

EL BENTOS Y SU FRACCIÓN DERIVANTE: COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA EN UN ARROYO REGULADO (ACHIRAS, CÓRDOBA)

C.N. BARROSO, M.D. BARBERO, A.M. OBERTO & C.M. GUALDONI

Departamento de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.

5800 Río Cuarto, Córdoba, Argentina. A. P. N. N° 3 X5804 BYA.

e-mail: aoberto@exa.unrc.edu.ar

ABSTRACT. Flow regulation modifies the physico-chemical conditions of the fluvial system and consequently its biota. The aim of this study was to analyze the composition and structure of benthic and drift, upstream and downstream of the Achiras dam before and after construction. Sampling of benthos (Surber nets, 0.09 m² and 300 µ) and drift (nets 1 m long, 300 µ and 0.0192 m²) were performed in high water and low water periods. The organisms were identified to the lowest possible taxonomic level and benthic Feeding Functional Groups were identified. Density, taxonomic richness, Shannon diversity and evenness for benthos and drift were calculated. Data were compared by three-way ANOVAs. The structure of both assemblages varied spatially and temporally. Benthic community showed a total of 110 taxa, corresponding to 8 phyla, while drift assemblage 55 taxa corresponding to 6 phyla. In both assemblages, the phylum Arthropoda was the most abundant. In the site below the dam and in the post- construction period, the benthos richness was greater, while drift evenness exhibited the highest value at the site below the dam during low water period. The filtering collectors and scrapers showed significant differences between year, site and hydrological period. The chironomids *Tanytarsus* sp. and *Rheotanytarsus* sp. were the most abundant among collectors while filtering *Camelobaetidium penai* and *Stenophysa* sp. among the scrapers. Data obtained in this study show that both data of benthic structure and its drifting fraction as the GFA data would indicate no significant changes attributable to dam effect. Longer studies would be required since in regulated systems most ecological changes happen more slowly than observed immediately.

Key words: Benthic community structure; drift; regulated stream; Functional feeding groups.

Palabras clave: Estructura de la comunidad bentónica; deriva; ríos regulados; grupos funcionales alimentarios.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas fluviales se encuentran sometidos a diversas perturbaciones antropogénicas que, en la mayoría de los casos, conducen al deterioro de la calidad ecológica. Una de las prácticas más difundidas es la regulación de cauces (Tszydel *et al.*, 2009). McCully (1996) señala que se han construido presas en aproximadamente dos tercios de los ríos y arroyos del mundo; cuya finalidad es controlar total o parcialmente los caudales para la producción de

energía hidroeléctrica, suministro de agua para actividades agrícolas, industriales y domésticas, o la atenuación de las crecidas (García de Jalón *et al.*, 2007).

La dinámica de los ríos regulados puede ser explicada mediante el concepto de Discontinuidad Serial, postulando que el efecto principal de los diques es la obstaculización de la continuidad del flujo (Ward y Stanford, 1983b). La instauración de presas modifica el caudal, las propiedades físicas y químicas del agua y en consecuencia las

comunidades lólicas (Ogbeibu y Oribhabor, 2002; Tszydel *et al.*, 2009). Los efectos serán de diferente magnitud e intensidad, dependiendo de las características de la cuenca, la escala, la posición en el río y tipo de obra de control como así también de las particularidades de la biota (García de Jalón *et al.*, 2007; Andrade y Machado-Allison, 2008). Ward y Stanford (1983a, b), señalan que tanto el flujo, el transporte de sedimentos, nutrientes y materia orgánica, como el régimen de temperatura y el movimiento de organismos resultarán afectados. Esto condiciona la distribución y disponibilidad de hábitats acuáticos, altera la persistencia, composición y estructura de comunidades bióticas nativas y el movimiento de organismos dentro y entre hábitats. Así, la fauna original de tramos regulados debe ajustarse a las nuevas condiciones ambientales de forma que, algunos taxones desaparecen o reducen su abundancia mientras que otros aumentan (Fruget, 1991; Dessaix *et al.*, 1995; Dolédec *et al.*, 1996).

La barrera generada por la presa propicia el desarrollo de tres zonas funcionalmente diferentes en el perfil longitudinal. La primera, aguas arriba de la zona de transición adyacente al embalse donde el río mantiene sus características de flujo libre. La segunda zona se ubica en el área contigua a la presa, aquí el río es reemplazado por un ambiente léntico completamente diferente, tanto en su estado trófico como en la disponibilidad de hábitats (Newcomb *et al.*, 2001; Rolauuffs *et al.*, 2001). En este tramo se produce una disminución del flujo y un aumento en la tasa de sedimentación de partículas de arena, limo y materia orgánica alóctona (Cortes *et al.*, 1998), colmando los espacios intersticiales del lecho. Esta zona tiende a transformarse en un hábitat más homogéneo (Anderson y Rosemond, 2007; De Castro y Melo, 2008; Tszydel *et al.*, 2009). Por último, aguas abajo, el río restablece su

velocidad de corriente, recuperando heterogeneidad y diversidad de sustrato (Cortes *et al.*, 1998; Rolauuffs *et al.*, 2001; Anderson y Rosemond, 2007).

Petts (1987) plantea que los ríos regulados atraviesan un estado de transición y reajuste, con cambios que ocurren a lo largo del tiempo. Los cambios de primer orden, implican los efectos abióticos respecto de la carga de sedimentos, el régimen del flujo, la calidad del agua y el plancton que tienen lugar en sincronía con el funcionamiento de la presa. En segundo orden, se encuentran los cambios relacionados con la estructura del hábitat y la productividad primaria, tales como la forma del canal, la composición del sustrato y las comunidades de macrófitas y perifiton. Estos son consecuencia de los impactos de primer orden y pueden prolongarse por numerosos años. Y los cambios de tercer orden se refieren a la sumatoria de los episodios de primer y segundo orden. Son impactos visibles a largo plazo y afectan a las poblaciones de invertebrados y peces.

Existen pocos datos sobre los efectos de la regulación por pequeñas o medianas presas (Sharma *et al.*, 2005; Ambers, 2007; Skalak *et al.*, 2009). La mayoría de los estudios se refieren a presas de gran capacidad de almacenamiento que se encuentran en la cuenca media de ríos templados (Ward y Stanford, 1979; Ward, 1982; Hart *et al.*, 2002). Los impactos ecológicos de presas de diferentes tamaños no pueden generalizarse debido a que las presas varían en magnitud y en volúmenes de almacenamiento (Principe, 2010).

En la región central de Argentina se han construido presas de diferente magnitud y con distintos propósitos. El sistema fluvial Achiras-del Gato (Sur de Córdoba) fue incluido en un proyecto de regulación hídrica y en él, recientemente se ha construido una presa de mediana envergadura. En este curso fluvial se han desarrollado diversos estu-

dios sobre la composición y estructura de la comunidad bentónica y su fracción derivante (Ffrench, 2011; Gualdoni y Oberto, 2012; Barbero *et al.*, 2013), los cuales son valiosos para efectuar comparaciones entre situaciones antes y después de la construcción de la presa. El objetivo del presente trabajo fue analizar el efecto ecológico de una presa de mediana envergadura en la composición y estructura de la comunidad bentónica y su fracción derivante de un arroyo del sur de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato ubicada en el Departamento Río Cuarto, al sudoeste de la Provincia de Córdoba (Fig. 1). Este curso fluvial nace al sur de las Sierras de Comechingones, a partir de la unión de los arroyos India Muerta y La Brava. Recibe el aporte de numerosos tributarios permanentes y temporarios, generando una densa red dendrítica, la cual drena un área aproximada de 750 km². Recorre más de 130 km en dirección sureste, y desemboca en los Bañados del Tigre Muerto (Caviglia, 2002; Degiovanni, 2005). El área estudiada se extiende entre los 33° 09' 24,44" y los 33° 11' 18,36" S, y los 64° 59' 04,29" y 64° 56' 52,70" O.

El clima es Mesotermal y varía de Subhúmedo a Húmedo, con una temperatura media anual de 16,5 °C y precipitación me-

dia anual de 940 mm. El arroyo Achiras es un sistema fluvial altamente dinámico, con una alternancia de períodos húmedos y secos, debido a que el 77% de las lluvias se concentra entre fines de primavera e inicio de otoño (Degiovanni *et al.*, 2005; Doffo *et al.*, 2005).

El estudio se llevó a cabo a escala de tramo en dos sitios. El sitio A, en el área serrana, ubicado aproximadamente a 1800 m río arriba de la presa con una elevación de 810 msnm y el sitio B, en una zona agrícola-ganadera, situado a 2000 m río abajo de dicha construcción y a 759 msnm. En cada sitio, se muestreó el hábitat fluvial de corredera, caracterizado por su baja profundidad, moderada velocidad de corriente y turbulencia superficial escasa.

Métodos de campo y laboratorio

Se colectaron tres muestras de macroinvertebrados bentónicos y tres de derivantes durante los años previos (2006 y 2007) y posteriores (2009 y 2010) a la construcción de la obra hidráulica, en los períodos hidrológicos aguas altas y bajas para cada año. Para el muestreo de bentos se utilizaron redes de Surber de 0,09 m² y 300 µ. Los individuos derivantes se colectaron con redes de deriva de 1 m, 300 µ y 0,0192 m² ubicadas simultáneamente en el arroyo durante 30 minutos (Barbero *et al.*, 2013). Las muestras colectadas fueron fijadas con formaldehído al 4%.

En cada situación de muestreo se registraron las variables hidráulicas del canal fluvial: ancho húmedo (m) con cinta métrica, profundidad (m) y velocidad de corriente (m/seg) con correntómetro Global Flow Probe FP101-FP202; y las variables físico-químicas: temperatura del agua (°C) con termómetro digital HANNA H198501; pH y conductividad (µS/cm) con sensores portátiles HANNA H198103 y H19803. También fueron colectadas muestras de agua

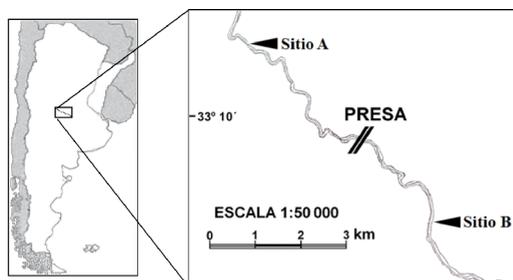


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo estudiados en el arroyo Achiras (Córdoba, Argentina).

para la determinación de: sólidos disueltos totales (SDT), bicarbonatos, sulfatos, cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, nitratos, fluoruros, dureza total y alcalinidad. Los análisis químicos fueron realizados por el Departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

Los organismos fueron contados e identificados bajo microscopio óptico y estereoscópico hasta el menor nivel taxonómico posible, según el conocimiento de fauna acuática argentina (Domínguez y Fernández, 2009). Los datos biológicos fueron expresados como densidad bentónica (ind/m^2) y densidad derivante (ind/m^3). Se determinaron 6 grupos funcionales alimentarios (GFA): colectores de depósito, colectores filtradores, depredadores, desmenuzadores, raspadores y generalistas según Merritt y Cummins (1996, 2006), Tomanova *et al.* (2006), Vallania y Corigliano (2007), Allan y Castillo (2007) y Principe *et al.* (2010).

Análisis de datos

Para caracterizar la comunidad bentónica y su fracción derivante se calcularon densidad, riqueza taxonómica, índice de diversidad Shannon y equidad (Magurran, 1988), estos dos últimos índices utilizando el software estadístico BioDiversity Professional (Mc Aleece *et al.*, 1997). Se consideró riqueza taxonómica en lugar de específica, debido a que no todas las identificaciones se realizaron hasta el nivel de especie (Malmquist, 2000).

Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) de tres vías para determinar su efecto sobre los atributos estructurales del bentos y la deriva, considerando los siguientes factores: año (2006, 2007, 2009 y 2010), sitio (A y B) y período hidrológico (aguas altas y aguas bajas). Los datos de abundancia y equidad bentónica fueron transformados mediante $\log_{10}(X+1)$ y X^2 , respectivamente, con el objetivo de cumplir

con los supuestos del ANOVA. Para el estudio de las variaciones en la abundancia de los GFA también se realizó ANOVA de tres vías y se transformaron en $\log_{10}(X+1)$, excepto los raspadores. Se consideró que hubo diferencias significativas cuando el valor p fue menor o igual a 0,05 y se analizaron de acuerdo a Steel y Torrie (1996). Luego se aplicó el test a posteriori SNK para realizar comparaciones. Los análisis de varianza se desarrollaron con INFostat Versión 2010 (Di Rienzo *et al.*, 2010).

Fue realizado un Análisis de Correspondencia (AC) para evidenciar la asociación de los GFA bentónicos con las diferentes situaciones de muestreo. Para ello los datos de abundancia fueron transformados a $\log_{10}(X+1)$. Se utilizó el programa estadístico CANOCO Versión 4.02 (ter Braak y Šmilauer, 1998; Leps y Šmilauer, 2003). Además, para analizar las diferencias entre los sitios y años estudiados en función de los GFA se realizó el Procedimiento de Permutación de Respuestas Múltiples (PPRM) utilizando el programa estadístico PC-ORD versión 5.0 (McCune y Mefford, 1999). Este método no paramétrico pone a prueba la hipótesis nula de que no hay diferencias entre dos o más grupos (McCune y Grace, 2002).

RESULTADOS

Las variables hidráulicas y físicas se presentan en la Tabla 1. Los valores medios de los parámetros hidráulicos variaron según los sitios y los años. Durante los años 2009 y 2010, en el sitio río abajo, la velocidad de corriente fue menor que en el sitio aguas arriba, mientras que el ancho húmedo fue mayor. Respecto de las variables físico-químicas registradas todos los valores fueron mayores en el sitio B para los años posteriores entre los que se destacan la conductividad, los SDT y los bicarbonatos. Los valores de las variables químicas indican que el agua es dulce y dura (Tabla 2).

Tabla 1. Valores promedio (\pm desvío estándar) de las variables hidráulicas y físicas registradas en los sitios A y B correspondientes a los años previos y posteriores a la construcción de la presa en el arroyo Achiras.

	Años previos a la construcción				Años posteriores a la construcción			
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B	
	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE
Velocidad de corriente (m/seg)	1,08	$\pm 0,81$	1,43	$\pm 1,86$	2,48	$\pm 2,48$	1,17	$\pm 0,39$
Profundidad (m)	0,15	$\pm 0,06$	0,17	$\pm 0,06$	0,14	$\pm 0,03$	0,17	$\pm 0,09$
Ancho húmedo (m)	3,47	$\pm 1,29$	6,08	$\pm 2,02$	3,30	$\pm 0,21$	5,30	$\pm 1,99$
Caudal (m ³ /seg)	0,35	$\pm 0,29$	2,27	$\pm 3,66$	0,94	$\pm 0,56$	0,98	$\pm 0,47$
Temperatura del agua (°C)	15,63	$\pm 6,14$	12,88	$\pm 2,53$	15,35	$\pm 4,45$	14,6	$\pm 1,94$

Tabla 2. Valores promedio (\pm desvío estándar) de las variables químicas registradas en los sitios A y B correspondientes a años previos y posteriores a la construcción de la presa en el arroyo Achiras. s/d= sin dato.

	Años previos a la construcción				Años posteriores a la construcción			
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B	
	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE
pH	8,30	$\pm 0,54$	8,41	$\pm 0,24$	8,29	$\pm 0,39$	7,92	$\pm 0,11$
Conductividad a 20°C (μ S/cm)	256,38	$\pm 145,30$	488,44	s/d	248,68	$\pm 37,25$	624,41	$\pm 92,93$
SDT (mg/l)	179,38	$\pm 4,71$	254,00	$\pm 40,41$	184,50	$\pm 30,75$	444,75	$\pm 82,27$
Bicarbonatos (mg/l)	105,00	$\pm 6,12$	161,25	$\pm 18,76$	120,63	$\pm 24,86$	286,25	$\pm 63,13$
Sulfatos (mg/l)	18,90	$\pm 6,38$	16,90	$\pm 6,81$	22,33	$\pm 8,15$	37,78	$\pm 7,37$
Cloruros (mg/l)	8,24	$\pm 0,72$	10,00	$\pm 1,62$	6,43	$\pm 1,45$	9,30	$\pm 1,40$
Sodio (mg/l)	11,60	$\pm 1,49$	21,25	$\pm 6,41$	11,60	$\pm 1,73$	62,68	$\pm 18,13$
Potasio (mg/l)	2,29	$\pm 0,25$	5,00	$\pm 0,69$	2,73	$\pm 0,74$	5,00	$\pm 0,24$
Calcio (mg/l)	26,50	$\pm 2,74$	31,60	$\pm 6,00$	26,40	$\pm 5,10$	51,00	$\pm 4,30$
Magnesio (mg/l)	4,99	$\pm 0,96$	6,60	$\pm 0,81$	6,45	$\pm 1,21$	9,58	$\pm 1,60$
Nitrato (mg/l)	1,70	$\pm 1,01$	0,75	$\pm 0,87$	4,40	$\pm 3,61$	8,25	$\pm 5,55$
Fluoruro (mg/l)	0,45	$\pm 0,12$	0,54	$\pm 0,07$	0,60	$\pm 0,14$	0,99	$\pm 0,24$
Dureza total (meq/l)	1,74	$\pm 0,13$	2,10	$\pm 0,35$	1,85	$\pm 0,21$	3,35	$\pm 0,33$

En el bentos se identificaron 110 taxa, correspondientes a 7 phyla (Cnidaria, Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda, Mollusca, Annelida y Arthropoda), mientras que en la fracción derivante 55 taxa representantes de 6 phyla (Cnidaria, Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda, Annelida y Arthropoda). En ambos ensambles, el phylum Arthropoda fue el más numeroso y con mayor riqueza. Insecta fue la que contribuyó con más taxones, abundancia y

diversidad. En bentos Ephemeroptera presentó el mayor número de individuos y en deriva dominó Diptera, el cual registró la mayor riqueza. Baetidae y Chironomidae fueron las familias más abundantes (Tabla 3). El listado taxonómico completo se encuentra disponible en el trabajo de Gualdoni y Oberto (2012).

Los resultados de los ANOVAs respecto de la estructura del bentos se presentan en la Tabla 4. La densidad varió significa-

Tabla 3. Listado de los taxa de macroinvertebrados bentónicas y derivantes con sus densidades totales. En negrita se indican los valores más altos de cada categoría taxonómica.

Taxa	Densidad bentónica (ind/m ²)	Densidad derivante (ind/m ²)
Phylum Cnidaria	2044,44	4,45
Phylum Platyhelminthes	3213,73	0,44
Phylum Nematoda	11440,15	2,54
Phylum Nemertea	2696,43	0,39
Phylum Mollusca	15518,39	–
Phylum Annelida	83587,31	172,68
Phylum Arthropoda	1015219,83	840,26
Clase Arachnida	42836,89	70,81
Clase Malacostraca	2664,90	–
Clase Insecta	969718,04	769,45
Orden Ephemeroptera	579895,93	168,72
Familia Baetidae	314640,85	126,74
Familia Caenidae	77748,92	23,46
Familia Leptohiphidae	187506,15	18,52
Orden Odonata	8322,86	0,41
Orden Trichoptera	10115,16	46,86
Orden Coleoptera	21301,58	9,30
Orden Diptera	350082,50	532,88
Familia Simuliidae	17853,34	191,84
Familia Ceratopogonidae	1057,14	1,30
Familia Chironomidae	328493,32	336,36
Familia Empididae	2372,22	2,18
Familia Ephydriidae	306,48	–

tivamente entre los sitios mientras que la riqueza taxonómica, diversidad y equidad evidenciaron diferencias significativas entre sitios en función de los años. Según la Fig. 2, la abundancia disminuyó en el sitio B, el número de taxones registrados en los años previos a la construcción fue mayor en el sitio A, mientras que en los años posteriores a la construcción, sólo en el año 2009 fue mayor en el sitio B. La diversidad y equidad, en los años 2006 y 2009 fueron mayores en el sitio B, en tanto que en el año 2007 en el sitio A. Sin embargo en el sitio B durante el año 2010 se observaron los menores valores de diversidad.

Los valores correspondientes a los ANOVAs de la deriva se muestran en la Tabla 5. La densidad no mostró diferencias significativas para ninguno de los factores analizados en tanto que la riqueza taxonómica varió significativamente para año, sitio y período hidrológico. La diversidad exhibió diferencias significativas en los sitios de acuerdo a los años y la equidad varió significativamente en los sitios respecto de los períodos hidrológicos. En la Fig. 3, se observa que el número total de taxones registrados fue mayor durante los años 2006 y 2007, en el sitio A y durante aguas altas. Los valores de diversidad más elevados se registraron

Tabla 4. Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de año, sitio y período hidrológico sobre las variables estructurales de la comunidad bentónica en el arroyo Achiras.

Fuente de variación	gl	F	p	Fuente de variación	gl	F	p
Densidad bentónica				Diversidad			
Año	3	0,59	0,6289	Año	3	5,74	0,0029
Sitio	1	13,66	0,0008	Sitio	1	0,52	0,4744
Período hidrológico	1	1,23	0,2748	Período hidrológico	1	7,04	0,0123
Año * Sitio	3	1,36	0,2728	Año * Sitio	3	6,12	0,0021
Año * Período hidrológico	3	2,12	0,1170	Año * Período hidrológico	3	0,19	0,9029
Sitio * Período hidrológico	1	0,04	0,8523	Sitio * Período hidrológico	1	0,16	0,6903
Año * Sitio * Período hidrológico	3	0,97	0,4186	Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,90	0,1495
Riqueza taxonómica				Equidad			
Año	3	21,37	<0,0001	Año	3	6,84	0,0011
Sitio	1	16,39	0,0003	Sitio	1	2,23	0,1452
Período hidrológico	1	5,35	0,0273	Período hidrológico	1	5,06	0,0315
Año * Sitio	3	7,12	0,0009	Año * Sitio	3	6,32	0,0017
Año * Período hidrológico	3	2,63	0,0673	Año * Período hidrológico	3	0,68	0,5714
Sitio * Período hidrológico	1	3,30	0,0785	Sitio * Período hidrológico	1	0,11	0,7450
Año * Sitio * Período hidrológico	3	0,20	0,8986	Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,91	0,1470

F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los p significativos ($p < 0,05$) se indican en negrita.

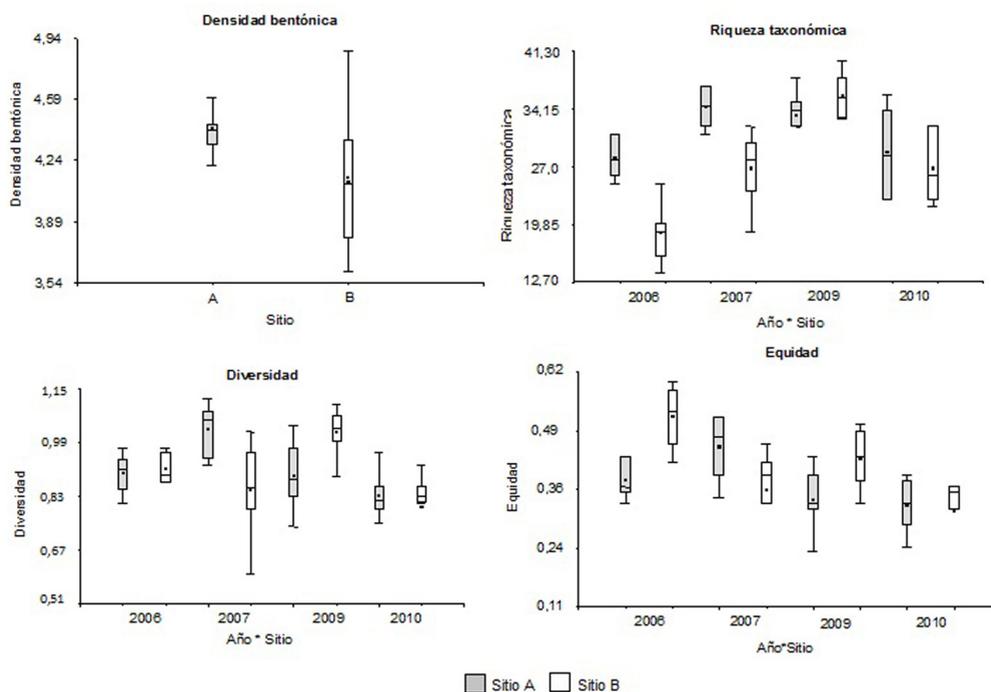


Figura 2. Diagramas de caja que muestran la variación de los atributos estructurales del bentos en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.

Tabla 5. Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de año, sitio y período hidrológico sobre las variables estructurales del ensamble derivante en el arroyo Achiras.

Fuente de variación	gl	F	p	Fuente de variación	gl	F	p
Densidad derivante				Diversidad			
Año	3	1	0,406	Año	3	30,7	<0,001
Sitio	1	1	0,325	Sitio	1	14,01	0,001
Período hidrológico	1	1,01	0,323	Período hidrológico	1	4,24	0,048
Año * Sitio	3	1	0,406	Año * Sitio	3	6,14	0,002
Año * Período hidrológico	3	1	0,407	Año * Período hidrológico	3	0,87	0,468
Sitio * Período hidrológico	1	1	0,324	Sitio * Período hidrológico	1	1,29	0,264
Año * Sitio * Período hidrológico	3	1	0,404	Año * Sitio * Período hidrológico	3	0,48	0,701
Riqueza taxonómica				Equidad			
Año	3	45,78	<0,001	Año	3	2,23	0,104
Sitio	1	10,31	0,003	Sitio	1	0,38	0,541
Período hidrológico	1	18,8	0,001	Período hidrológico	1	10,54	0,003
Año * Sitio	3	1,08	0,370	Año * Sitio	3	2,14	0,114
Año * Período hidrológico	3	1,84	0,160	Año * Período hidrológico	3	2,79	0,056
Sitio * Período hidrológico	1	3,08	0,089	Sitio * Período hidrológico	1	12,63	0,001
Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,32	0,285	Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,29	0,293

F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los p significativos (p<0,05) se indican en negrita.

durante el año 2006, previo a la construcción de la presa en el sitio aguas arriba, y el menor se observó en el año 2010 en el sitio B. Y la mayor equidad se registró en el sitio B durante aguas bajas.

Analizando la abundancia de los GFA, los colectores de depósito fueron los más numerosos (Tabla 6). La abundancia de los colectores de depósito varió significativamente entre sitios, registrándose el mayor valor en el sitio A. En este grupo, *Americabaetis* sp. y *Leptohyphes* sp. fueron los más abundantes con densidades máximas de

Tabla 6. Densidades totales de los GFA.

Grupo funcional alimentario	Densidad (ind/m ²)
Colectores de depósito	841491,90
Colectores filtradores	145618,00
Depredadores	112574,16
Desmenuzadores	4044,26
Raspadores	18245,32
Generalistas	11746,63

241.781,72 y 112.392,90 ind/m², respectivamente. Los colectores filtradores y raspadores mostraron diferencias significativas para el efecto conjunto año, sitio y período hidrológico. Las abundancias de los filtradores fueron mayores en el sitio A durante los años previos (en estiaje de 2006 y en aguas altas de 2007). Respecto de los años posteriores a la construcción se observó que en 2009 la abundancia fue mayor en sitio B en aguas altas y en sitio A en aguas bajas, mientras que en 2010 fue mayor en sitio A durante aguas altas y en B durante aguas bajas. Los colectores filtradores más abundantes fueron los quironómidos *Tanytarsus* sp. y *Rheotanytarsus* sp., cuyos valores más altos fueron 93.823,15 y 18.139,48 ind/m², respectivamente. Las abundancias de los raspadores fueron mayores en el sitio A durante aguas altas en los años previos a la construcción, mientras que en los años posteriores a la construcción se observó que

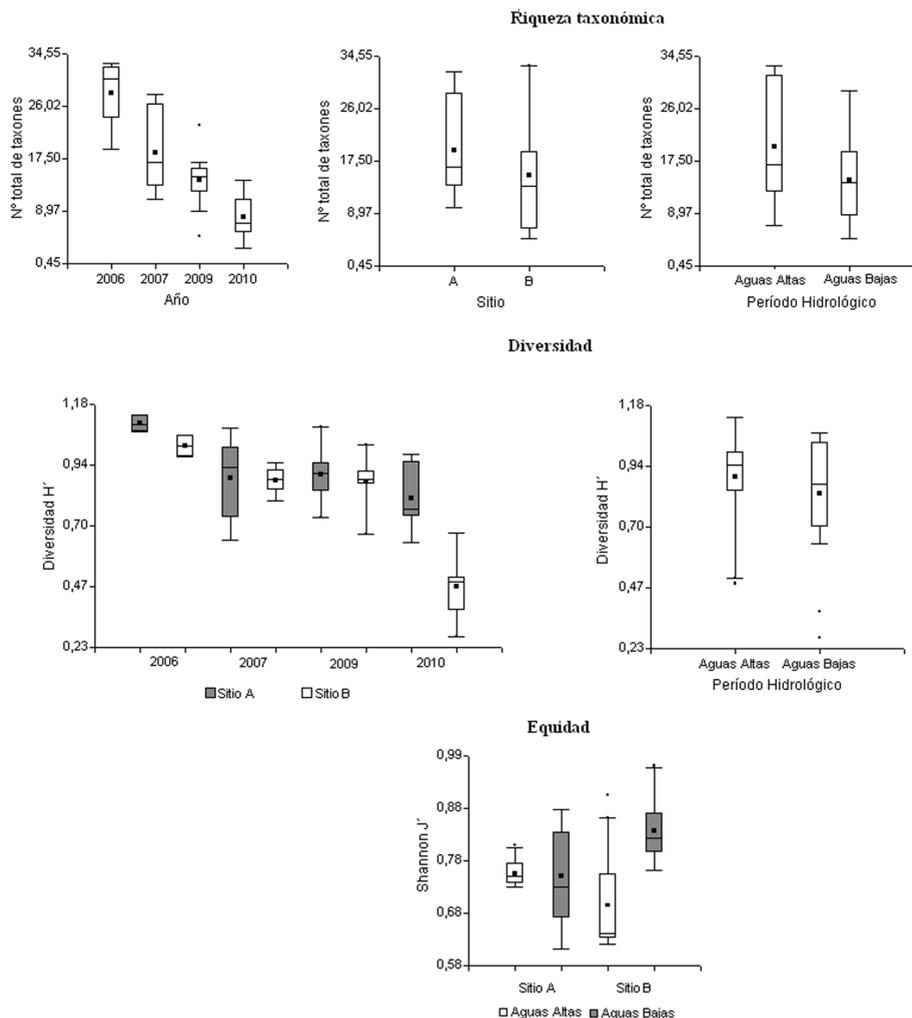


Figura 3. Diagramas de caja que muestran la variación de los atributos estructurales del ensamble derivante en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.

en 2009 la mayor abundancia correspondió al sitio B y en el 2010 para el sitio A, ambos en aguas altas. Los dominantes fueron *Camelobaetidius penai* y *Stenophysa* sp., los cuales mostraron densidades máximas de 5.834,39 y 2.611,11 ind/m², respectivamente. Los depredadores variaron significativamente en el sitio según el período hidrológico, durante el período de aguas altas la abundancia fue mayor en sitio B y en aguas bajas en sitio A. Los más numerosos fueron Acariformes y *Thienemannimyia*

sp., los cuales registraron valores máximos de 42.836,89 y 27.739,13 ind/m². Los desmenuzadores y generalistas no presentaron valores *p* significativos (Tabla 7 y Fig. 4).

En el AC de los GFA los ejes 1 y 2 presentaron autovalores de 0,087 y 0,050, respectivamente, y ambos explicaron el 83,8% de la varianza acumulada (Tabla 8). El primer eje separó las muestras principalmente en relación a los sitios, aguas arriba y aguas abajo de la presa, mientras que el segundo eje mostró una diferenciación en función

Tabla 7. Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de año, sitio y período hidrológico sobre la abundancia de los GFA en el arroyo Achiras.

Fuente de variación	gl	F	p	Fuente de variación	gl	F	p
Colector de depósito				Colector filtrador			
Año	3	1,77	0,1729	Año	3	1,77	0,1733
Sitio	1	11,88	0,0016	Sitio	1	17,94	0,0002
Período hidrológico	1	2,64	0,1141	Período hidrológico	1	12,76	0,0011
Año * Sitio	3	0,52	0,6708	Año * Sitio	3	5,96	0,0024
Año * Período hidrológico	3	1,98	0,1361	Año * Período hidrológico	3	6,06	0,0022
Sitio * Período hidrológico	1	0,54	0,4698	Sitio * Período hidrológico	1	0,01	0,9425
Año * Sitio * Período hidrológico	3	0,39	0,7614	Año * Sitio * Período hidrológico	3	6,65	0,0013
Depredador				Raspador			
Año	3	6,19	0,0019	Año	3	3,10	0,0406
Sitio	1	2,58	0,1177	Sitio	1	8,50	0,0064
Período hidrológico	1	0,51	0,4803	Período hidrológico	1	9,40	0,0044
Año * Sitio	3	1,07	0,3754	Año * Sitio	3	4,03	0,0154
Año * Período hidrológico	3	0,17	0,9163	Año * Período hidrológico	3	2,35	0,0909
Sitio * Período hidrológico	1	15,94	0,0004	Sitio * Período hidrológico	1	6,53	0,0156
Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,21	0,3202	Año * Sitio * Período hidrológico	3	3,77	0,0201

F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los p significativos ($p \leq 0,05$) se indican en negrita.

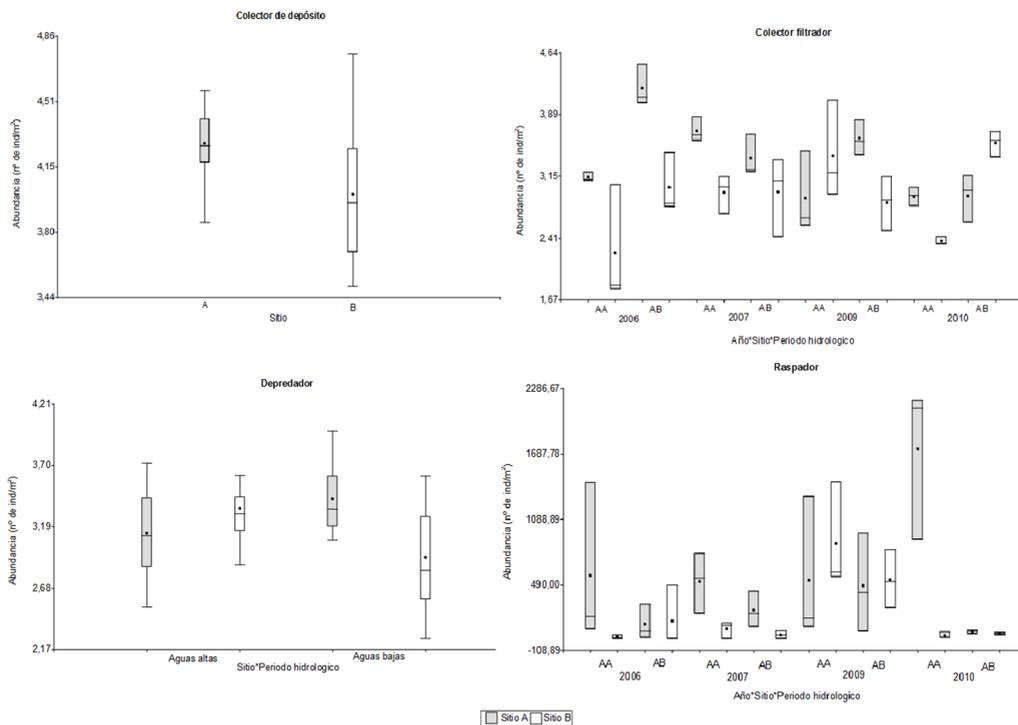


Figura 4. Diagramas de caja de la abundancia de GFA en el arroyo Achiras. Aguas altas (AA) y aguas bajas (AB). El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. El color gris indica sitio A y el color blanco el sitio B.

Tabla 8. Resultados de la ordenación mediante AC de los GFA presentes en el arroyo Achiras.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	Inercia total
Autovalores	0,087	0,050	0,022	0,003	0,163
Porcentaje de varianza acumulada en los datos de los GFA	53,1	83,8	97,0	99,1	

de los años previos y posteriores a la construcción (Fig. 5). El resultado del PPRM concuerda con lo obtenido por el AC ya que indicó que los GFA son significativamente distintos entre los sitios A y B ($p=0,0006$) y entre los años 2006-2007 y 2009-2010 ($p=0,007$). A partir de dicha ordenación se evidenció una asociación de los filtradores y depredadores con muestras colectadas durante los años anteriores a la construcción

en el sitio A en aguas bajas. Los colectores de depósito y raspadores también se relacionaron con muestras del sitio A, pero pertenecientes a los años posteriores. Por otra parte, los generalistas y desmenuzadores se vincularon con las muestras del sitio B, los primeros con las muestras de los años previos y los segundos con las correspondientes a los años posteriores a la construcción de la presa.

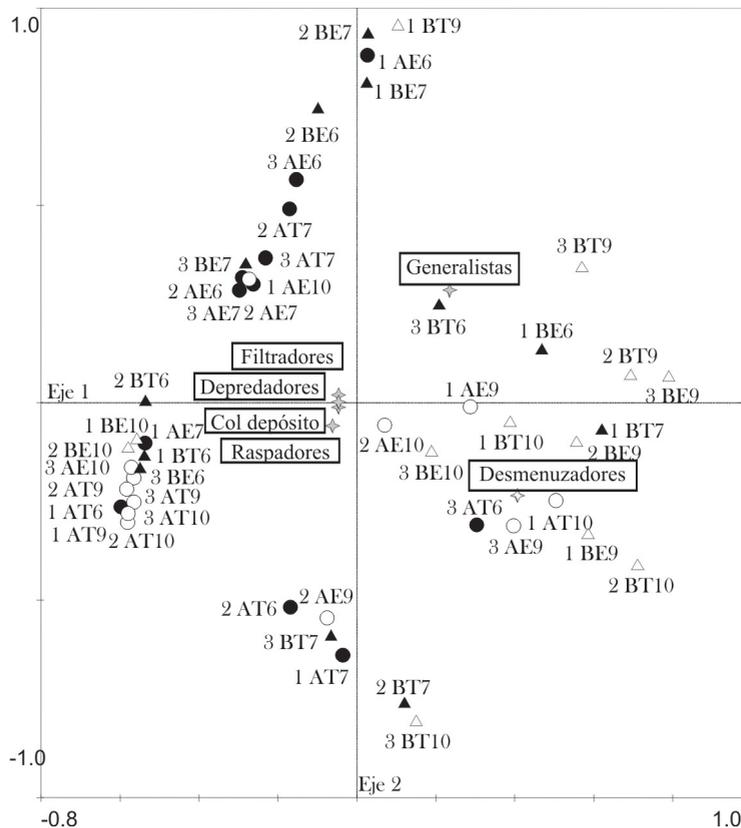


Figura 5. Ordenación mediante AC de los GFA y las 48 muestras bentónicas tomadas en el arroyo Achiras. Se observan los años 2006 y 2007 (símbolos negros, 6 y 7) y 2009 y 2010 (símbolos blancos, 9 y 10); el sitio A (círculos, A) y sitio B (triángulos, B); y el período hidrológico de aguas altas (T) y aguas bajas (E).

DISCUSIÓN

En la comunidad bentónica y en la fracción derivante del arroyo Achiras los taxones dominantes y de mayor riqueza fueron Ephemeroptera y Diptera en concordancia con Gualdoni y Oberto (2012). En otros cursos fluviales del sur de la provincia de Córdoba se han hallado resultados similares para tramos de ríton de ríos serranos (Gualdoni, 1997; Gualdoni y Oberto, 1998; Gualdoni y Corigliano, 2002; Corigliano *et al.*, 2004; Gualdoni *et al.*, 2011). La dominancia de efémeras en el arroyo Achiras, confirmaría la buena calidad del agua coincidente además con los valores de las variables químicas.

Para evaluar los cambios ecológicos causados por la regulación, resulta de gran importancia el conocimiento de la biota de los sistemas fluviales que todavía no han sido alterados, ya que esta información es la base para los estudios comparativos entre los años previos y posteriores a la construcción de presas (Armitage, 2006; Gualdoni y Oberto, 2012). Sin embargo, es escasa la bibliografía referida a los cambios que son producidos en el tiempo por una presa. En la mayoría de los estudios ecológicos referidos a los efectos de la regulación, no se dispone de información correspondiente a los años previos a la construcción de la presa. Frente a esta carencia se comparan ríos regulados con otros cursos no regulados de similares características (Munn y Brusven, 1991; Torralva *et al.*, 1996; Brandimarte *et al.*, 2005; Armitage, 2006; Principe, 2010) o tramos aguas abajo de la presa con otros localizados aguas arriba (Ogbeibu y Orihabor, 2002; Jesus *et al.*, 2004; Sharma *et al.*, 2005; Oscoz *et al.*, 2006; Bredenhand y Samways, 2009; Tonkin y Death, 2013).

En este estudio se observó una disminución en las densidades de los macroinvertebrados bentónicos aguas abajo de la presa, lo que podría atribuirse a las diferencias

paisajísticas y uso de la tierra de los dos sitios de muestreo. El sitio A se corresponde a un área serrana con características prístinas mientras que el sitio B a una zona agrícola-ganadera (Gualdoni y Oberto, 2012). Por lo tanto, esta disminución no podría ser explicada por la presencia de la presa, ya que no hubo diferencias significativas entre los años previos y posteriores a la construcción. Respecto a deriva no se observaron diferencias significativas para el factor densidad.

Los resultados de la riqueza taxonómica del bentos señalaron que la misma fue menor durante el año 2010 en el sitio B. Los antecedentes referidos a regulación por grandes represas, indican una reducción de la riqueza aguas abajo, debido a la eliminación de especies sensibles que responden a cambios ecológicos en el hábitat (Ward, 1992; Jesus *et al.*, 2004; Allan y Castillo, 2007). También se ha observado que la disminución de la variabilidad estacional del caudal natural (Poff *et al.*, 2007), de la temperatura del agua y la homogeneización del sustrato aguas abajo de las presas (Ward y Stanford 1979; Ward, 1984) conducen a una disminución de la riqueza. Si bien el presente estudio corresponde a la regulación de un curso fluvial por una presa de mediana envergadura, los resultados obtenidos coinciden con lo esperado y señalado para estudios referidos al funcionamiento de grandes represas. Sin embargo, en el año 2009 la mayor riqueza observada en el sitio aguas abajo, se podría atribuir a una mayor acumulación de materia orgánica sobre el sustrato asociada a una menor velocidad de corriente. Estas condiciones propiciarían el establecimiento de mayor número de taxones en las primeras etapas de ajuste de la comunidad bentónica en estado de transición. Resultados similares fueron encontrados por otros autores quienes investigaron el efecto de la regulación en la región Neotropical (Brandimarte *et al.*, 2005). En

cuanto al ensamble derivante, la riqueza taxonómica exhibió patrones similares al bentos, es decir que disminuyó en el sitio B en los años posteriores a la construcción. Por lo tanto, en coincidencia con otros autores (Corigliano *et al.*, 1998; Svendsen *et al.*, 2004), la información que brindan los estudios ecológicos del bentos fluvial son complementados por los que aportan los de deriva.

Los menores valores de diversidad observados en el sitio B durante el año 2010, tanto en bentos como en deriva, podrían ser explicados por la homogeneización del sustrato debido a un aumento en la cantidad de sedimentos. Esto produce una disminución en la disponibilidad de los hábitats para la fauna de macroinvertebrados (Torralva *et al.*, 1996; De Castro y Melo, 2008). En el arroyo Achiras, la mayor equidad bentónica en el sitio río abajo (año 2009) coincide con lo postulado por Armitage (1978) y Armitage y Blackburn (1990), quienes señalan que en ríos regulados por grandes presas las condiciones del hábitat determinadas por las fluctuaciones del flujo se vuelven más estables, y esto resulta en condiciones ambientales adecuadas para pocos taxones que alcanzarían altas densidades. Si bien la presa es de mediana envergadura, los resultados coinciden con los autores citados. Respecto de la fracción derivante, la equidad reflejó la misma situación que el bentos, fue mayor en el sitio río abajo durante el estiaje.

Respecto de los GFA en el arroyo Achiras, el dominante fue colectores de depósito seguido por colectores filtradores y depredadores. Las abundancias de los colectores de depósito se diferenciaron significativamente entre sitios, siendo menor en el sitio aguas abajo de la presa. Resultados similares fueron presentados por Vallania y Corigliano (2007), quienes señalaron que no hubo diferencias en la abundancia de colectores de depósito entre las etapas pre y post

construcción sino que su abundancia varió entre sitios. Esta situación estaría relacionada con las diferencias naturales y con el uso del suelo entre los sitios muestreados. Por lo tanto, los resultados obtenidos en el presente estudio no reflejarían los efectos de la regulación.

Respecto del período posterior a la construcción, la mayor abundancia de los colectores filtradores se registró en el sitio B durante el año 2010 en aguas bajas. En otros estudios realizados en ríos regulados de Córdoba y San Luis (Corigliano, 1994; Vallania y Corigliano, 2006), también determinaron diferencias entre los sitios, ya que este grupo funcional aumentó en tramos posteriores al embalse. Esto podría deberse a la descarga de partículas orgánicas finas y algas planctónicas, principal recurso alimenticio de los colectores filtradores (Stanford y Ward, 1981; Ward y Stanford, 1995). En un río regulado se altera el transporte de las partículas ocasionando una distribución diferente del sustrato y de la materia orgánica (Hart y Finelli, 1999). Aguas abajo predomina el transporte de detritus particulado fino (Vallania y Corigliano, 2007). En coincidencia con estos autores, la mayor abundancia de los filtradores en el río Achiras, podría deberse tanto a las disminuciones en los valores de velocidad de corriente registrados en el sitio aguas abajo de la presa como al mayor suministro de partículas orgánicas finas.

El grupo de los raspadores exhibió el mayor número de individuos en el sitio A para el año 2010 durante aguas altas. Vallania y Corigliano (2007), determinaron en un curso fluvial de San Luis que las densidades de raspadores aumentaron en el sitio regulado. En el arroyo Achiras, los resultados obtenidos para este grupo funcional no estuvieron en concordancia con los resultados atribuidos al represamiento señalados por los citados autores.

El represamiento produce importantes cambios aguas abajo de la presa que se evidencian muchos años después de su construcción (Ward y Stanford, 1979). Los efectos de las presas en un curso fluvial dependen del tamaño, propósito para el cual fueron construidas, período de tiempo desde que comenzó la regulación, y distancia a la que se encuentran los sitios estudiados respecto de la obra hidráulica. Los conocimientos sobre estos efectos ecológicos son abundantes, pero la mayoría se refieren a grandes presas (Armitage, 1978; García de Jalón *et al.*, 1994; Adler, 2006; Dölling, 2010). Las consecuencias que producen las grandes represas son muy diferentes comparadas con las ocasionadas por las de pequeña o mediana envergadura, ya que éstas solo afectan de manera moderada (Principe, 2010). El tiempo transcurrido a partir de la instauración de la presa es otro de los factores importantes de la regulación de los ríos, hay pocos cambios inmediatos ya que la mayoría ocurren más lentamente (Vallania y Corigliano, 2007). El modelo de Petts (1987) plantea que estos sistemas atraviesan etapas de transición y de reajuste durante las cuales los cambios físicos y biológicos serán estados temporales. Son necesarios períodos más prolongados en el tiempo para evaluar los cambios entre un estado de equilibrio natural y otro nuevo ajustado a las condiciones de regulación. Además, la regulación no sólo afecta a los tramos fluviales situados inmediatamente al pie de la presa sino también a tramos más distantes de la barrera. Es por esto que, se deberían planificar estudios con más estaciones aguas arriba y aguas abajo del embalse para evaluar el alcance y la duración de los cambios ecológicos en el sistema fluvial.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a los subsidios de la Secretaría de Ciencia

y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Agradecemos a la profesora Graciela Raffaini, a las Dras. Romina E. Principe y Maricel Boccolini por su contribución en el desarrollo de la lista de especies y a los Licenciados, Patricio Ffrench, Javier Márquez y Juan Pablo Zannotto por su colaboración en los trabajos de campo y laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Adler, F.J. 2006. Los Embalses y los Recursos Hídricos Superficiales. CET. Revista de la Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología de la Universidad Nacional de Tucumán, 27: 12 pp.
- Allan, J.D. y M.M. Castillo. 2007. Stream ecology: Structure and function of running waters. Springer, Dordrecht, 436 pp.
- Ambers, R.K.R. 2007. Effects of a small, century-old dam on a second order stream in the Virginia Piedmont. *Southeastern Geographer*, 47: 181-201.
- Anderson, C.B. y A.D. Rosemond. 2007. Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia*, 154: 141-153.
- Andrade, J. y A. Machado-Allison. 2008. Impacto del control de los ríos. *Boletín Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales*, 69: 31-50.
- Armitage, P.D. 1978. Downstream changes in the composition, numbers and biomass of bottom fauna in tees below Cow Green reservoir and in the unregulated tributary Maize Beck, in the first five years after impoundment. *Hydrobiologia*, 58:145-156.
- Armitage, P.D. 2006. Long-term faunal changes in a regulated and an unregulated stream Cow Green thirty years on. *River Research and Applications*, 22: 947-966.

- Armitage, P.D. y J.H. Blackburn. 1990. Environmental stability and communities of Chironomidae (Diptera) in a regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5: 319-328.
- Barbero, M.D., A.M. Oberto y C.M. Gualdoni. 2013. Spatial and temporal patterns of macroinvertebrates in drift and on substrate of a mountain stream (Córdoba, Central Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25: 375-386.
- Brandimarte, A.L., M. Anaya y G.Y. Shimizu. 2005. Downstream impact of Mogi-Guaçu River damming on the benthic invertebrates (São Paulo State, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17: 27-36.
- Bredenhand, E. y M.J. Samways. 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation*, 13: 297-307.
- Caviglia, M.L. 2002. Hidrología ambiental: Relación entre geología-calidad del agua superficial/subterránea y grado de antropización de la cuenca del arroyo Achiras-del Gato, Provincia de Córdoba, Argentina. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. 139 pp.
- Corigliano, M.C. 1994. El efecto de los embalses sobre la fauna planctónica y bentónica del río Ctalamochita (Tercero), (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 14: 23-38.
- Corigliano, M.C., C.M. Gualdoni, A.M. Oberto y G.B. Raffaini. 1998. Atributos estructurales de la deriva de invertebrados en el río Chocancharava, Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 8: 5-12.
- Corigliano, M.C., C.M. Gualdoni y B. Bosch. 2004. Atributos estructurales de ensambles de macroinvertebrados en arroyos de la Pedanía San Bartolomé (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 24: 57-69.
- Cortes, R.M.V., M.T. Ferreira, S. Varandas y F. Godinho. 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389: 51-61.
- De Castro, M. y A.S. Melo. 2008. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, 610: 321-329.
- Degiovanni, S. 2005. Análisis de problemas geoambientales vinculados a los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato. Características climáticas, geológico-geomorfológicas y de ocupación territorial. En: Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera y M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba: 181-189.
- Degiovanni, S., M. Blarasin y L. Caviglia. 2005. Análisis de problemas geoambientales vinculados a los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato. Análisis de la dinámica, composición química e interrelaciones entre el agua superficial y subterránea. En: Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera y M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba: 191-201.
- Dessaix, J., J.F. Fruget, J.M. Olivier y J.L. Beffy. 1995. Changes of the macroinvertebrate communities in the

- dammed and by-passed sections of the french upper Rhône after regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 265-279.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo. 2010. InfoStat, software estadístico, versión 2010. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Córdoba.
- Doffo, N., S. Degiovanni y D. Origlia. 2005. Análisis de las causas y procesos involucrados en el deterioro de las obras hidráulicas situadas en la cuenca media de los arroyos del Gato y Las Lajas, Córdoba. En: Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera y M. Villegas (Eds.) Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba*: 223-233.
- Dolédec, S., J. Dessaix y H. Tachet. 1996. Changes within the Upper Rhône River macrobenthic communities after the completion of three hydroelectric schemes: anthropogenic effects or natural change? *Hydrobiologia*, 136: 19-40.
- Dölling, O.R. 2010. Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios. Buenos Aires, 90 pp.
- Domínguez, E. y H.R. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, 656 pp.
- Duffrench, P.W. 2011. Relaciones longitud corporal-biomasa en el bentos de un arroyo serrano. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. 75 pp.
- Fruget, J.F. 1991. The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower Rhône, France. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6: 241-255.
- García de Jalón, D., P. Sanchez, y J.A. Camargo. 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9: 253-261.
- García de Jalón, D., R. Sánchez Navarro y J. Serrano. 2007. Alteración de los regímenes de caudales de los ríos. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, 66 pp.
- Gualdoni, C.M. 1997. Caracterización de las comunidades bentónicas y su fracción derivante en la cuenca del río Chocancharava (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 17: 37-47.
- Gualdoni, C.M. y A.M. Oberto. 1998. Biological quality assessment in lotic environments of río Carcarañá (Córdoba, Argentina). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 1219-1222.
- Gualdoni, C.M. y A.M. Oberto. 2012. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. *Iheringia*, 102: 177-186.
- Gualdoni, C.M. y M.C. Corigliano. 2002. Distribución del bentos y la deriva de macroinvertebrados en tramos fluviales con diferentes condiciones de estrés ambiental. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14: 1-13.
- 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.

- Hart, D.D. y C.M. Finelli. 1999. Physical-Biological Coupling in Streams: The Pervasive Effect of Flow on Benthic Organisms. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 363-395.
- Hart, D.D., T.E. Johnson, K.L. Bushaw-Newton, R.J. Horwitz, A.T. Bednarek, D.F. Charles, D.A. Kreeger y D.J. Velinsky. 2002. Dam removal: Challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *BioScience*, 52: 669-681.
- Jesus, T., N. Formigo, P. Santos y G.R. Tavares. 2004. Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of the benthic macroinvertebrate communities of the Ardena river. *Limnetica*, 23: 241-256.
- Leps, J. y P. Šmilauer. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, 269 pp.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Malmquist, H.L., T. Antonsson, G. Gudbergsson, S. Skulason y S.S. Snorrason. 2000. Biodiversity of macroinvertebrates on rocky substrate in the surf zone of Iceland lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 27: 121-127.
- McAleece, N., P.J.D. Lambshead, G.L.J. Paterson y J.D. Gage. 1997. *BioDiversity Professional versión 2*. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. London.
- McCully, P. 1996. *Silenced Rivers. The Ecology and Politics of Large Dams*. Zed Books, London, 359 pp.
- McCune, B. y M.J. Mefford. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 5.0*. MjM Software, Gleneden Beach.
- McCune, B. y J.B. Grace. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software, Oregon.
- Merrit, R.W. y K.W. Cummins. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3° Edition. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, USA, 862 pp.
- Merrit, R.W. y K.W. Cummins. 2006. Trophic relationship of macroinvertebrates. En: Hauer, F.R. y G.A. Lamberti (Eds.) *Methods in Stream Ecology*. 2° Edition, Academic Press, San Diego: 585-601.
- Munn, M.D. y M.A. Brusven. 1991. Benthic macroinvertebrate communities in non regulated and regulated waters of the Clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6: 1-11.
- Newcomb, T.J., K.M., Hanna y M.R. Anderson. 2001. Macroinvertebrate forage in the smith river tailwater: feast or famine? *Proc. Annu. Conf. Southeast. Association of Fish & Wildlife Agencies*, 55: 116-125.
- Ogbeibu, A.E. y B.J. Oribhabor. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, 36: 2427-2436.
- Oscoz, J., F. Campos y M.C. Escala. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25: 683-692.
- Petts, G.E. 1987. Time-scales for ecological change in regulated rivers. En: J. F. Craig y J. B. Kemper (Eds.) *Regulated Streams. Advances in Ecology*. Plenum, New York, 257-266.
- Poff, N.L., J.D. Olden, D. Merritt y D. Pepin. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 104: 5732-5737.

- Principe, R.E. 2010. Ecological effects of small dams on benthic macroinvertebrate communities of mountain streams (Córdoba, Argentina). *Annales de Limnologie International Journal of Limnology*, 46: 77-91.
- Principe, R.E., C.M. Gualdoni, A.M. Oberto, G.B. Raffaini y M.C. Corigliano. 2010. Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 20: 257-268.
- Rolauffs, P., D. Hering y S. Lohse. 2001. Composition, invertebrate community and productivity of a beaver dam in comparison to other stream habitat types. *Hydrobiologia*, 459: 201-212.
- Sharma, C.M., S. Sharma, R. Borgstrom y I. Bryceson. 2005. Impacts of a small dam on macroinvertebrates: A case study in the Tinau River, Nepal. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8: 267-275.
- Skalak, K., J. Pizzuto y D.D. Hart. 2009. Influence of small dams on downstream channel characteristics in Pennsylvania and Maryland: implications for the long-term geomorphic effects of dam removal. *Journal of the American Water Resources Association*, 45: 97-109.
- Stanford, J.A. y J.V. Ward. 1981. Preliminary interpretation of the distribution of Hydropsychidae in a regulated stream. En: Moretti, G.P. (Ed.) *Proc. 3rd. Int. Symp. on Trichoptera. Serie Entomologica*.
- Steel, R.G.D. y J.H. Torrie. 1996. *Bioestadística: principios y procedimientos*. McGraw-Hill, Mexico D.F., 622 pp.
- Svendsen, C.R., T. Quinn y D. Kolbe. 2004. Review of macroinvertebrate drift in lotic ecosystems. Wildlife Research Program, Environmental and Safety Division, Seattle, 92 pp.
- ter Braak, C.J.F. y P. Šmilauer. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (versión 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, 352 pp.
- Tomanova, S., E. Goitia y J. Helesic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556: 251-264.
- Tonkin, J.D. y R.G. Death. 2013. Macroinvertebrate drift-benthos trends in a regulated river. *Fundamental and Applied Limnology*, 182: 231-245.
- Torralva, M.M., F.J. Oliva, N.A. Ubero-Pascal, J. Malo y M.A. Puig. 1996. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el Río Segura (S.E. España). *Limnética*, 11: 49-56.
- Tszydel, M., M. Grzybkowska y A. Kruk. 2009. Influence of a dam removal in trichopteran assemblages in the lowland Drzewicza River, Poland. *Hydrobiologia*, 630: 75-79.
- Vallania, A.E. y M.C. Corigliano. 2007. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the Grande River (San Luis, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 124: 201-209.
- Ward, J.V. 1982. Ecological aspects of stream regulation: responses in downstream lotic reaches. *Water Pollution and Management Reviews*, 2: 1-26.
- Ward, J.V. 1984. Stream regulation of the upper Colorado river: channel configuration and thermal heterogeneity. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 22: 1862-1866.
- Ward, J.V. 1992. *Aquatic insect ecology. Biology and habitat*. Willey and Sons, New York. 438 pp.

- Ward, J.V. y J.A. Stanford. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. En: J. V. Ward y J. A. Stanford (Eds.) *The ecology of regulated streams*. Plenum Publishing Corporation, New York: 35-55.
- Ward, J.V. y J.A. Stanford. 1983a. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. En: Fontaine, T.D. y S.M. Bartell (Eds.) *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan: 347-356.
- Ward, J.V. y J.A. Stanford. 1983b. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. En: Fontaine, T.D. y S.M. Bartell (Eds.) *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan: 29-42.
- Ward, J.V. y J.A. Stanford. 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 105-119.