laboratorio de Toxicología General, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 48 y 115, La Plata, Argentina
e-mail: cretta.melina@uader.edu.ar

ABSTRACT. Water quality can be evaluated through a set of physical, chemical and environmental variables that characterize the water body under study. These variables, along with the climate impact, hydrological regime and land use, determine the diversity of organisms. Santa Barbara Stream is a low-order stream and is located in the Gualeguaychú Department, Entre Ríos, in the Pampean Ecoregion. In order to study the water quality, benthonic macroinvertebrates and physical chemical variables were studied, between March and October 2012. Sixteen orders, 1 suborder and 27 invertebrates families were found. The most abundant families were *Cochliopidae*, *Paleomonidae*, *Caenidae*, and *Sphaeriidae*. BMWP, IBF, IMRP and IBPamp biotic indices and diversity index of Shannon-Weaver were applied. These showed different results suggesting the need for further studies of water bodies of the Pampas Ecoregion and adjustment of indices for the region. The combined application of different rates indicates that the stream shows signs of seasonal organic pollution associated with land use in the basin.

Key words: stream; bioindicators; contamination; macroinvertebrates.

Palabras clave: arroyo; bioindicadores; contaminación; macroinvertebrados.

INTRODUCCIÓN

La bioindicación es una herramienta muy utilizada en la actualidad debido al intenso deterioro que sufren los cuerpos de agua y la consecuente necesidad de monitoreo, control y remediación ambiental. La contaminación del agua es un problema para la salud de todos los seres vivos que habitan en el planeta (Carrera Reyes y Fierro Peralbo, 2001). Los cuerpos de aguas corrientes están siendo afectados en la actualidad por la acción de factores antropogénicos como son las grandes obras de ingeniería, la transformación del paisaje, los cambios en el uso

de la tierra, la introducción de especies exóticas, la sobreexplotación de sus recursos, la contaminación, la ocupación de las planicies de inundación, los cambios de cursos y la derivación de canales para usos agropecuarios (Segnini, 2003; Steinfeld *et al.*, 2009). Las actividades antrópicas dependen del agua, por lo tanto debemos considerarla un recurso estratégico cuya conservación es indispensable para el futuro (Carrera Reyes y Fierro Peralbo, 2001).

La mayoría de los estudios de calidad de agua se basan en análisis físico-químicos (Alba Tercedor, 1996). Esto brinda informa-

ción rápida, aunque parcial del estado de un cuerpo de agua. La utilización de indicadores biológicos sumado al uso de parámetros físico-químicos de evaluación de calidad de agua, ofrecen una visión más integradora de los efectos perturbadores en los cursos de agua. El análisis de variables fisicoquímicas y el empleo de macroinvertebrados como testigos de la calidad del agua son métodos complementarios en los procesos de evaluación de las condiciones ambientales (Valverde Legarda *et al.*, 2009).

Reece y Richardson (2000, en Segnini, 2003) mencionan algunas de las razones del uso de macroinvertebrados como bioindicadores: son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área en que son colectados; tienen ciclos de vida relativamente cortos comparado con los peces y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades. Además, viven y se alimentan en o sobre los sedimentos participando de manera importante en la degradación de la materia orgánica y en los ciclos de los nutrientes. Asimismo, son fuente de alimento de muchos peces. Cuando sucede una perturbación en su medio, necesitan un tiempo mínimo de readaptación, por lo que estos hechos pueden detectarse con posterioridad a su ocurrencia. No solamente la contaminación antrópica influye en la distribución y crecimiento de la comunidad de macroinvertebrados, por lo que deben considerarse otros factores que alteran una comunidad (Giacometti y Berbosa, 2006).

La aplicación de índices bióticos utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores se ha desarrollado a nivel mundial (Leiva Flores, 2004). Los más populares actualmente son los basados en el método BMWP (Biological Monitoring Working Party) de Armitage *et al.* (1983) (Prat *et al.*, 2009). Numerosas modifica-

ciones y adaptaciones se han realizado en diferentes países y regiones como BMWP' de la Península Ibérica (Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988); BMWPA para la región de Antioquía (Colombia) (Roldán, 1999) y IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999) e IBPamp (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001) ambos para la ecorregión pampeana (Argentina). Otro de los índices bióticos muy usados en EE.UU es el Índice Biótico de Familias (IBF) de Hilsenhoff (1988).

En Argentina, la ecorregión pampeana constituye el ecosistema más importante de praderas por su gran extensión (Viglizzo *et al.*, 2006) y contiene innumerables cursos de agua que forman parte de la Gran Cuenca del Plata. Durante los últimos cuarenta años, esta región ha estado expuesta a una creciente intervención humana, marcada por un aumento considerable en la proporción de la superficie cultivada, así la tendencia en el uso de la tierra y el deterioro ambiental de las Pampas requiere especial atención (Viglizzo *et al.*, 2006). En este contexto, muchos cursos de agua no han sido estudiados y se desconocen sus características y la diversidad de organismos que albergan perdiéndose potenciales beneficios y usos. En la provincia de Entre Ríos, se han realizado pocos estudios sobre fauna bentónica y sólo en algunos se aplicaron índices para conocer la calidad de agua a partir del conocimiento de los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. En los ríos Paraná y Uruguay, las especies *Limnoperna fortunei* y *Corbicula fluminea* han sido de interés por su carácter invasor. Algunos trabajos que pueden mencionarse son el realizado por Marchese y Paggi (2004) en donde estudiaron los oligoquetos y quironómidos del Litoral Fluvial (río Paraná) y el de Pavé y Marchese (2005) donde estudiaron arroyos urbanos de la ciudad de Paraná usando invertebrados bentónicos como bioindicadores. Asimismo, Juá-

rez (2012) estudió los macroinvertebrados bentónicos del arroyo Las Conchas, en La Picada (Paraná). Por otro lado, Boccardi (2012) estudió las comunidades bentónicas en el río Uruguay en relación a efluentes de plantas de celulosa.

El objetivo principal de este trabajo fue aplicar y comparar índices de calidad de agua en el arroyo Santa Bárbara, Gualeguaychú (Provincia de Entre Ríos, Argentina) basados en macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores.

MATERIALES Y MÉTODOS

El arroyo Santa Bárbara se encuentra en la pampa mesopotámica, dentro de la ecorregión pampeana (Bilenca y Minarro, 2004), en el sur-este de la provincia de Entre Ríos (Argentina), en el distrito Pehuajó Norte (departamento Gualeguaychú). Tiene 8,2 km de extensión y su cuenca abarca 58 km² aproximadamente, formando parte de

la cuenca del río Gualeguaychú. El paisaje predominante es la peniplanicie ondulada, cubierta por materiales de origen eólico de moderado espesor, suavemente ondulada hacia el este, con suelos bien drenados y profundos, sujetos a riesgos de erosión. En su entorno, se desarrollan actividades agrícola-ganaderas fundamentalmente asociadas al cultivo de soja de primera y segunda, trigo, sorgo, maíz y ganadería extensiva.

El área de estudio se encuentra en la cuenca media y baja del arroyo Santa Bárbara (32°46'19.2" L.S.-58°36'28.5" L.O.) abarcando 4 km de extensión en donde no se observan fuentes puntuales de contaminación. La selección de las estaciones de muestreo se realizó con el propósito de detectar variaciones a lo largo del tramo de estudio. Para este propósito, se establecieron tres estaciones de muestreo equidistantes entre sí, a 1,5 km aproximadamente en el cauce principal del arroyo (Fig. 1).

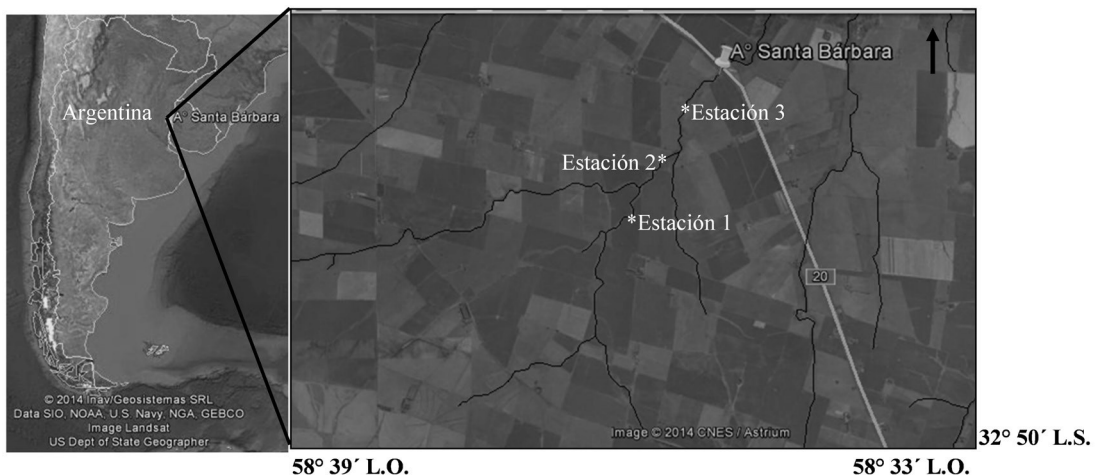


Figura 1. Localización del área de estudio. Fuente: Google Earth, 2014.

Se realizaron 6 muestreos, en donde se extrajeron muestras de macroinvertebrados del bentos en ambas márgenes y en el centro del cauce en cada una de las estaciones siguiendo a Darrigran *et al.* (2007) y Kuhlmann *et al.* (2012) durante el período de marzo a octubre de 2012 abarcando el

período de estabilidad de la comunidad de macroinvertebrados (Carvacho Aránguiz, 2012). Para ello se utilizó una red de bentos de apertura de malla de 250 µm que fue arrastrada por transectas de 20 m. La colecta fue almacenada en frascos plásticos y fijada con alcohol 96%. En el laboratorio las

muestras fueron lavadas con un tamiz 250 µm de apertura de malla y luego se realizó una tinción con eritrocina B (para facilitar la observación y separación de los organismos) y se conservaron en alcohol 70%. Los macroinvertebrados fueron identificados hasta el nivel de familia (Prat *et al.*, 2009) con Lupa Estereoscópica MOTIC con aumentos 10X y 30X utilizando las claves dicotómicas de Bouchard (2004) y Domínguez y Fernández (2009) y claves para órdenes específicos Domínguez *et al.* (1992) para efemerópteros, Collins *et al.* (2004) para decápodos y Ramírez (2010) para odonatos. Fueron cuantificados solo organismos completos. Además, se calculó densidad expresada en individuos/m² (ind./m²).

Se determinó la riqueza de taxones (S), diversidad de Shannon-Weaver (H') (Shannon y Weaver, 1949), equitatividad (J) y riqueza de Margalef (R) con Software PAST (PAleontological STatistic) de Hammer *et al.* (2001).

Se aplicaron los índices de calidad de agua: BMWP (Armitage *et al.*, 1983), IBF (Hilsenhoff, 1988), IMRP (Índice de macroinvertebrados adaptados a Ríos Pampeanos de Rodrigues Capítulo, 1999) e IBPamp (Índice biótico pampeano de Rodrigues-Capítulo *et al.*, 2001). Se utilizaron las relaciones de H' con la calidad del agua desarrolladas por Wilhm y Dorris (1968) y Staub *et al.* (1970) (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de la calidad del agua según los diferentes índices.

CALIDAD DE AGUA	BMWP	IBF	IMRP	IBPamp	H'	
	Armitage <i>et al.</i> , 1983	Hilsenhoff, 1988	Rodrigues Capítulo, 1999	Rodrigues Capítulo <i>et al.</i> , 2001	Wilhm y Dorris, 1968	Staub <i>et al.</i> , 1970
Excelente		0,00 - 3,75	12,1 - 20			
Muy Buena	> 120	3,76 - 4,25	8,0 - 12	10 - 13	> 3	
Buena	101 - 120	4,26 - 5,00	4,0 - 7,9	8 - 9		3,0 - 4,5
Regular	61 - 100	5,01 - 5,75	2,6 - 3,9	6 - 7		2,0 - 3,0
Regular - Pobre		5,76 - 6,50			1 - 3	1,0 - 2,0
Mala	16 - 60	6,51 - 7,25	1,1 - 2,5	4 - 5		
Muy Mala	< 15	7,26 - 10,0	0 - 1	1 - 3	< 1	0,0 - 1,0

Las celdas identificadas con negro significan que no hay valores para la clasificación de la calidad del agua.

En el centro cada una de las estaciones, se midieron los siguientes parámetros *in situ*: temperatura, pH, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales con equipo multiparamétrico Hanna HI991003. Se tomaron muestras de agua para determinar en campo el oxígeno disuelto mediante el método Winckler (Goyenola, 2007) y en laboratorio fósforo total (PT) por el método espectrofotométrico: molibdato de amonio y nitrógeno total (NT) por el método macro-Kjeldahl (APHA-AWWA-WWF, 1992).

Los datos de las precipitaciones diarias fueron tomados de la Dirección de

Hidráulica de Entre Ríos y se consideraron las precipitaciones acumuladas de un mes previo a cada muestreo por lo que se obtuvo un único dato para el área de estudio por muestreo (n=6). Los datos de nivel hidrométrico del río Gualaguaychú fueron obtenidos de la Prefectura Naval Argentina y se consideró el dato promedio para el día de muestreo para el área de estudio (n=6). Finalmente, los datos de las actividades agrícolas del área de estudio obtenidos de la Bolsa de Cereales de Entre Ríos fueron considerados un mes previo a cada muestreo.

Los datos físico-químicos y biológicos obtenidos durante los muestreos fueron analizados estadísticamente utilizando Software Microsoft Excel®. Además, se aplicó correlación lineal simple y múltiple para conocer las principales variables que influyen en la calidad del agua.

RESULTADOS

De los muestreos realizados, se obtuvieron 18 muestras de bentos de cada una de las estaciones con un total de 54

muestras para el área de estudio. Asimismo, 6 muestras de agua por estación con un total de 18 muestras para el área de estudio. La variación de los parámetros físico-químicos se resume en la Tabla 2. El nivel hidrométrico del río Gualeguaychú varió de 0.62 m (05/05) a 2,3 m (27/10), con un promedio de 1.0 m y las precipitaciones acumuladas entre muestreos variaron de 20 mm (05/05) a 650 mm (27/10) con un promedio de 180 mm (Fig. 2).

Tabla 2. Estadísticos de las variables físico-químicas medidos en el arroyo Santa Bárbara.

Estación	Temp.	OD	pH	K	S.D.T.	P.T.	N.T.
1	°C	mg/l		µS/cm	ppm	mg/l	mg/l
Media	16,6	6,3	7,21	439	218	0,27	3,9
Mínimo	11,4	4,0	7,06	320	158	0,04	0,91
Máximo	21,9	8,0	7,50	537	269	0,88	5,3
Desviación estándar	±4,2	±1,5	±0,19	±99	±50	±0,31	±1,7
N	6	6	6	6	6	6	6
2							
Media	17,8	6,8	7,18	503	250	0,29	0,90
Mínimo	13,1	4,6	7,00	430	212	0,05	0,15
Máximo	22,7	9,0	7,39	564	281	1,04	3,2
Desviación estándar	±3,8	±1,7	±0,18	±59	±31	±0,37	±1,1
N	6	6	6	6	6	6	6
3							
Media	18,3	7,5	7,24	514	257	0,26	0,81
Mínimo	13,6	5,4	6,70	443	221	0,04	0,12
Máximo	23,3	9,8	7,57	573	587	0,95	2,9
Desviación estándar	±3,8	±1,8	±0,30	±60	±30	±0,34	±1,0
N	6	6	6	6	6	6	6

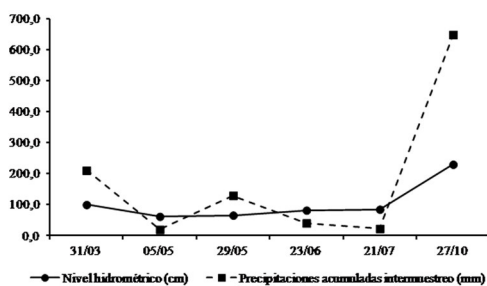


Figura 2. Variación de las precipitaciones acumuladas (en mm) y el nivel hidrométrico (en m) en escala logarítmica.

Respecto a los macroinvertebrados bentónicos, se colectaron un total de 6168 individuos en el área de estudio con una densidad promedio de 11,4 ind./m², los cuales una vez identificados, correspondieron a 1 orden, 1 suborden y 27 familias (Tabla 3). Los taxones más abundantes durante el período de estudio fueron *Cochliopidae* (50,7%), *Paulemonidae* (12,4%), *Caenidae* (9,4%) y *Sphaeriidae* (7,3%).

Tabla 3. Taxones de macroinvertebrados hallados en el arroyo Santa Bárbara en el período de estudio.

TAXONES	
	Ephemeroptera
ANELLIDA	Caenidae
Oligochaeta	Baetidae
MOLLUSCA	Ephemeridae
Gastropoda	Diptera
Cochliopidae	Chironomidae
Ampullariidae	Thaumaelidae
Mitylidae	Simuliidae
Planorbidae	Chaoboridae
Bivalvia	Ceratopogonidae
Mycetopodidae	Odonata
Sphaeriidae	Gomphidae
Corbiculidae	Libellulidae
ARTHROPODA	Lestidae
Copepoda	Coleoptera
Cyclopoida	Elmidae
Amphipoda	Gyrinidae
Hyalellidae	Hydrophilidae
Decapoda	Hemiptera
Paleomonidae	Belostomatidae
<i>Palaemonetes argentinus</i>	Colémbola
<i>Macrobrachium borelli</i>	Isotomidae
Aeglidae	Arachnida
Trichodactylidae	Limnesidae

Cada estación de muestreo varió de la siguiente manera (Fig. 3): en la estación 1 se encontró el menor número de individuos (545) y de taxones totales (1 orden, 1 suborden y 20 familias). Predominaron las familias *Cochliopidae* y *Sphaeriidae* seguido de *Paleomonidae*. La densidad promedio fue de 3,0 ind./m². En la estación 2 se hallaron 1948 individuos en total, los cuales una vez identificados, correspondieron a 1 suborden y 23 familias siendo las más abundantes *Cochliopidae*, *Paleomonidae* y *Sphaeriidae*. La densidad promedio fue de 10.8 ind./m². En la estación 3, se registraron 3675 individuos totales correspondientes a 27 taxones (1 orden, 1 suborden y 25 fami-

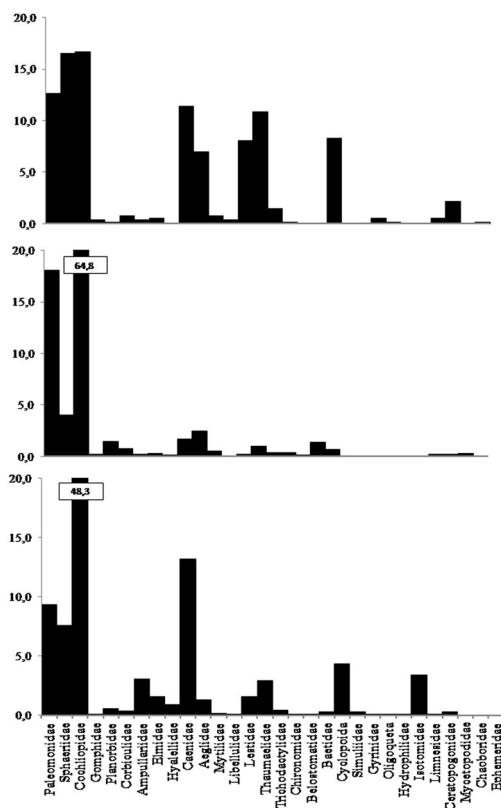


Figura 3. Se muestra comparativamente en las tres estaciones, el porcentaje total de organismos colectados durante el período de estudio.

lias), siendo esta estación la de mayor abundancia y diversidad de organismos durante el período de estudio. Las familias más abundantes fueron *Cochliopidae*, *Caenidae* y *Paleomonidae*. La densidad promedio fue de 20,4 ind./m². En las tres estaciones se observó una mayor abundancia de taxones tolerantes a la contaminación como *Chironomidae* y *Oligochaeta* y una menor abundancia de taxones con baja tolerancia como *Ephemeroptera* y *Odonata* según Armitage *et al.* (1983) y Hilsenhoff (1988). La riqueza de taxa (S), diversidad de Shannon-Weaver (H'), equitatividad (J), riqueza de Margalef (R) se muestran en las Fig. 4 y 5.

Tanto la aplicación del BMWP como del IBF dieron como resultado una calidad de agua de regular a muy mala, en el área de es-

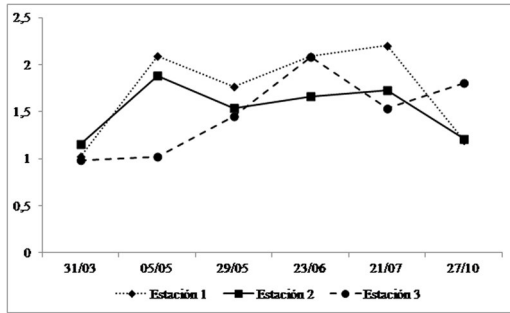


Figura 4. Variación del índice de diversidad de Shannon-Weaver en las tres estaciones estudiadas del arroyo.

tudio. Estos resultados coinciden con Wilhm y Dorris (1968) y Staub *et al.* (1970). A diferencia de estos, el IMRP y el IBPamp mues-

tran como resultado contaminación escasa para el área de estudio completa (Tabla 4).

Los tres parámetros físico-químicos más fuertemente correlacionados linealmente con la diversidad de organismos en el arroyo fueron la conductividad eléctrica (E1= 0,980, E2= 0,939, E3= 0,956), los sólidos disueltos totales (E1= 0,971, E2= 0,963, E3= 0,962) y el oxígeno disuelto (E1= 0,998, E2= 0,896, E3= 0,998). De los nutrientes analizados, el que presentó correlación lineal con la diversidad y la riqueza es el NT en las estaciones 1 y 2 (E1= 0,983, E2= 0,854) y no presentó correlación lineal alta en la estación 3.

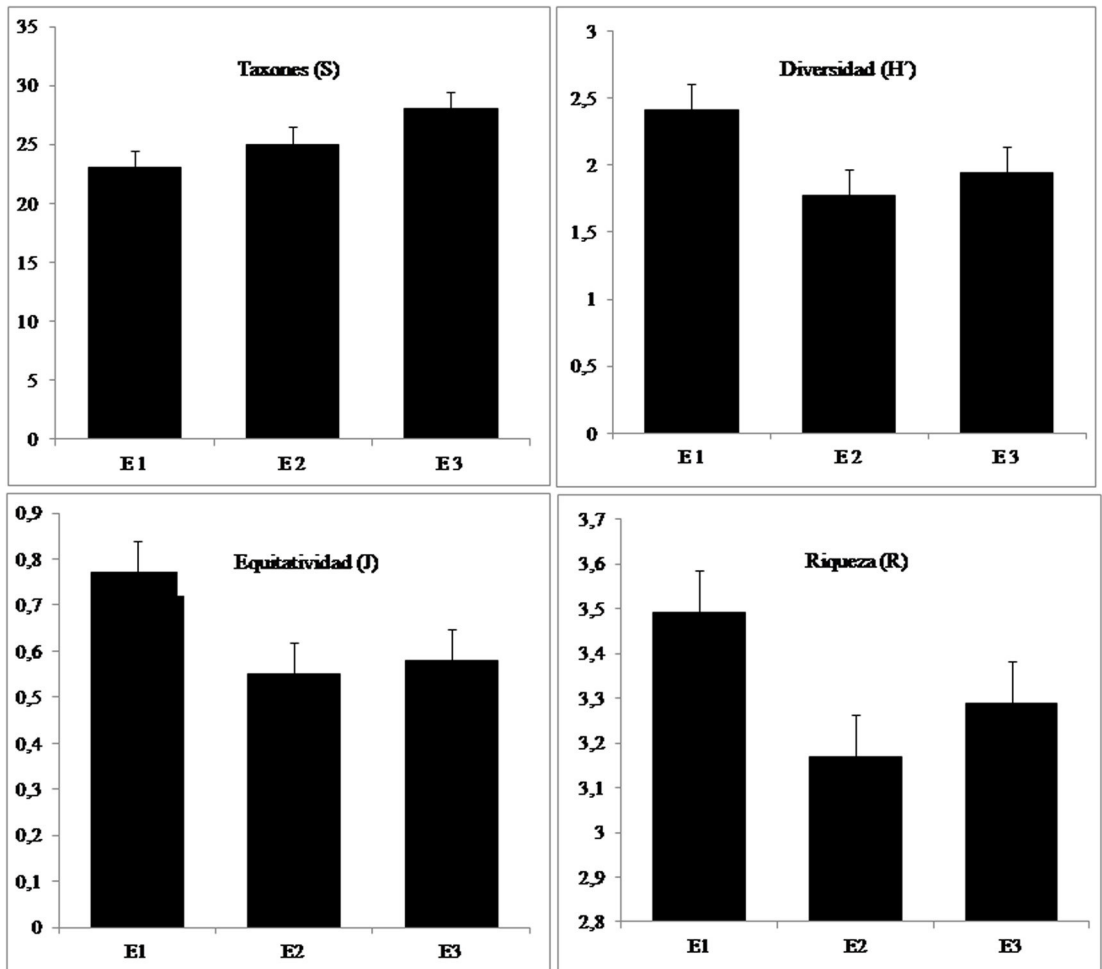


Figura 5. Comparación de S; H'; J y R para las estaciones de muestreo.

Tabla 4. Resultados de la calidad del agua del área de estudio y de las estaciones de muestreo para cada uno de los índices aplicados.

CALIDAD DE AGUA	BMWP	IBF	IMRP	IBPamp	H'	
	Armitage <i>et al.</i> , 1983	Hilsenhoff, 1988	Rodrigues Capítulo, 1999	Rodrigues Capítulo <i>et al.</i> , 2001	Wilhrn y Dorris, 1968	Staub <i>et al.</i> , 1970
Estación 1	Regular	Mala	Muy buena	Muy buena	Regular - Pobre	Rregular - Pobre
Estación 2	Mala	Muy mala	Muy buena	Muy buena	Regular - Pobre	Regular - Pobre
Estación 3	Regular	Mala	Muy buena	Muy buena	Regular - Pobre	Regular - Pobre
Área de estudio	Regular	Mala	Muy buena	Muy buena	Regular - Pobre	Regular - Pobre

Se halló una correlación lineal positiva de 0,97 entre las precipitaciones acumuladas y el PT en el área de estudio.

Aplicando el modelo de correlación lineal múltiple, las variables temperatura, pH, conductividad, nitrógeno total y fósforo total explican 75,7% de la variación de la diversidad de organismos en el sistema de estudio; siendo la temperatura la variable de mayor significancia según el estadístico *t*, seguido del NT y el PT.

DISCUSIÓN

Los resultados de la aplicación de índices de calidad de agua muestran una gran diferencia entre los índices BMWP e IBF con respecto al IMRP y IBPamp. En el caso del primer grupo de índices, estos consideran a familias muy sensibles y sensibles a las que se encuentran dentro de los órdenes *Trichoptera*, *Ephemeroptera* y *Plecoptera* que, según Rodrigues Capítulo *et al.* (2001) tienen pocos representantes en la ecorregión pampeana (*Trichoptera* y *Ephemeroptera*) o no han sido hallados (*Plecoptera*). Por lo que la comparación de los índices sugiere un desplazamiento de las categorías de calidad de agua. El índice IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999) y el IBPamp (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001) fueron desarrollados para un ambiente pampeano diferente al que se encuentra el área de estudio, definida como pampa mesopotámica descrita por Bilencia y Minarros (2004). Debido a esto, puede deberse la diferencia en los resulta-

dos de los índices obtenidos en este estudio, sugiriendo una adaptación a la zona de estudio. Respecto a esto, Gualdoni *et al.* (2011) afirma que desde 1990 en Argentina comenzaron a aplicarse índices adaptados a la fauna local mencionando los trabajos de Gualdoni y Corigliano (1991); Vallania *et al.* (1996); Domínguez y Fernández (1998); Rodrigues Capítulo (1999); Corigliano (1999); Miserendino y Pizzolon (1999).

Al utilizar el índice de diversidad de Shannon y Weaver (1949) que contempla número de taxones sin ponderarlos, se obtuvieron valores relativamente bajos. Estos valores según Wilhm y Dorris (1968) y Staub *et al.* (1970) se encuentran en categorías de contaminación moderada coincidiendo con los resultados de los índices BMWP e IBF. Según Arce (2006) el valor de H' es mayor en aguas de buena calidad. Se consideran que valores inferiores a 2,5 son indicadores de algún tipo de contaminación. No obstante, al utilizar el nivel taxonómico de familia, puede ser la posible causa de que los valores de H' sean relativamente bajos. Asimismo, Rodrigues Capítulo *et al.* (1997) encontraron valores bajos de H' en sedimentos con mayor contenido de materia orgánica en el río de La Plata, a su vez, el régimen hidrodinámico sería un importante disturbio que determinaría valores relativamente bajos de H' para las comunidades de macroinvertebrados. En este sentido, Pavé y Marchese (2005) afirman que la sola aplicación del índice H' no implica

contaminación en ríos de llanura con características de potamon por las características físicas del bentos para ser colonizado.

Además, al analizar cualitativamente el conjunto de macroinvertebrados colectados en el arroyo Santa Bárbara, se obtuvo un importante número de familias tolerantes a la contaminación habiendo una indicación de contaminación moderada o algún fenómeno de contaminación estacional. En este sentido, Al-Shami *et al.* (2011) encontraron alta diversidad y abundancia de macroinvertebrados especialmente taxones intolerantes en los ríos menos contaminados en la cuenca de Penang (Malasia) al evaluar diferentes perturbaciones.

Por otra parte, se halló correlación positiva de la diversidad y la riqueza de especies con la conductividad eléctrica, los sólidos disueltos totales y el nitrógeno total podría significar que hay una influencia de las actividades realizadas en la cuenca. Se encontró que en el muestreo realizado en octubre en donde las precipitaciones acumuladas fueron abundantes, hubo un descenso importante del número y diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en el área de estudio. Las precipitaciones, por un lado, representan un importante disturbio natural de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Angelier, 2002). Pero, por otro lado, pueden arrastrar partículas por escorrentía en las que se encuentran adsorbidas diferentes sustancias o microorganismos, pueden alcanzar el curso de agua (Ongrey, 1997). Thiere y Schulz (2004) estudiaron el río Lourens en Sudáfrica y determinaron que las comunidades de macroinvertebrados no variaban en número pero sí en los taxones determinando una comunidad menos sensible en el sitio impactado por agroquímicos e indicando baja calidad de agua en relación al sitio control. Además la turbidez promedio fue más de 10 veces superior en el sitio donde se realizaban actividades agrícolas.

Contextualizando el área de estudio, durante el año 2012, el distrito Pehuajó Norte tuvo la mayor producción de soja de primera y de maíz y se posicionó dentro de los principales en producción de soja de segunda, sorgo y trigo en la provincia de Entre Ríos. Las abundantes precipitaciones en el período agosto-octubre perjudicaron los cultivos potenciando enfermedades y desmejorando las condiciones del suelo lo cual llevó al aumento de aplicaciones de fertilizantes y agroquímicos, incluso de re-aplicaciones por deriva de los productos. Los cálculos estimativos sobre el distrito Pehuajó Norte según área de cultivo y aplicaciones promedio, son de 212 tn de fósforo neto y 93 tn de nitrógeno neto aportados que pudieron alcanzar los cursos de agua y entonces, explicar el aumento de la concentración de PT en el muestreo realizado en octubre.

En relación a la incidencia de las actividades agrícolas en la calidad del agua, Demetrio (2012) menciona que en Argentina existen estudios que informan la asociación de glifosato al material en suspensión en aguas de laguna. Además, Marino y Ronco (2005) han hallado clorpirifos y cipermetrina en arroyos pampeanos cercanos a cultivos de soja posterior a eventos de lluvia con concentraciones promedio de 0.0017 y 0.00071 $\mu\text{g/l}$, respectivamente. También fueron hallados en material en suspensión. En adición, Jergentz *et al.* (2005) afirma que las mayores concentraciones de estas dos sustancias en arroyos pampeanos fue durante un período de escorrentía posterior a un evento de lluvias. Particularmente la cipermetrina se considera altamente tóxica para invertebrados acuáticos con concentraciones letales de $<0.1 \mu\text{g/l}$ (PAN, 2011 en Demetrio, 2012). Asimismo, Ronco *et al.* (2008) evaluaron los impactos de plaguicidas asociados a soja transgénica en arroyos de bajo orden en la región pampeana y observaron una alta sensibilidad a los inverte-

brados no blanco. Agregan que resultados en ensayos de campo y laboratorio muestran una asociación entre los efectos de los invertebrados no-blanco y los pulsos tóxicos producto de la escorrentía proveniente de los cultivos. Esta forma de ingreso de plaguicidas es más importante que la deriva a los sistemas acuáticos y el impacto sería menor con la presencia de flora acuática y riparia.

Si bien hubo una importante disminución del número de individuos y diversidad en el muestreo de octubre, no puede ser sólo atribuida a abundantes precipitaciones en los meses previos, debido a que estas arrastran contaminantes y partículas por escorrentía que alcanzan los cuerpos de agua y que pueden afectar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Es importante considerar que cuando se presentan disturbios naturales, se limita el método de bioindicación por lo que es fundamental seguir a Carvacho Aránguiz (2012) que indica la preferencia de muestrear durante los períodos de estabilidad de la comunidad de macroinvertebrados. En el caso de la ecorregión pampeana, en otoño-invierno. Sin embargo, considerando este período de estabilidad hidrológica, en el área de estudio predominaron taxones de mediana y alta tolerancia a la contaminación orgánica.

En relación a la variación entre estaciones, se hallaron pequeñas diferencias que podrían estar dadas porque las estaciones 1 y 2 poseen menor protección en las márgenes mientras que la estación 3 se encuentra más protegida por vegetación arbórea. En la estación 1 se registra, además, el ingreso permanente de ganado para beber agua del arroyo, lo que no se observa en las estaciones 2 y 3 con tanta frecuencia. En este sentido, Cárdenas *et al.* (2007) mencionan que en varios estudios se evidencia que la ganadería extensiva afectan la biota presente en los sistemas acuáticos debido, entre otros, al daño que el ganado provoca al cauce y a

los taludes (Chará, 2003) al tener un acceso directo y constante a las fuentes de agua (Auquilla, 2005).

Finalmente, debe considerarse que en la región, no se conocen estudios similares por lo que este trabajo representa un aporte al conocimiento no solo de la calidad de agua sino también de la fauna regional de macroinvertebrados bentónicos de arroyos.

CONCLUSIONES

La aplicación de los diferentes índices combinados sugiere que el arroyo tiene una contaminación moderada y estacional posiblemente por la influencia de las actividades agrícola- ganadera. Sin embargo, la falta de coincidencia entre los índices de calidad de agua empleados sugiere la necesidad de profundizar estudios con el fin de establecer una línea de base en la pampa mesopotámica debido a la carencia de información taxonómica y ecológica básica para un posterior ajuste de índices de calidad de agua. La bioindicación a través de macroinvertebrados bentónicos resulta una herramienta útil y de fácil aplicación, pero deben tenerse en cuenta las limitaciones que posee como método de estimación de la calidad del agua debido a que no se cuenta todavía con índices ajustados regionalmente adaptados a la presencia de los grupos taxonómicos locales.

AGRADECIMIENTOS

A los alumnos y docentes de la carrera Licenciatura en Gestión Ambiental de la Sede Gualguaychú, FCyT-UADER por su colaboración en los muestreos realizados en el arroyo Santa Bárbara.

A la Universidad Autónoma de Entre Ríos por el financiamiento otorgado a través del PIDA-UADER (Res. N°1627/11) para la ejecución de este trabajo y de la beca de iniciación a la investigación- UADER (Res. 1006/12).

BIBLIOGRAFÍA

- Alba Tercedor, J. y A. Sánchez Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.
- Alba Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía. Almería, Vol. II: 203-213.
- Al-Shami, S.A., C.S. Md Rawi, A.H. Ahmad, S.A. Hamid y S.A. Mohd Nor. 2011. Influence of agricultural, industrial, and anthropogenic stresses on the distribution and diversity of macroinvertebrates in Juru River Basin, Penang, Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74:1195-1202.
- Angelier, E. 2002. Ecología de las aguas corrientes. 1°ed. Acribia S.A. Zaragoza, España, 217pp.
- APHA-AWWA-WFF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17°ed. Díaz de Santos S.A. Madrid, España. 235 pp.
- Arce, O.O. 2006. Indicadores biológicos de calidad del agua. Tesis de posgrado. Universidad Mayor de San Simón, Facultad de Ciencias y Tecnología, Cochabamba, Bolivia. 21 pp.
- Armitage, P.D., 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 Research*, 17: 333-347.
- Auquilla, R. 2005. Uso del suelo y calidad del agua en quebradas de fincas con sistemas silvopastoriles en al sub cuenca del río Jabonal, Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE): Turialba, Costa Rica.
- Bilencá, D. y F. Minarro. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizales (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires. 353pp.
- Boccardi, L. 2012. Estructura de la comunidad bentónica en un tramo inferior del río Uruguay y potenciales indicadores para la evaluación de efluentes de plantas de celulosa. UDELAR, Montevideo, Uruguay.
- Bouchard, R.W. 2004. Guide to aquatic invertebrates of the upper midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors and Aquatic Resource Professionals. University of Minnesota, St. Paul, EE.UU. 208pp.
- Carrera Reyes, C. y K. Fierro Peralbo. 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. 1°ed. EcoCiencia. Ecuador. 70pp.
- Cárdenas, A.Y., B. Reyes, M. López, A. Woo, E. Ramírez y M. Ibrahim. 2007. Biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. *Encuentro*, 77:83-93.
- Carvacho Aránguiz, C.A. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Tesis de posgrado. Universidad de Barcelona, España. 70 pp.
- Chará, J. 2003. Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. CIPAV: Cali, Colombia.
- Collins, P., V. Williner y F. Giri. 2004. Crustáceos decápodos del Litoral Fluvial Argentino. *Insugeo*. 12: 253-264.
- Darrigran, G., A. Vilches, T. Legarralde y C. Damborenea. 2007. Guía para el estudio de macroinvertebrados: I-Métodos de colecta y técnicas de fijación. ProBiota, FCNyM, UNLP. La Plata, Argentina. 86 pp.

- Demetrio, P.M. 2012. Estudio de efectos biológicos de plaguicidas utilizados en cultivos de soja RR y evaluación de impactos adversos en ambientes acuáticos de agroecosistemas de la región pampeana. Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, La Plata, Buenos Aires.
- Domínguez, E., M.D. Hubbard y W.L. Peters. 1992. Claves para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos. *Biología Acuática*, 16.
- Domínguez, E. y H.R. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. 1^oed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 656 pp.
- Giacometti, J.C. y F. Bersosa. 2006. Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico* 6, Serie Zoológica (2): 17-32.
- Goyenola, G. 2007. Guía para la utilización de las valijas viajeras: oxígeno disuelto. Red MAPSA. Montevideo, Uruguay.
- Gualdoni, C.M., C.A. Duarte y E.A. Medeot. 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 21:149-162.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *The North American Benthological Society*, 7(1): 65-68.
- Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto y R. Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere*, 61(6): 817-26.
- Juárez, R.A. 2012. Disturbios en las comunidades de macroinvertebrados en el arroyo Las Conchas, La Picada, Entre Ríos. UADER, Paraná, Entre Ríos.
- Kuhlmann, M.L., G. Johnscher Fornasaro, L.L. Ogura y H.R.V. Imbimbo. 2012. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentónicas de ríos e reservatórios do Estado de São Paulo. CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 113 pp.
- Leiva Flores, M.J. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del estero Peu Peu, Comuna de Lautaro, IX región de la Araucanía. Tesis de grado, Universidad Católica de Temuco. Chile.
- Marino, D. y A. Ronco. 2005. Cypermethrin and chlorpyrifos concentration levels in surface water bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(4): 820-26.
- Marchese, M. y A.C. Paggi. 2004. Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del litoral fluvial argentino. *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino*. INSUGEO. Tucumán, Argentina, 217-223.
- Ongrey, E.D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje, 55, FAO.
- Pavé, P.J. y M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná, Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*, 15:183-197.
- Prat, N., B. Rios, R. Acosta y H.R. Fernández. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. & H.R. Fernández (ed.). 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología.

- 1°ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 631-654.
- Ramírez, A. 2010. Odonata. *Revista Biología Tropical*, 58 (Suppl. 4): 97-136.
- Reece, P. y J.S. Richardson. 2000. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. *In*: L.M. Dearling (ed): Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk, Kamloops, B.B. 2: 549-552.
- Rodrigues Capítulo, A., I. César, M. Tassara, A. Paggi y M. Remes Lemicov. 1997. Zoobentos. *En*: Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de La Plata (San Fernando-Magdalena). Consejo Permanente para el Monitoreo de la Calidad de las Aguas de la Franja Costera del Río de La Plata. Buenos Aires, Argentina. 131-137.
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista Sociedad Entomológica Argentina*, 58: 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra y C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biologist status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35:109-119.
- Roldán, G.A. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. XXIII, 88:375-387.
- Ronco, A., P. Carriquiriborde, G.S. Natale, M.L. Martín, H. Mugni y C. Bonetto. 2008. Integrated approach for the assessment of biotech soybean pesticides impact on low order stream ecosystems of the Pampasic Region *En*: Chen, J. y C. Guô. 2008. *Ecosystem Ecology Research Trends*, Nova Publishers, 209-239.
- Segnini, S. 2003. El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16(2): 45-63.
- Shannon, C.E. y W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press. Urbana. 125 pp.
- Staub, R., J.W. Appling, A.M. Hofstetter y J. Hass. 1970. The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience*, 20: 905-912.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales y C. De Hann. 2009. La larga sombra del ganado, problemas ambientales y opciones. FAO. 429 pp.
- Thiere, G. y R. Schulz. 2004. Runoff-related agricultural impact in relation to macroinvertebrate communities of the Lourens River, South Africa. *Water Research*, 38: 3092-3102.
- Valverde Legarda, N.L., O. Caicedo Quintero y N.J. Aguirre Ramírez. 2009. Análisis de calidad de agua de la quebrada La Ayurá con base en variables fisicoquímicas y macroinvertebrados acuáticos. *Producción más limpia*, vol. 1 (4): 44-60.
- Viglizzo, E.F., F.C. Frank y L. Carreño. 2006. Situación ambiental en las ecorregiones pampa y campos y malezales. *En*: Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Wilhm, J.F. y T.C. Dorris. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience*, 18: 447- 481.