



REVISTA

BIOLOGÍA ACUÁTICA

ISSN 1668-4869

Artículos de investigación:

Distribución espacio-temporal de Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta) en ríos de Yungas de Jujuy (Argentina)

Marcela Alejandra De Paul, Lilia Estela Neder de Román, Carmen Inés Viturro, Juan Pablo Villafañe

Diversidad y distribución espacio-temporal de macroinvertebrados acuáticos en una charca temporaria urbana (Córdoba, Argentina)

María Soledad Abraham, Evangelina Sandra Natale, Romina Principe

Biodiversidad de macrocrustáceos del río Fuerte, Sinaloa, México

Pedro Hernández-Sandoval, Carlos M. Valdez-Flores, Geovany Soto-Domínguez, Jesús G. Luna-Valdez y Gerardo Rangel-Cota

Nota breve de investigación:

Primeros registros documentados de la mojarra *Cheirodon ibicuhiensis* Eigenmann, 1915 (Characiformes, Cheirodontinae) para la provincia de Córdoba, Argentina

Natalia G. Rivetti, Andrea Hued, Alejo Bonifacio, María Laura Ballesteros, María A. Bistoni

Reseña:

La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica de E. Domínguez, A. Giorgi, N. Gómez (Compiladores)

Narcís Prat

Distribución espacio - temporal de Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta) en ríos de Yungas de Jujuy (Argentina)

Spatio - temporal distribution of Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta) in Yungas rivers of Jujuy (Argentina)

MARCELA ALEJANDRA DE PAUL¹, LILIA ESTELA NEDER DE ROMÁN², CARMEN INÉS VITURRO³,
JUAN PABLO VILLAFANE¹

¹Centro de Estudios Interdisciplinarios de Calidad de Aguas de Ambientes de Altura, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47. 4600 San Salvador de Jujuy. Argentina.

²Sección Entomología. Instituto de Biología de la Altura. Universidad Nacional de Jujuy. Av. Bolivia 1661. 4600. San Salvador de Jujuy. Argentina.

³Laboratorio PRONOA, Facultad de Ingeniería, CIITeD-CONICET, Universidad Nacional de Jujuy, Ítalo Palanca 10, San Salvador de Jujuy, Argentina.

E-mail: marceladepaul@hotmail.com

RESUMEN. Los ríos que conforman la cuenca del río Reyes pertenecen a la ecorregión de las Yungas de Jujuy (Argentina). Con el objetivo de identificar la representatividad, riqueza y variación espacio temporal del orden Ephemeroptera en la cuenca se consideraron 10 sitios en el perfil longitudinal (1380- 2200 m s.n.m.) de los ríos Reyes, Lampazar, Quesera, Chinchuli, Guerrero, en dos años (2010-2011) y dos etapas del ciclo hidrológico: aguas altas (marzo -abril: otoño) y aguas bajas (octubre - noviembre: primavera). Se registró una alta representatividad del orden (76,3%) y familias (Baetidae: 72,2%; Leptohiphidae: 3,1%; Leptophlebiidae 1,4% y Caenidae: 0,004%) sobre el total del bentos. Se analizó la variabilidad espacio - temporal de la abundancia de ocho especies. Se registró un cambio en la representatividad estacional del orden (87% en otoño y 71% en primavera) y de las especies. Se registraron *in situ*, variables fisicoquímicas del agua -temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto- que permitieron explicar el 70% de la variabilidad espacio - temporal de los sitios mediante análisis de componentes principales. El análisis de correlación canónica mostró que la abundancia de las especies se relaciona en forma significativa con los parámetros fisicoquímicos registrados ($R^2=0,76$; $p=0,001$). Se comprobó la importancia de los Ephemeroptera y el desempeño de cada familia y especie, como indicadoras de condiciones particulares del agua, así como también su variación espacio - temporal característica de las Yungas de Jujuy y el rango de tolerancia definido por los valores fisicoquímicos en que fueron registradas.

Palabras clave: Distribución, Ephemeroptera, estacionalidad, parámetros fisicoquímicos, ríos de montaña, Yungas.

ABSTRACT. The rivers of Reyes basin belong to the Yungas ecoregion (Jujuy-Argentina). To identify the representativeness, richness and spatio-temporal variation of the Ephemeroptera order in the basin, 10 sites were investigated in the longitudinal profile (1380-2200 m a.s.l.) of the rivers Reyes, Lampazar, Quesera, Chinchuli, Guerrero, in two years (2010-2011) and two stages of the hydrological cycle: high waters (March-April: autumn) and low waters (October-November: spring). A high representativeness of the order (76.3%) and families (Baetidae: 72.2%; Leptohiphidae: 3.1%; Leptophlebiidae 1.4% and Caenidae: 0.004%) was observed in relation to total benthos. The spatio-temporal variability of the abundance of eight species was analysed. A change in the seasonal representativeness of the order (87% in autumn and 71% in spring) and species was detected. *In situ*, physical chemical variables of the water were recorded - temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen - which allowed explaining 70% of the spatio - temporal variability of the sites, by means

of principal component analysis. The canonical correlation analysis showed that the abundance of the species is significantly related to the physicochemical parameters recorded ($R^2=0.76$; $p=0.001$). The importance of the Ephemeroptera and the role of each family and species as indicators of particular water conditions were confirmed. Also, the spatio-temporal variation characteristic of the Yungas of Jujuy was recognized, establishing the tolerance range of the species defined by the recorded physicochemical parameters.

Keywords: Distribution, Ephemeroptera, mountain rivers, physical and chemical parameters, seasonality, Yungas.

INTRODUCCIÓN

Los Ephemeroptera presentan una amplia distribución mundial a excepción de la Antártida, colonizando los ambientes de agua dulce y, a veces, salobre (Sartori & Brittain, 2015). En los sistemas de agua dulce, los Ephemeroptera desempeñan funciones esenciales en las redes alimenticias al procesar material orgánico y servir como fuente primaria de alimentos para otros animales (Wallace & Webster, 1996). La temperatura del agua es el factor de mayor peso para regular la tasa de desarrollo y crecimiento (Salles *et al.*, 2018). Las familias, Baetidae, Caenidae y Leptophlebiidae son cosmopolitas, mientras que Leptohiphidae presenta una distribución americana (Sartori & Brittain, 2015). Los Baetidae incluyen más de 650 especies (Cruz *et al.*, 2014), colonizando sus ninfas diferentes hábitats de agua dulce con gran número de individuos (Domínguez y Fernández, 2009).

El interés por conocer la calidad ecológica del agua y su evolución en el tiempo ha generado la construcción de numerosos índices basados en valoraciones cuantificables de la tolerancia de los macroinvertebrados bentónicos, siendo el orden Ephemeroptera, uno de los más valorados. Sin embargo, las familias del orden presentan diferentes grados de tolerancia a los cambios (Domínguez y Fernández, 1998; Dos Santos *et al.*, 2011; Mesa, 2011; Studholme *et al.*, 2014). El presente estudio tiene como objetivo analizar la representatividad, riqueza y variación espacio temporal del orden Ephemeroptera en la cuenca del Reyes, considerada como referencia para las Yungas occidentales de Jujuy, en dos estaciones del año marcadamente diferentes desde el punto de vista hidrológico (aguas altas - aguas bajas).

Para identificar su capacidad como indicadores de condiciones particulares del agua, se efectúa la correlación entre los registros fisicoquímicos y las abundancias de las especies.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del río Reyes se encuentra en la Cordillera Oriental de Jujuy, departamento General Belgrano entre los 24°05'21" S, 24°18'02" S y los 65°43'22" O, 65°22'47" O. El área aproximada es de 450 km², sus cabeceras se ubican en la Serranía del Chañi, a los 5517 msnm, desembocando a los 1350 msnm en el río Grande. En la cuenca discurren cinco ríos: Reyes, Quesera, Lampazar, Guerrero y Chinchuli. En la cuenca del río Reyes se distinguen dos subcuencas 1) Reyes: con una superficie estimada de 301 km², pendiente del 26,7 %, 713 cursos de agua de orden 1 (clasificación de Sthraler) y un coeficiente de torrencialidad de 2,3. 2) Guerrero: superficie aproximada 148,6 km², pendiente del 13%, 184 cursos de orden 1 y coeficiente de torrencialidad de 1,3. Los ríos corren de oeste a este y presentan características torrenciales con gran capacidad de arrastre y erosión. Poseen lecho pedregoso con amplias playas de inundación (50-100 m), presencia de variados microclimas en función de la altitud, exposición solar y pendiente. El régimen hidrológico de los ríos que la componen es predominantemente pluvial (noviembre a abril), experimentando amplias variaciones de caudal a lo largo del año. La zona en estudio se caracteriza por veranos cálidos y húmedos y por inviernos secos, oscilando las temperaturas máximas

y mínimas entre los 30°C y 0°C (Braun Wilke, 2001). Fitogeográficamente las nacientes de los ríos pertenecen a la provincia Altoandina mientras que la parte baja y media de la cuenca corresponde a la provincia de las Yungas (Cabrera, 1976).

Muestreo y procesamiento de muestras

Se fijaron diez estaciones de muestreo considerando cada uno de los ríos que conforman la cuenca (ríos Reyes, Quesera, Lampazar, Guerrero, Chinchuli) (Figura 1, Tabla 1) que fueron visitados dos veces al año: otoño (aguas altas: fin de período de lluvias) y primavera (aguas bajas: caudales mínimos al

maña, durante diez minutos mediante técnica de pateo. Se colectaron también imagos con el fin de facilitar la identificación de las ninfas. El material fue conservado en frascos plásticos en alcohol al 96%. En el laboratorio, las muestras fueron separadas, los ejemplares cuantificados e identificados al menor nivel taxonómico, con la ayuda de una lupa estereoscópica Leica EZ4 y Nikon SMZ 800, utilizando oculares 10x y 20x. Para su identificación se emplearon claves de macroinvertebrados sudamericanos (Domínguez, 1984; Domínguez y Fernández, 2009; Hamada *et al.*, 2018; Molineri, 2010; Molineri & Malzacher, 2007; Nieto, 2003, 2004; Pescador & Peters, 1986). Los ejemplares se encuentran depositados en el CEICAAL -UNJU

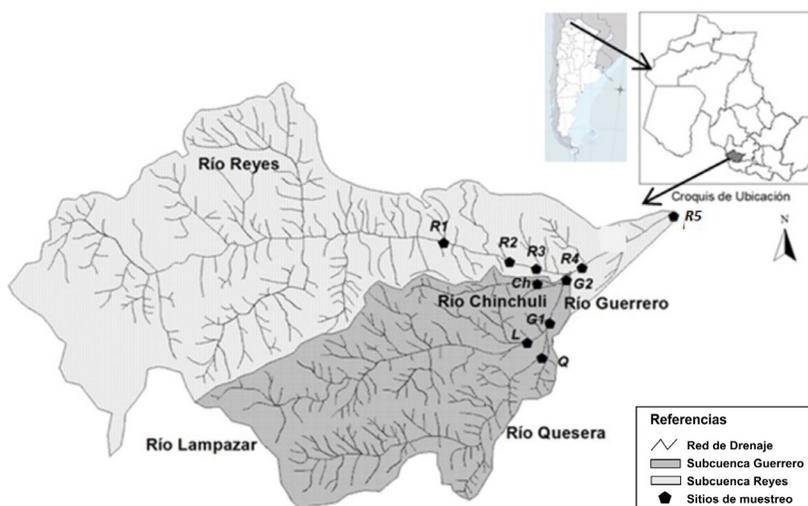


Figura 1. Ubicación de los sitios muestreados. Cuenca del río Reyes, Jujuy, Argentina.

Figure 1. Location of the sampled sites. Reyes basin, Jujuy, Argentine.

final de la época seca) y durante dos años (2010-2011). Para la subcuenca Reyes se seleccionaron cinco sitios, desde mayor a menor altitud: 2200 (máxima altitud accesible) - 1380 msnm): R1, R2, R3, R4, R5. Para la subcuenca Guerrero los sitios de muestreo fueron cinco: Q, L, G1, G2, Ch (1621- 1509 m s.n.m.).

Para obtener datos cuantitativos de los organismos en cada punto de muestreo se utilizó una red Surber (tres réplicas por sitio) con 250 µm de abertura de malla. Para incorporar especies presentes en otros hábitats del río se utilizó una red D con la misma abertura de

(Centro de Estudios Interdisciplinarios de Calidad de Agua de Ambientes de Altura, Universidad Nacional de Jujuy, Jujuy, Argentina). De manera simultánea al muestreo de macroinvertebrados, se midieron parámetros físico y químicos del agua mediante sonda multiparamétrica Cole Parmer PCD650: pH, temperatura del agua (°C), conductividad (µS/cm), oxígeno disuelto (mg/L).

Tratamiento de datos

Los sitios se codificaron con las siglas que

Tabla 1. Sitios de muestreo y parámetros ecológicos y físicoquímicos registrados.**Table 1.** Sampling sites an ecological recorded and physicochemical parameters.

Sub-cuenca	Río/ sitio	Coordenadas Geográficas	Altitud (m s.n.m.)	Características
REYES	Reyes (R1)	24° 9'40" S 65° 32'26.4" W	2190	Toma de agua para central termoeléctrica: caudal regulado. Sustrato: predominio de arenas y canto rodado. Vegetación riparia dispersa: pastizales.
	Reyes (R2)	24° 10'5.2" S 65° 29'34.8" W	1784	Recibe arroyo Puerta de Hacha. Sustrato: predominio de canto rodado. Vegetación riparia dispersa y alejada de los márgenes: alisos.
	Reyes (R3)	24° 10'40.1" S 65° 27'37.9" W	1609	Aguas abajo de establecimiento recreativo: recibe efluentes cloacales. Asentamientos urbanos dispersos. Predominio de canto rodado. Vegetación riparia: alisos.
	Reyes (R4)	24° 10'59.7" S 65° 25'43" W	1491	Aguas abajo de la confluencia con el río Guerrero. Extracción de caudal para planta potabilizadora. Extracción de áridos. El cauce principal se divide en brazos menores. Vegetación riparia modificada por el hombre.
	Reyes (R5)	24° 9'34.4" S 65° 22'58.5" W	1385	Punto de drenaje de la cuenca, antes de desembocar en el río Grande. Aguas abajo de pueblo de San Pablo de Reyes: efluentes domésticos, actividades antrópicas evidentes: basura dispersa. Alteración de la morfología del cauce y del lecho por la construcción de puente. Sustrato: canto rodado. Vegetación riparia degradada.
GUERRERO	Quesera (Q)	20° 12'48.5" S 65° 26'40.7" W	1621	Naciente del río Guerrero. Sustrato: canto rodado. Vegetación riparia: alisos. Sitio con acceso restringido a personas.
	Lampazar (L)	24° 12'48.8" S 65° 26'45.2" W	1590	Naciente del río Guerrero. Sitio con acceso restringido a personas. Sustrato: canto rodado. Vegetación riparia: alisos.
	Guerrero (G1)	24° 12'4.8" S 65° 26'20.5" W	1561	Nace por la unión de los ríos Quesera y Lampazar. Extracción de caudal para suministro de planta potabilizadora. Sitio con acceso restringido a personas. Sustrato: canto rodado. Vegetación riparia: alisos.
	Guerrero (G2)	24° 11'34.3" S 65° 26'13.4" W	1501	Aguas abajo de la confluencia con el río Chinchuli. Presencia de actividad urbana, basura. Caudal bajo todo el año por extracción continua para abastecimiento de planta potabilizadora. Sustrato: canto rodado. Vegetación riparia degradada.
	Chinchuli (CH)	24° 11'38.2" S 65° 26'42.9" W	1549	Actividades urbanas dispersas y ganadería. Sustrato: canto rodado vegetación riparia degradada.

relacionan su nombre, altitud (Reyes y Guerrero el 1 indica el de mayor altitud); la estación del año (O: otoño; P: primavera); el año de muestreo: 2010, 2011. Los datos obtenidos de las muestras Surber fueron promediados y expresados como abundancia relativa. Para identificar la variabilidad espacio - temporal de los sitios respecto de los registros de parámetros físicoquímicos del agua se efectuó un análisis de componentes principales (programa Infostat, Di Rienzo *et al.*, 2008). Previo al análisis, los registros fueron estandarizados (\log_{10}) a excepción del pH. Para evaluar el papel de los Ephemeroptera como indicadores de calidad de agua se analizó la relación entre los registros de parámetros físicoquímicos vs. abundancia absoluta de cada especie mediante correlación

canónica (programa estadístico Infostat, Di Rienzo *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Se identificaron 14 especies pertenecientes a cuatro familias: *Americabaetis alphas* Lugo-Ortiz and McCafferty, 1996; *Andesiops peruvianus* Ulmer 1920; *Baetodes cochunaensis* Nieto 2004; *Baetodes copiosus* Nieto 2004; *Baetodes huaico* Nieto 2004; *Camelobaetidium penai* Traver and Edmunds 1968; *Nanomis galera* Lugo-Ortiz and McCafferty 1999 (Baetidae); *Caenis ludicra* Navás 1920 (Caenidae); *Haplohyphes baritu* Domínguez 1984; *LeptoHyphes eximius* Eaton 1882 (LeptoHyphidae); *Meridialaris tintinnabula*

Pescador and Peters 1987; *Thraulodes cochunaensis* Domínguez 1987; *Thraulodes consortis* Domínguez 1987; *Thraulodes liminaris* Domínguez 1987 (Leptophlebiidae) (Tabla 2 y Tabla 3).

En la cuenca del río Reyes, del total de macroinvertebrados recolectados (n=85930), la clase Insecta representó el 99,4% durante los otoños y el 95,1% en primavera. Los efemerópteros (n= 65552) representaron el 76,3% de Insecta, variando su representatividad desde 86,8% en los otoños a 71,4% en primavera. Respecto a la representatividad de las familias y riqueza de especies, se destaca que Baetidae presentó la mayor riqueza de géneros y abundancia relativa (72,2% de la

comunidad completa de macroinvertebrados bentónicos). Con valores decrecientes de representatividad, Leptohyphidae obtuvo el 3,14% con dos especies, Leptophlebiidae representó el 1,44% con cuatro especies y Caenidae el 0,004% con una sola especie. En la cuenca del Reyes la familia Baetidae registró siete especies, siendo el género *Baetodes* el mejor representado en la cuenca con tres especies: *B. cochunaensis*, *B. copiosus*, *B. huaico*. El género evidenció una amplia tolerancia a las variaciones en las condiciones físicoquímicas del agua y al flujo de las aguas. Alcanzó la mayor representatividad entre los 1400-1700 msnm. Con este estudio se amplía la distribución altitudinal para *B. cochunaensis* hasta los 2200

Tabla 2. Abundancia relativa (%) de las especies de Ephemeroptera en las subcuencas Reyes y Guerrero en 2010 y 2011. (Otoño).

Table 2. Relative abundance (%) of the Ephemeroptera species in the Reyes and Guerrero subbasins in 2010 and 2011. (Autumn).

OTOÑO	R1		R2		R3		R4		R5	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
<i>Americabaetis alphus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Andesiops peruvianus</i>	27,7	18,9	0,6	23,1	10,7	1,0	0,8	1,4	4,0	0,2
<i>Baetodes</i> spp.	17,3	6,8	91,6	51,6	11,8	68,1	84,1	79,9	86,7	93,1
<i>Camelobaetidium penai</i>	1,3	2,7	1,9	1,6	1,1	3,9	2,6	3,8	2,2	0,2
<i>Nanomis galera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,2	1,0	0,2	0,1
<i>Meridialaris tintinnabula</i>	2,2	1,4	0,1	0,7	0,1	0,0	0,1	0,6	0,3	0,9
<i>Thraulodes cochunaensis</i>	0,9	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Thraulodes consortis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,0	0,2	0,0
<i>Thraulodes liminaris</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Haplohyphes baritu</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Leptohyphes eximius</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,8	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Caenis ludrica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

OTOÑO	Q		L		G1		G2		Ch	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
<i>Americabetis alphus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Andesiops peruvianus</i>	1,2	1,7	2,0	0,3	2,4	1,1	1,5	0,2	1,3	0,0
<i>Baetodes</i> spp.	71,1	71,9	72,0	75,1	60,7	74,7	72,6	86,6	67,4	91,1
<i>Camelobaetidium penai</i>	11,3	6,2	7,5	6,6	17,9	5,8	12,6	4,4	18,4	3,4
<i>Nanomis galera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,6	0,0
<i>Meridialaris tintinnabula</i>	3,8	9,3	2,9	8,4	5,0	11,1	3,5	3,7	0,0	0,2
<i>Thraulodes cochunaensis</i>	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Thraulodes consortis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Thraulodes liminaris</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Haplohyphes baritu</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Leptohyphes eximius</i>	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,1	0,7	0,0	0,1	0,1
<i>Caenis ludrica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabla 3. Abundancia relativa (%) de las especies de Ephemeroptera en las subcuencas Reyes y Guerrero en 2010 y 2011. (Primavera).

Table 3. Relative abundance (%) of the Ephemeroptera species at the Reyes and Guerrero subbasins in 2010 and 2011. (Spring).

PRIMAVERA	R1		R2		R3		R4		R5		
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	
<i>Americabetis alphus</i>	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
<i>Andesiops peruvianus</i>	43,4	49,3	8,7	2,2	2,6	0,1	0,7	1,6	1,8	0,8	0,8
<i>Baetodes</i> spp.	1,2	9,4	25,1	74,7	67,8	63,5	64,0	56,6	8,6	45,5	0,0
<i>Camelobaetidius penai</i>	2,1	1,5	34,2	7,4	8,5	0,4	14,4	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Nanomis galera</i>	0,0	0,0	4,3	0,5	1,4	0,0	0,6	0,0	0,2	0,6	0,0
<i>Meridialaris tintinnabula</i>	0,9	1,6	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Thraulodes cochunaensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Thraulodes consortis</i>	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Thraulodes liminaris</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Haplohyphes baritu</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Leptohyphes eximius</i>	0,0	0,0	0,2	1,7	0,2	22,0	6,2	14,3	7,0	0,0	0,0
<i>Caenis ludrica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0

PRIMAVERA	Q		L		G1		G2		Ch		
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	
<i>Americabetis alphus</i>	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Andesiops peruvianus</i>	4,3	0,8	3,9	0,3	0,8	1,1	5,2	2,1	10,7	2,7	0,0
<i>Baetodes</i> spp.	66,6	59,0	60,7	72,4	67,9	79,7	1,0	1,2	4,5	14,8	0,0
<i>Camelobaetidius penai</i>	2,0	8,1	1,4	3,4	1,6	3,2	0,0	0,0	0,4	0,7	0,0
<i>Nanomis galera</i>	0,5	0,7	0,6	0,0	0,7	0,2	3,7	0,1	3,3	1,3	0,0
<i>Meridialaris tintinnabula</i>	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Thraulodes cochunaensis</i>	0,0	1,0	0,0	0,5	1,8	0,7	1,9	1,4	2,3	1,3	0,0
<i>Thraulodes consortis</i>	1,7	1,1	0,7	0,0	0,2	0,3	1,2	0,9	0,0	2,7	0,0
<i>Thraulodes liminaris</i>	0,1	0,0	0,2	0,0	0,3	0,0	0,6	0,0	0,4	0,0	0,0
<i>Haplohyphes baritu</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Leptohyphes eximius</i>	1,2	0,0	9,1	9,9	2,4	3,9	3,3	0,9	9,4	12,6	0,0
<i>Caenis ludrica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

m s.n.m. y se cita a *B. copiosus* por primera vez para la provincia de Jujuy. Las restantes especies de la familia presentaron diferentes patrones de distribución, representatividad y rangos de tolerancia. Se cita a *A. alphus* por primera vez para la provincia de Jujuy, con bajas densidades, evidenciando preferencia por altitudes bajas, aguas oxigenadas y baja conductividad. *Andesiops peruvianus* se registró en todo el perfil altitudinal estudiado y en ambas estaciones, evidenciando tolerancia a incrementos en la conductividad del agua. Las variaciones en la densidad mostraron una preferencia por altitudes superiores a los 1700 m s.n.m. *Camelobaetidius penai* y *N. galera* registraron una variación estacional

respecto a la distribución altitudinal. Durante los otoños mostraron preferencias por altitudes bajas mientras que durante las primaveras se amplía la distribución a sitios de mayor altura (Tablas 2 y 4). Ambos Leptohyphidae registraron una mayor representatividad durante las primaveras, indicando una marcada preferencia por temperaturas más altas. Mientras que *L. eximius* presentó una restringida distribución altitudinal, *H. baritu* registró, con menor densidad, preferencia por altitudes bajas (Tabla 4 y 5). Todas las especies registradas de la familia Leptophlebiidae: *M. tintinnabula*, *T. cochunaensis*, *T. consortis* y *T. liminaris*; estuvieron mejor representadas en la subcuenca Guerrero, evidenciando preferencia por las condiciones

Tabla 4. Rango de parámetros físicoquímicos para las especies de Ephemeroptera registrados en la subcuenca del río Reyes, Jujuy, Argentina.

Table 4. Range of physicochemical parameters for the Ephemeroptera species recorded in the Reyes subbasin, Jujuy, Argentina.

	pH	Temperatura del agua °C	Oxígeno Disuelto mg/L	Conductividad µS/cm
<i>Americaabetis alphas</i>	6,0- 9,0	8,0-18,0	3,3- 8,5	120- 225
<i>Andesiops peruvianus</i>	6,0- 8,5	8,0- 25,0	3,3- 9,4	117- 283
<i>Baetodes</i> spp.	6,0- 9,0	8,0- 26,0	3,3- 8,5	117- 275
<i>Camelobaetidius penai</i>	6,0- 9,0	8,0- 25,0	3,3- 9,4	117- 283
<i>Nanomis galera</i>	6,0- 8,7	8,0- 25,0	3,3- 8,0	117- 275
<i>Meridialaris tintinnabula</i>	6,0- 9,0	8,0- 18,0	3,3- 8,3	117- 283
<i>Thraulodes cochunaensis</i>	6,5- 8,7	8,0- 26,0	4,0- 9,4	117- 283
<i>Thraulodes. consortis</i>	6,0- 9,0	8,0- 26,1	3,3- 8,0	120- 150
<i>Thraulodes liminaris</i>	6,5- 9,0	8,0- 26,2	3,3- 7,0	117- 150
<i>Haplohyphes baritu</i>	7,5- 8,0	14,0- 15,0	7,0-7,5	117- 283
<i>Leptohyphes eximius</i>	6,0- 9,0	8,0- 26,0	3,3- 7,0	117- 283
<i>Caenis ludicra</i>	7,0- 8,0	20,0- 25,0	7,0- 7,5	120- 250

ambientales presentes en la subcuenca y menor torrencialidad.

Sin embargo, las especies de esta familia evidenciaron cambios estacionales respecto a la densidad. Mientras que *M. tintinnabula* mostró preferencias por altitudes medias y las condiciones imperantes durante los otoños y época lluviosa, *T. cochunaensis* y *T. consortis* presentaron mejor representatividad durante las primaveras. De las cuatro especies,

T. consortis fue la que registró a mayores altitudes. De la familia Caenidae se registró una sola especie, *C. ludicra*, con una distribución restringida y baja representatividad en la subcuenca con menor torrencialidad (Guerrero) y en sitios poco profundos y cercanos a las riberas con predominio de vegetación semisumergida y hojas (Tabla 5).

El estudio de la variabilidad espacio-temporal de los parámetros físico químicos mediante

Tabla 5. Densidad de individuos por especie (ind/m²) en función de la altitud, temperatura promedio del agua (T-°C) y estación del año (E): otoño (O); primavera (P). *Americaabetis alphas*: A.a; *Andesiops peruvianus*: A.p; *Baetodes* spp: B. spp; *Camelobaetidius penai*: C.p; *Nanomis galera*: N.g; *Meridialaris tintinnabula*: M.t; *Thraulodes cochunaensis*: T.c; *Thraulodes. consortis*: T.co; *Thraulodes liminaris*: T.l; *Haplohyphes baritu*: H.b; *Leptohyphes eximius*: L.e; *Caenis lúdica*: C.l.

Table 5. Density of individuals by species (ind/m²) according to altitude, average water temperature (° C) and season of the year (O: autumn-P: spring).

Altitud	E	T-°C	A.a	A.p	B. spp.	C.p	N.g	M.t	T.c	T.cc	T.l	H.b	L.e	C.l
1800-	O	11,1	0	157,4	88	11,1	0	12,1	3,7	0	0	0	0	0
2200	P	14	0	1271,3	187,1	44,45	0	38	0	0	0	0	0	0
1700	O	11,1	0	1463	8668,6	216,7	0	32,1	9,3	0	0	0	0	0
	P	15,5	0	440,8	3783,4	1687	238	14,8	0	27,8	0	0	43,5	0
1600	O	12	6	213,3	4401,5	563,6	42,6	121,3	2,5	3,4	1,9	0	4,9	0
	P	16,3	1,9	272,2	8591,4	444,5	85,2	4,3	23,5	29,7	5,6	0	317,3	1,9
1500	O	12,3	2,5	112,4	6782,7	772,5	5,3	448,5	3,1	1,9	0	0	28,1	0
	P	20,9	2,5	81,5	3066,6	112,4	25,3	5,5	43,2	19,1	5,6	0	236,4	0,6
1400	O	11,5	1,9	104,7	6750,9	135,2	19,4	38,9	1	4,6	0	0	19,5	0
	P	18,4	0	124,1	4165,7	241,7	32,4	0	6,5	0	0	1,9	911,1	0

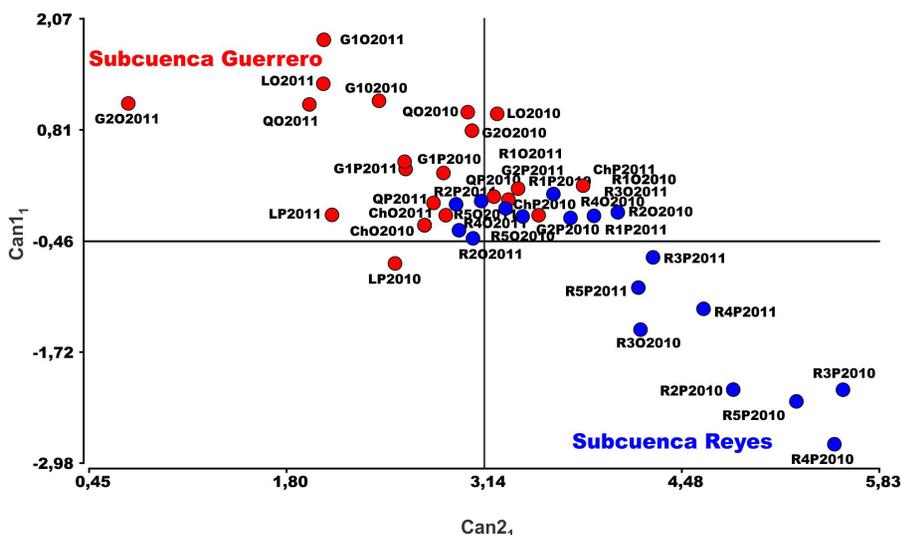


Figura 2. Análisis de la variabilidad espacio-temporal de los parámetros físicoquímicos del agua. Análisis de Componentes Principales. Referencias: R= río Reyes; G= río Guerrero; Q= río Quesera; L= río Lampazar; Ch= río Chinchuli; O = otoño; P = primavera; 2010-2011= año campaña.
Figure 2. Analysis of the variability spatio-temporal of the physico-chemical parameters of water. Principal component analysis. References: R= Reyes River; G= Guerrero River; Q= Quesera River; L= Lampazar River; Ch= Chinchuli River; O = fall; P = spring; 2010-2011= year monitoring.

componentes principales permitió explicar el 68% de la variabilidad total. El análisis puso de manifiesto la variabilidad espacial entre sitios y una marcada estacionalidad en la cuenca del Reyes. Las primaveras estuvieron caracterizadas por mayores registros de conductividad y de oxígeno disuelto y de temperatura del agua (Figura 2). La conductividad y concentración de oxígeno disuelto resultaron las variables con mayor peso estadístico para explicar la variabilidad entre sitios de la cuenca Reyes ($R^2=0,62$). El rango de valores registrados de pH y oxígeno disuelto se encuentran dentro de los niveles guía sugeridos por la Ley de Medio Ambiente de la provincia de Jujuy, 5063/73, para la protección de la vida acuática en agua dulce superficial.

Se evidenció una alta correlación lineal ($R^2=0,72$; $p=0,01$) entre las variables físicoquímicas consideradas (pH, conductividad y oxígeno disuelto) y las abundancias absolutas de las especies de Ephemeroptera, lo que permite destacar el rol del orden como buenos indicadores de cambios en las características del agua (Figura 3).

DISCUSIÓN

La elevada representatividad del Orden Ephemeroptera registrada para la cuenca del Reyes y valores máximos de abundancia y densidad de especies durante la estación seca, coinciden con lo propuesto por Jacobsen y Encalada (1998), Mesa *et al.* (2009) para ríos de montañas neotropicales con marcada estacionalidad de lluvias.

De las cuatro familias registradas para la cuenca del Reyes, Baetidae presentó la mayor riqueza de géneros y representatividad. Esto pone de manifiesto la capacidad que presentan sus ninfas para adaptarse a distintos tipos de hábitats (Alba-Tercedor, 2004; Hamada *et al.*, 2018). Esta amplia tolerancia de la familia registrada, permite coincidir con la asignación de un puntaje bajo en la construcción de un índice biótico adaptado a la región de las Yungas argentinas (Domínguez y Fernández, 1998).

De los veintiún géneros endémicos de Baetidae citados para Sudamérica (Hamada *et al.*, 2018), cinco se registraron en la cuenca en

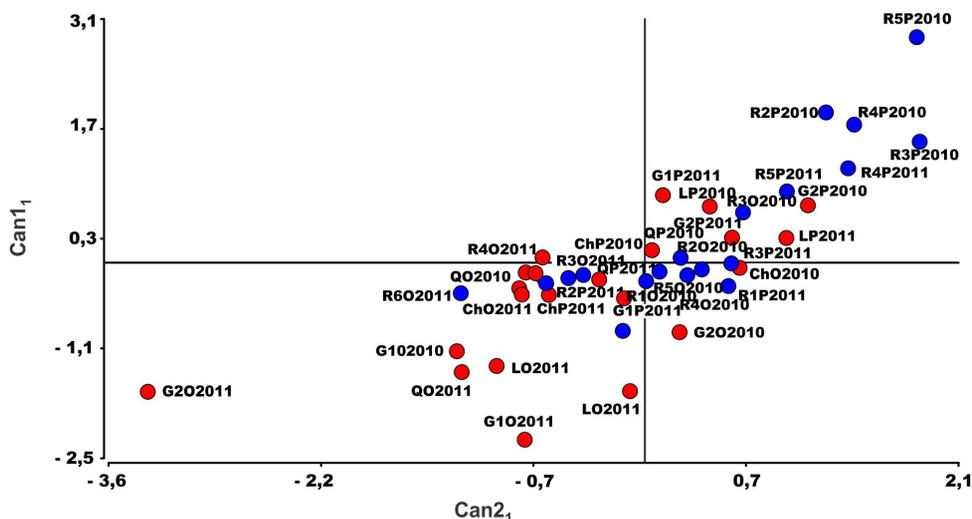


Figura 3. Análisis de correlación canónica de la distribución espacio temporal de las especies de Ephemeroptera. Ordenamiento de los sitios: el agrupamiento en rojo pertenece a la subcuenca Guerrero y el azul a la subcuenca Reyes.

Figure 3. Canonical correlation analysis of the temporal space distribution of the Ephemeroptera species. Assortment of the sites: the red grouping belongs to the Guerrero sub-basin and the blue to the Reyes sub-basin.

estudio, con ocho especies. *Baetodes* fue el género mejor representado y más diverso en la cuenca, evidenciando una amplia tolerancia a condiciones físico químicas del agua y preferencia por flujos de corrientes rápidas y oxigenadas. Los mayores registros de densidad del género coinciden con la época lluviosa. Estas preferencias de hábitat registradas y puestas de manifiesto en el presente estudio coinciden con las mencionadas por Zúñiga de Cardoso *et al.* (1997), Jacobsen (2005), Pérez y Segnini (2007) y Ríos Touma *et al.* (2011) en ríos neotropicales de montaña de Ecuador y Colombia. El bajo puntaje a la familia Baetidae asignado en el índice biótico BMWP, el más utilizado para las Yungas hasta los 2000 m (Domínguez y Fernández, 1998), también genera controversias con los resultados obtenidos en el presente estudio. En la cuenca analizada, las otras especies de la familia, registradas con menor representatividad, evidenciaron diferentes patrones de distribución, representatividad y rangos de tolerancia. A partir de lo cual, el valor indicador asignado a la familia refleja la

tolerancia del género más representativo, no considerando la heterogeneidad adaptativa observada en las especies registradas con menor representatividad. Por ejemplo, *A. peruvianus*, *C. penai* y *N. galera* fueron registrados a lo largo del perfil longitudinal de los ríos con elevada representatividad, sin embargo el análisis de la variabilidad en las densidades pone de manifiesto diferencias respecto a preferencias en altitud, rango de conductividad y estacionalidad. Mientras que *A. peruvianus* manifiesta preferencia por hábitats de cabeceras de ríos, donde los procesos erosivos son importantes y aportan iones disueltos, con temperaturas bajas (Domínguez *et al.*, 2006), *N. galera* prefiere en la cuenca Reyes, menores altitudes y condiciones presentes en sitios con características de drenaje bajo. Para *A. alphus*, si bien la baja densidad registrada por sí sola la transforma en una especie con pobre valor como indicador, la restringida distribución espacio-temporal manifiesta un estrecho rango de tolerancia a los cambios en las condiciones del agua y sitios.

Las tres especies de Leptohyphiidae registradas en el estudio evidenciaron preferencia por las condiciones presentes en los sitios de baja altitud. *Haplohyphes baritu* y *L. eximius* registraron la mayor densidad de individuos durante las primaveras, mientras que *M. tintinnabula* presentó en la cuenca preferencias por las bajas temperaturas siendo este comportamiento también observado en otros ríos de yungas de Tucumán (Domínguez y Ballesteros Valdez, 1992)

El género *Thraulodes* está representado en la cuenca Reyes por tres de las cinco especies citadas para Argentina. Es uno de los géneros más diversos y ampliamente distribuidos en la región Neotropical (Domínguez, 1987), citado como sensible a la contaminación y perturbaciones de origen antrópico (Domínguez y Fernández, 1998; Zúñiga *et al.*, 1997). En sitios de la cuenca Reyes *T. cochunaensis* y *T. consortis* fueron registradas con similares características, asociando su presencia a condiciones de aguas limpias y oxigenadas.

Caenis ludicra fue la única especie registrada de la familia Caenidae. De acuerdo a algunos autores se trata de una especie ampliamente distribuida en el NOA (Molineri & Malzacher, 2007); lo que estaría indicando una amplia capacidad de adaptación a las características de los ríos de montaña del NOA. Sin embargo, para el área en estudio, la especie presentó una distribución restringida a una sola de las subcuencas y durante las primaveras. Las preferencias de hábitat de la especie coinciden con las citadas por Hamada *et al.* (2018) respecto a las características de los sitios donde fue registrada – presencia de hojas y vegetación semisumergida- de la subcuenca. Es importante mencionar que la especie no se registró en la subcuenca Reyes, caracterizada por su mayor torrencialidad y amplia playa de inundación desprovista de vegetación. El comportamiento estacional y distribución restringida pone de manifiesto que la especie posee un estrecho rango de tolerancia a condiciones ambientales y físicoquímicas del agua. De ello se puede deducir que la calificación baja de la familia propuesta por el BMWP modificado por el NOA (Domínguez y Fernández, 1998) igual que los baétidos, no refleja el verdadero rol indicador de la familia Caenidae para esta cuenca de

Yungas de Jujuy.

El análisis de componentes principales realizado puso de manifiesto diferencias entre las subcuencas y una marcada estacionalidad en la cuenca del Reyes. La estacionalidad es una característica observada en otras cuencas de montaña de Yungas argentinas y neotropicales de Colombia y Ecuador (Casas *et al.*, 2006; Domínguez y Fernández, 1998; Domínguez *et al.*, 2006; Roldán, 1980; Romero *et al.*, 2011; Muñoz y Ospina, 1999; Ríos Touma *et al.*, 2011; Zúñiga *et al.*, 2013). La heterogeneidad espacio-temporal encontrada en la cuenca permite considerar la influencia de ésta en la ecología de los ríos (Pringle *et al.*, 1988). La temperatura del agua es un componente de suma importancia que regula la solubilidad del oxígeno, dióxido de carbono, conductividad, disolución de minerales (Butturini *et al.*, 2009; Moraña, 1998) y biología de las comunidades de Ephemeroptera (Salles *et al.*, 2018). En la cuenca Reyes los mayores registros de temperatura, oxígeno disuelto y conductividad están asociados a las primaveras que, al coincidir con el estiaje, el aumento de la evapotranspiración provoca una mayor concentración de iones proveniente de la actividad erosiva de los ríos de montaña. Los registros de pH, conductividad, temperatura del agua y oxígeno disuelto obtenidos en la cuenca del Reyes, coinciden con los obtenidos para los ríos Churqui y Carreras de las Yungas de Tucumán (Isasmendi *et al.*, 2007).

CONCLUSIONES

Se confirmó para la cuenca del Reyes, el rol de los Ephemeroptera como indicadores en virtud a su elevada representatividad y a la capacidad de las especies para describir la variabilidad espacio-temporal de los sitios según las características físicoquímicas del agua. El conjunto de variables registradas (pH, temperatura del agua, oxígeno disuelto y conductividad) se correlacionan con la variabilidad de las abundancias de las especies de efemerópteros.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los Dres. Carlos Molineri

y Eduardo Domínguez su asesoramiento para la identificación y confirmación de las especies de efemerópteros. A la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica (ANPCyT, Programa RRHH-PFDT red 101) y a la Secretaría de Ciencia y Técnica y Estudios Regionales de la Universidad Nacional de Jujuy (Resolución C.S. n° 0269-15; Resolución R.N. 461-13, Proyecto SeCTER A/105; B/039).

REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J. y Rieradevall, M. (2004).** Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica*, 21, 175-185.
- Braun Wilke, R. (2001).** Carta de aptitud ambiental de la Provincia de Jujuy. Departamento de suelos y ecología. Facultad de Ciencias Agrarias. UNJu.
- Butturini, A., Sabater, S. y Romani, A. (2009).** La química de las aguas. Los nutrientes. En: Elosegui, A. y Sabater, S. (Eds.). *Conceptos y Técnicas de Ecología fluvial*. España: Fundación BBVA.
- Cabrera, A. (1976).** Regiones fitogeográficas de la República Argentina. *Enciclopedia de la Agricultura, Jardinería y Fruticultura 2*: 1-85.
- Casas, L. K. E., Córdoba, S., Asprilla S. y Mosquera Murillo, Z. (2006).** Composición y distribución del orden Ephemeroptera en los ríos Tutunendó y Catugadó, Quibdó-Chocó (Colombia). *Asociación Colombiana de Limnología*, 1, 92-97.
- Cruz, P. V., Falcao Salles, F. & Hamada, N. (2014).** *Callibaetis* Eaton (Ephemeroptera: Baetidae) from Brazil. *Journal of Natural History*, 48(11-12), 591-660.
- Di Rienzo J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2008).** *InfoStat, versión 2008*, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Domínguez, E. (1984).** Dos especies nuevas del género *Haplohyphes* Allen (Ephemeroptera: Trycorythidae) de la Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 43(1-4), 103-112.
- Domínguez, E. (1987).** El género *Thraulodes* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) en la República Argentina. *Acta Zoológica Lilloana*, 39(1), 47-65.
- Domínguez, E. & Ballesteros Valdez, J. M. (1992).** Altitudinal replacement of Ephemeroptera in a subtropical river. *Hydrobiologia*, 246(1), 83-88.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. (1998).** *Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico*. Serie Conservación de la Naturaleza 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. (2009).** *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M. L., Hubbard, M. D. & Nieto, C. (2006).** Ephemeroptera of South America. In: Adis, J., Arias, J. R., Rueda-Delgado, G. & Wantzen, K.M. (Eds.). *Aquatic Biodiversity of Latin America*. Pensoft Press, Sofia and Moscow. ABLA Series.
- Dos Santos, D. A., Molineri, C., Reynaga, M. C. & Basualdo, C. (2011).** Which index is the best to assess stream health? *Ecological Indicators*, 11(2), 582-589.
- Jacobsen, D. (2005).** Temporally variable macroinvertebrate– stone relationships in streams. *Hydrobiologia*, 544 (1), 201-214.
- Jacobsen, D. & A. Encalada, A. (1998).** The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Archiv für Hydrobiologie*, (142), 53-70.

- Hamada, N., Thorp, J. H. & C. Rogers (Eds.). (2018).** *Keys of Neotropical Hexapoda. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates*, Volume 3. Academic Press.
- Isasmendi, S. C.; Tracanna, B. C.; Vendramini, F. H.; Navarro, M. G.; Barrionuevo, M. A. y Meoni, G.S. (2007).** Caracterización física y química de ríos de montaña (Tafí del Valle-Tucumán-Argentina). *Limnetica*, 26(1), 129-142.
- Mesa, L. M. (2011).** Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca del río Lules. En: Fernández, H. R. y Barber, H. M. (Eds.). *La Cuenca del río Lules. Una aproximación multidisciplinaria a su complejidad* (pp. 137-148). San Miguel de Tucumán, Argentina: EDUNT.
- Mesa, L. M.; Fernández, H. R. & Manzo, M. V. (2009).** Seasonal patterns of benthic arthropods in a subtropical Andean basin. *Limnologia*, 39, 152-162.
- Molineri, C. (2010).** Las especies de Leptohiphidae (Ephemeroptera) de las yungas de Argentina y Bolivia: diagnosis, distribución y claves. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 69(3-4), 233-252.
- Molineri, C. & Malzacher, P. (2007).** South American *Caenis* Stephens (Ephemeroptera, Caenidae), new species and stage descriptions. *Zootaxa*, 1660, 1-31.
- Moraña, L. B., Salusso, M. M. y García de Emiliani, M. O. (2000).** Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Grande (Alta Cuenca del Bermejo, Jujuy) Argentina. En: Farías, H. D., Pilan, M. T., Borsellino, M. J., Pece, F. J., Storniolo, A. R. y Mattar, M. T. (Eds.). *Uso y preservación de los recursos hídricos en los umbrales del siglo XXI* (pp. 285-286). Santiago del Estero, Argentina: Instituto de Recursos Hídricos, Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías, Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Muñoz, D. y Ospina, R. (1999).** Guía para la identificación genérica de los Ephemeroptera de la Sabana de Bogotá, Colombia. Ninfas y algunos géneros de adultos. *Actualidades Biológicas*, 21(70), 47-60.
- Nieto, C. (2003).** El género *Camelobaetidius* (Ephemeroptera: Baetidae) en la Argentina. *Acta Zoológica Mexicana*, 88, 233-255.
- Nieto, C. (2004).** The genus *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae) in South America with the description of new species from Argentina, Bolivia and Perú. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 39, 63-79.
- Pérez, B. y Segnini, S. (2007).** Variación espacial de la composición y diversidad de géneros de Ephemeroptera (Insecta) en un río tropical altoandino. *Entomotropica*, 20(1), 49-57.
- Pescador, M. L. & Peters, M. L. (1986).** Revision of the genera *Meridialaris* and *Massartellopsis* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) from South America. *Transactions of the American Entomological Society*, 112, 147-189.
- Pringle, C. M., Naiman R. J., Bretschko, G., Karr, J. R., Oswald, M. W., Webster, J. R., Welcomme R. L. & Winterbourn, M. J. (1988).** Patch dynamics in lotic streams: The stream as a mosaic. *Journal of North American Benthological Society*, (7), 503-524.
- Ríos Touma, B., Encalada, A. C. & Prat, N. (2011).** Macroinvertebrate assemblages of an Andean high-altitude tropical stream: The importance of season and flow. *International Review of Hydrobiology*, 96(6), 667-685.
- Roldán, G. (1980).** Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros. *Actualidades Biológicas*, 9(34): 103-117.

- Romero, V. F., Fernández, H. R., Manzo, V., Molineri, C., Correa, M. & Nieto, M. C. (2011).** Estudio integral de la cuenca del Río Lules (Tucumán): aspectos biológicos. En: Fernández, H. R. y Barber H., M. (Eds.). *La Cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad* (pp. 111-135). San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina: EDUNT.
- Salles, F. F., Domínguez, E., Molineri, C., Boldrini, R., Nieto, C. & Dias, L. G. (2018).** Order Ephemeroptera. In: Hamada, N., Thorp, J. H & Rogers, D. C. (Eds.). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Vol. III. Keys to Neotropical Hexapoda* (pp. 61-117). London: Academic Press.
- Sartori, M. & Brittain, J. E. (2015).** Order Ephemeroptera. In: Thorp, J. & Rodgers, D. C. (Eds.). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology* 4th Edition (pp. 873-891). New York: Academic Press.
- Studholme, A. M., León, L. F. H., Rivera A. C. R. & Moreno, C. G. R. (2014).** Altitudinal and temporal variability of four macroinvertebrate communities in Andean streams, Sangay National Park, Ecuador. *Entomotropica*, 29(3), 149-158.
- Wallace, J. B. & Webster, J. R. (1996).** The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41(1), 115-139.
- Zúñiga de Cardozo, M. C., Rojas de Hernández, A. M., & Mosquera, S. (1997).** Biological aspects of Ephemeroptera in rivers of southwestern Colombia (South America). In: Landolt, P. & Sartori, M. (Eds.). *Ephemeroptera and Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics* (pp. 261-268). Fribourg, Switzerland: Mauron-Tinguely and Lachat S.A.
- Zúñiga, M. D. C., Chará, J., Giraldo, L. P., Chará-Serna, A. M. & Pedraza, G. X. (2013).** Composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la región andina colombiana, con énfasis en la entomofauna. *Dugesiana*, 20(2), 263-277.

Diversidad y distribución espacio-temporal de macroinvertebrados acuáticos en una charca temporaria urbana (Córdoba, Argentina)

Diversity and spatio-temporal distribution of aquatic macroinvertebrates in an urban temporary pond (Córdoba, Argentina)

MARÍA SOLEDAD ABRAHAM¹, EVANGELINA SANDRA NATALE^{1,2}, ROMINA ELIZABETH PRINCIPE^{1,2}

¹Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC). Ruta 36 Km 601
X5804BYA, AP N°3, Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

²Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA) UNRC-CONICET
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

E-mail: rprincipe@exa.unrc.edu.ar

RESUMEN. Las charcas temporarias constituyen “puntos calientes” de biodiversidad dentro de una región o paisaje. Dada su importancia en el contexto paisajístico, el objetivo de este estudio fue evaluar la diversidad y composición del ensamble de macroinvertebrados acuáticos de una charca temporaria urbana, analizando su distribución espacial y temporal. Se recolectaron macroinvertebrados acuáticos en diferentes hábitats dentro de la charca durante período seco y húmedo, se identificaron y cuantificaron en el laboratorio y se asignaron a grupos en función de sus estrategias de vida. Se registraron 53 taxa de macroinvertebrados y el análisis de correspondencias diferenció el ensamble en función de la presencia de vegetación acuática y de la estacionalidad. Mediante el método del Valor Indicador se identificaron taxa característicos de los distintos hábitats y períodos hidrológicos. El Grupo 1 de estrategia de vida (sobreviven a la desecación, requieren agua para la reproducción y tienen dispersión pasiva) y el Grupo 4 (no sobreviven a la desecación, requieren agua para la reproducción y tienen dispersión activa) presentaron mayor número de taxa en todos los hábitats. La mayor abundancia se registró en los sedimentos sin vegetación mientras que la riqueza, la diversidad y la equitatividad fueron mayores en hábitats vegetados. Los resultados destacan la importancia de las macrófitas y la estacionalidad en el mantenimiento de la biodiversidad y proporcionan importante información de base para el monitoreo, manejo y conservación de charcas temporarias urbanas.

Palabras clave: Estacionalidad, estrategias de historia de vida, hábitat, invertebrados acuáticos, macrófitas.

ABSTRACT. Temporary ponds are worldwide recognized as ‘hotspots’ of biodiversity within a region or landscape. The aim of this study was to assess the diversity and composition of the aquatic macroinvertebrate assemblages of an urban temporary pond, due to its importance in the landscape context. We analyzed the spatial distribution of the assemblages in different habitats and their temporal variation. Aquatic macroinvertebrates were collected in wet and dry periods by sampling scoops and hand net. The specimens were identified, quantified, and assigned to groups considering their life-history strategies. Fifty-three invertebrate taxa were identified and the correspondence analysis distinguished the assemblages in relation to the presence of aquatic vegetation and seasonality. The Indicator Value method identified characteristic taxa of the different habitats and hydrological periods. The Group 1 of life-history strategy (with adaptations to desiccation, water requirement for reproduction and with passive dispersion) and the Group 4 (without adaptations to desiccation, water requirement for reproduction and with active dispersion) presented the highest number of taxa in all habitats. The highest abundance was observed in

sediments without vegetation whereas richness, diversity and evenness were higher in vegetated habitats. These results highlight the importance of macrophytes and seasonality in the maintenance of biodiversity and provide baseline information for monitoring, management and conservation of urban temporary ponds.

Keywords: Aquatic invertebrates, habitat, life-history strategies, macrophytes, seasonality.

INTRODUCCIÓN

Las charcas temporarias desempeñan un papel esencial como proveedoras de servicios ambientales, ofreciendo soluciones sostenibles para algunos de los problemas clave del cambio climático y la gestión del agua (European Pond Conservation Network, 2008). A nivel de paisaje, son especialmente importantes ya que constituyen corredores biológicos que incrementan la conectividad entre hábitats de agua dulce y contribuyen a la biodiversidad regional, tanto como los ríos o los lagos (Williams *et al.*, 2004; Céréghino *et al.*, 2008).

Dado que las charcas en las zonas urbanas se utilizan con frecuencia para controlar el flujo de aguas pluviales (Mitsch & Gosselink, 2000), en general no suelen incluirse en trabajos de investigación ni se las considera como áreas importantes para la conservación (Hassall, 2014). Sin embargo, estos humedales urbanos pueden sustentar una elevada biodiversidad, proveer servicios ambientales y contribuir a la estética del paisaje (Noble & Hassall, 2015). La presencia de estos espacios verdes en las ciudades no sólo desempeña un papel considerable en la mejora del bienestar individual y comunitario (Lee & Maheswaran, 2011) sino que, además, es una importante oportunidad para educar a la sociedad sobre los sistemas naturales y la biodiversidad en general (Williams *et al.*, 2004; Hassall, 2014).

Según la Convención de Ramsar (2002), se define como charca a una masa de agua estancada de hasta 10 hectáreas, con profundidad, estacionalidad y origen diverso (natural o artificial). Básicamente se caracterizan por alternar fases de inundación y de sequía que suelen ser impredecibles en su forma y duración (Williams, 1997). En las charcas temporarias la permanencia del agua es una de las variables que más influye sobre las comunidades acuáticas

(Johansson & Suhling, 2004), siendo también importantes la estructura del hábitat, el área de la charca, la riqueza de especies de macrófitas y las variables fisicoquímicas (Bazzanti *et al.*, 1996; Boix *et al.*, 2016; Jeffries, 2003; Williams, 1997). Todos estos factores ambientales delimitan características particulares en los cuerpos de agua temporarios determinando, en consecuencia, el establecimiento de comunidades de plantas y animales exclusivas y diversas (European Pond Conservation Network, 2008; Bazzanti *et al.*, 2010).

Dentro de los grupos faunísticos que habitan cuerpos de agua temporarios, los invertebrados cumplen un papel esencial en la estructura y función de estos ecosistemas (Williams, 1997) y son utilizados de manera creciente como bioindicadores de la calidad del agua (Barbour *et al.*, 1995; Boix *et al.*, 2005; Nieto *et al.*, 2017). Muchas especies de invertebrados que viven en las charcas temporarias tienen morfologías, historias de vida o mecanismos de dispersión que les permiten sobrevivir al ciclo de desecación que éstas presentan (Williams, 1997).

En el campus de la Universidad Nacional de Río Cuarto (provincia de Córdoba, Argentina) se localiza una charca temporaria de origen artificial lindante a un área protegida, la Reserva Natural Urbana Bosque Autóctono "El Espinal". Ambos se encuentran inmersos en una matriz urbana por lo que adquieren importancia como corredores biológicos al conectar parches aislados con los ecosistemas ribereños del río Chocancharava, curso de agua que atraviesa la trama urbana. Dada la importancia del cuerpo de agua en el contexto paisajístico, el objetivo de estudio fue evaluar la diversidad y composición del ensamble de macroinvertebrados acuáticos asociados a la charca, analizando su distribución espacial en diferentes hábitats y su variación temporal

entre período seco y húmedo. Dado que la fauna de invertebrados acuáticos depende de las precipitaciones y de las características de los ambientes dentro de la charca, se espera que la diversidad y composición del ensamble varíe entre los diferentes hábitats y entre los períodos de lluvia y sequía.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprendió una charca de carácter temporario ubicada en el campus de la Universidad Nacional de Río Cuarto, provincia de Córdoba, Argentina (33°6' S, 64°18' O, 420 m s.n.m.). La zona inundable del cuerpo de agua corresponde a una porción de paleocauce del Río Chocancharava (subcuenca Carcarañá), actualmente a una distancia de 800 m. Asimismo, a 100 m de la charca se localiza un área protegida, la cual constituye un pequeño relicto representativo del distrito biogeográfico del Espinal (Morrone, 2014), cuya vegetación dominante es el bosque xerófilo caducifolio. Actualmente la mayor parte de este territorio está cubierto por tierras cultivadas y por campos de pastoreo con escasos relictos de vegetación natural (Cabido *et al.*, 2003). La superficie del campus de la Universidad posee a nivel de paisaje una configuración en mosaico con parches de vegetación natural y seminatural, inmersos en una matriz urbana-rural. Los márgenes de la charca están constituidos por parches de vegetación exótica ornamental y vegetación autóctona.

El relieve forma parte de la Planicie Pampeana que caracteriza las regiones centrales de Argentina y el clima es templado con inviernos secos. La temperatura media anual es de 16,5°C y las precipitaciones oscilan entre 500 y 600 mm anuales, concentrándose entre octubre y marzo (Cabido *et al.*, 2003). El volumen de la charca depende del aporte de sistemas de escurrimiento pluvial los cuales evacúan excedentes de un área de aproximadamente 800 ha. Estos excedentes pluviales se almacenan parcialmente en la charca, conformando así el sistema estacional.

Muestras y análisis de laboratorio

Se recolectaron muestras de macroinvertebrados acuáticos en cada uno de los diferentes ambientes identificados dentro de la charca durante el año 2010 en período seco (junio) y húmedo (diciembre). En el período de bajas precipitaciones se identificaron seis hábitats para el muestreo: 1) parche de la macrófita emergente *Polygonum aviculare* L. de 38,5 m²; 2) parche de la macrófita flotante *Heteranthera multiflora* (Griseb.) Horn de 10 m²; 3) parche de la macrófita flotante *Pistia stratiotes* L. de 17,5 m²; 4) acumulaciones de macroalgas (*Oedogonium* sp.) de 6 m²; 5) sedimento sin vegetación y 6) sector de descarga del desagüe pluvial que alimenta la charca. En el período húmedo se pudieron incluir solo tres de los ambientes analizados en el período seco: 1) parche de la macrófita emergente *P. aviculare* de 15 m², 2) sedimento sin vegetación y 3) sector de descarga del desagüe; ya que *P. stratiotes*, *H. multiflora* y acumulaciones de macroalgas no se registraron en la charca. En cada hábitat se tomaron dos réplicas al azar.

Para la recolección de invertebrados en parches de macrófitas y macroalgas se utilizó un cucharón muestreador de 500 ml (diámetro 0,13 m) y una red de mano (copo entomológico) de 300 µm de abertura de malla (diámetro 0,25 m). Con el cucharón se recogieron 10 L de agua entre los parches los cuales se filtraron a través de la red de mano para retener allí los invertebrados de cada muestra (10 L por muestra). A medida que se recolectaba el agua con el cucharón, los parches de macrófitas y macroalgas eran sacudidos para lograr el desprendimiento de los invertebrados. Este procedimiento también se utilizó para el muestreo del sector de descarga del desagüe, ya que éste estuvo completamente cubierto de macrófitas en ambos períodos hidrológicos.

En el hábitat de sedimento sin vegetación se recolectó sedimento del fondo de la charca con cucharón muestreador de 150 ml (diámetro 0,08 m). Para cada muestra se recolectó un cucharón y la totalidad del sedimento recogido se colocó en un frasco para su procesamiento en el laboratorio. Las muestras fueron fijadas

con solución de formaldehído 4% y preservadas en solución de etanol 70%. El procesamiento de las muestras se llevó a cabo en el laboratorio y la identificación de los invertebrados se realizó hasta el menor nivel taxonómico posible, mediante el uso de claves especializadas (Lopretto y Tell, 1995; Domínguez y Fernández, 2009). Los organismos de todas las muestras se cuantificaron como número de individuos por unidad de volumen y se incorporaron a la colección de Invertebrados del Departamento de Ciencias Naturales de la UNRC (Córdoba, Argentina).

De acuerdo con la clasificación propuesta por Wiggins *et al.* (1980), los invertebrados se clasificaron en cuatro grupos, en función de sus estrategias de vida. El Grupo 1 (G1) estuvo conformado por especies que sobreviven a la desecación, tienen dispersión pasiva y necesitan agua para la reproducción; el Grupo 2 (G2) incluyó especies que sobreviven a la desecación, tienen dispersión activa y necesitan agua para la reproducción; el Grupo 3 (G3) estuvo conformado por organismos que sobreviven a la desecación, tienen dispersión activa y no necesitan agua para la reproducción y el Grupo 4 (G4) incluyó especies que no sobreviven a la desecación, tienen dispersión activa y necesitan agua para la reproducción.

Para caracterizar el cuerpo de agua, se midieron variables fisicoquímicas, como temperatura (termómetro digital HANNA H198501), pH y conductividad (mediante sensores portátiles HANNA H198103 y H19803, respectivamente). En laboratorio, se determinaron sólidos disueltos totales (SDT), carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, nitratos, nitritos, fluoruros, dureza total y alcalinidad de las muestras de agua de acuerdo con métodos propuestos por APHA (1998).

Con el fin de analizar el contenido de materia orgánica y caracterizar el sustrato se tomaron muestras de sedimentos en cada uno de los ambientes considerados para la colecta de invertebrados durante el período seco. La materia orgánica presente en cada muestra se determinó por diferencia de peso utilizando una balanza analítica con precisión de 0,001 g, luego de haber sido tratada con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30% para la oxidación de la materia orgánica. Para analizar la composición

del sustrato se determinó el porcentaje en peso de cada clase textural de acuerdo con la escala de Wentworth (1922), aplicando el método de tamizado. Se apilaron en orden ascendente tamices con diferente abertura de malla (grava fina: 4 mm, grava muy fina: 2 mm, arena muy gruesa: 1 mm, arena gruesa: 1/2 mm, arena media: 1/4 mm, arena fina: 1/8 mm, arena muy fina: 1/16 mm y limo grueso: 1/32 mm). Por debajo se colocó una base que recolecta "pelitas" (1/64 mm), que incluye limo y arcilla. Luego, mediante la utilización de un agitador mecánico tipo Ro-Tap, la muestra se fraccionó completamente y se determinó el porcentaje de cada fracción a partir del peso del material retenido en cada malla y en la base, empleando balanza analítica con precisión de 0,001 g. Finalmente, para evaluar los cambios estacionales en la superficie de la charca se realizó el track del perímetro con GPS (Garmin etrex). Las mediciones se realizaron mensualmente durante el año en que se recolectaron las muestras (2010) y se incorporaron luego a un SIG (Arcmap 10.1) para calcular el área.

Análisis de datos

Para evaluar la variación espacio-temporal de los ensambles de invertebrados se realizó un Análisis de Correspondencia (AC) utilizando CANOCO versión 4.02 (ter Braak & Smilauer, 1998). Los taxones de macroinvertebrados característicos de cada ambiente de la charca y de cada período hidrológico se obtuvieron mediante el Método del Valor Indicador (IndVal Method, Dufrêne & Legendre, 1997) utilizando el programa estadístico PC-Ord for Windows 4.25 (McCune & Mefford, 1999). Los taxa con valores de IndVal superiores a 70% se consideraron indicadores.

Para comparar el número de taxones pertenecientes a cada estrategia de vida entre los distintos hábitats se realizaron ANOVAs de una vía (factor hábitat) considerando separadamente los datos correspondientes a cada período hidrológico. Adicionalmente, la comunidad de macroinvertebrados se caracterizó a través del cálculo de abundancia, riqueza taxonómica y de los índices de diversidad (H') y equitatividad (J') de Shannon para cada muestra. Estos

atributos estructurales se compararon mediante ANOVAs de dos vías para poder evaluar la interacción entre los factores: factor período hidrológico (seco y húmedo) y factor hábitat (*Polygonum aviculare*, fondo sin vegetación y descarga del desagüe). En todos los ANOVAs, el supuesto de normalidad fue verificado mediante el test Shapiro-Wilk e histogramas y el de homogeneidad de varianzas a través del análisis de diagramas de dispersión de residuos vs. predichos. Los datos de abundancia y riqueza taxonómica se transformaron a log10 (Y) y ln (Y) respectivamente, para cumplir con los supuestos requeridos por el análisis. Para las comparaciones *a posteriori* se utilizó la prueba DGC (Di Rienzo – Guzman - Casanoves, $\alpha=0,05$), un método jerárquico que controla el error de tipo I manteniendo una potencia aceptable (Di Rienzo *et al.*, 2002). Los análisis de varianza se realizaron utilizando el programa INFOSTAT Versión 2010 (Di Renzo *et al.*, 2010).

RESULTADOS

Los valores de las variables químicas fueron diferentes entre los períodos hidrológicos siendo, en general, más elevados en el período seco (Tabla 1). El agua se clasificó como moderadamente dura y bicarbonatada cálcica y los valores de nitratos y fluoruros no superaron los límites establecidos en la normativa de calidad de agua para consumo humano, según el Código Alimentario Argentino (Ley 18 284, Decreto 2126/71, Capítulo XII). En el período húmedo, la temperatura del agua fue levemente mayor y la profundidad promedio presentó valores más elevados y mayores diferencias entre hábitats. La superficie de la charca alcanzó su máximo valor en el mes de octubre (9807,5 m²) inmediatamente después del inicio de período lluvioso, luego de haber permanecido sin agua durante el mes de septiembre (Figura 1). El porcentaje de materia orgánica en el sedimento varió entre 1,9% y 4,4%, registrándose los menores porcentajes en el sedimento debajo de la macrófita flotante *P. stratiotes* y en el sedimento sin vegetación, y el mayor valor en el sedimento de la macrófita emergente *P. aviculare*. En general, los hábitats

vegetados ubicados en los márgenes de la charca (acumulaciones de macroalgas, *H. multiflora* y *P. aviculare*), presentaron mayores porcentajes de materia orgánica que los ambientes situados hacia el centro del cuerpo de agua (sector desagüe, fondo sin vegetación y *P. stratiotes*).

Con respecto al análisis granulométrico del sedimento, se observó que las muestras colectadas en el sector del desagüe, en acumulación de macroalgas, en *P. stratiotes* y en el sedimento sin vegetación presentaron una mayor heterogeneidad de clastos, abarcando granulometrías del tipo sábulo hasta pelitas

Tabla 1. Valores de las variables físicas y químicas registradas en la charca temporaria durante período seco y húmedo. Se incluyen los valores medidos de profundidad de cada uno de los hábitats (Pa: *Polygonum aviculare*, Hm: *Heteranthera multiflora*, Ps: *Pistia stratiotes*, M: macroalgas, S: sedimento sin vegetación, D: sector descarga del desagüe).

Table 1. Values of physical and chemical variables registered in the temporary pond during the dry and wet period. The measured depth values at each analyzed habitat are included (Pa: *Polygonum aviculare*, Hm: *Heteranthera multiflora*, Ps: *Pistia stratiotes*, M: macroalgae, S: sediment without vegetation, D: drain discharge sector).

	Período seco	Período húmedo
Temperatura del agua (°C)	14,3	16,0
pH	7,75	7,24
Conductividad 25°C (µS/cm)	341	184
Sólidos Disueltos Totales (mg/l)	282	185
Bicarbonatos (mg/l)	170,0	112,5
Sulfatos (mg/l)	11,8	11,8
Cloruros (mg/l)	11,4	11,4
Sodio (mg/l)	22,2	4,0
Potasio (mg/l)	8,5	6,2
Calcio (mg/l)	39,2	28,0
Magnesio (mg/l)	7,3	3,4
Nitrato (mg/l)	11,0	7,0
Fluoruro (mg/l)	0,4	0,2
Dureza total (meq/l)	2,6	2,3
Alcalinidad	2,7	1,8
	0,10 (Pa)	0,22 (Pa)
	0,21 (Hm)	0,12 (S)
Profundidad promedio (m)	0,10 (Ps)	0,38 (D)
	0,12 (M)	
	0,18 (S)	
	0,25 (D)	

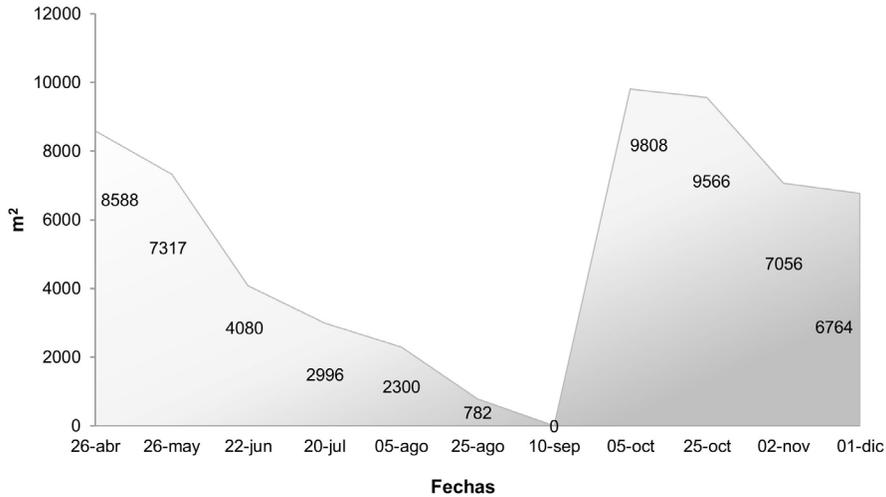


Figura 1. Variación mensual de la superficie de la charca temporal en m² durante el año 2010 (Río Cuarto, Córdoba). Los muestreos de invertebrados acuáticos se realizaron en los meses de junio y diciembre de ese año.

Figure 1. Monthly variation of the temporary pond surface in m² during 2010 (Río Cuarto, Córdoba). Sampling of aquatic invertebrates was carried out in June and December of that year.

(limo medio, fino y arcillas). Los mayores porcentajes en estos ambientes se registraron en arenas finas (28%) y muy finas (30%). Las muestras de sedimento correspondientes a los hábitats *H. multiflora* y *P. aviculare* presentaron una menor heterogeneidad de clastos, siendo las arenas gruesas (24%), medias (42%) y finas (28%) las clases texturales con mayor abundancia.

Se identificaron 53 taxa de macroinvertebrados correspondientes a ocho Phyla (Tabla 2). Nematoda y Naidinae (Annelida) fueron los taxa que presentaron una mayor abundancia y frecuencia de aparición (100%); sin embargo Insecta presentó la mayor riqueza taxonómica (35 taxa). El Análisis de Correspondencias mostró una separación de las muestras en función del hábitat y del período hidrológico (Figura 2). El Eje 1 separó las muestras recolectadas en el fondo sin vegetación del resto de los hábitats, indicando una segregación de los hábitats en relación con la presencia de vegetación acuática; mientras que el Eje 2 separó las muestras del período húmedo de las del período seco. Los autovalores de los ejes 1 y 2 fueron 0,394 y 0,290 respectivamente y estos explicaron el 32,3% de la varianza acumulada de los datos.

En el período seco se observó una fuerte dominancia de anélidos en los hábitats *P. aviculare*, *P. stratiotes* y acumulación de macroalgas (Figura 3), seguido por los nematodos como taxón subdominante; mientras que en el fondo sin vegetación esta dominancia se invirtió. El hábitat bajo la descarga del desagüe presentó una gran abundancia de insectos y fuertemente asociado con *H. multiflora* se registró el tardígrado *Dactylobiotus parthenogeneticus* Bertolani, 1982. En el período húmedo se observó una fuerte dominancia de anélidos en todos los hábitats principalmente en el fondo sin vegetación (Figura 3). En *P. aviculare* se registraron también artrópodos y nematodos en el sector de descarga del desagüe.

El método IndVal permitió identificar taxa característicos de cada uno de los hábitats del período seco (Tabla 3). Los hábitats *P. stratiotes* y fondo sin vegetación no registraron taxa indicadores. En el período húmedo también se observaron diferencias entre hábitats (Tabla 3). Con respecto a los taxa característicos de cada período hidrológico, el método IndVal mostró que Nematoda presentó mayor valor indicador en el período seco registrándose cinco taxa indicadores en total para este período, con valores indicadores entre 99 y

Tabla 2. Taxa de macroinvertebrados colectados en diferentes hábitats de una charca temporaria urbana (Córdoba, Argentina) durante el período seco (Se) y húmedo (Hu). Hábitats: *Polygonum aviculare* (Pa); *Heteranthera multiflora* (Hm); *Pistia stratiotes* (Ps); macroalgas (M); sedimento sin vegetación (S) y sector de descarga del desagüe (D). Grupos de estrategia de vida (GEV) definidos en la sección de Materiales y Métodos. F: frecuencia de aparición (%).

Table 2. Macroinvertebrates taxa collected in different habitats of an urban temporary pond (Córdoba, Argentina) during the dry (Se) and wet period (Hu). Habitats: *Polygonum aviculare* (Pa); *Heteranthera multiflora* (Hm); *Pistia stratiotes* (Ps); macroalgae (M); sediment without vegetation (S) and drain discharge sector (D). Life strategy groups (EV) defined in the Materials and Methods section. F: occurrence frequency (%).

Phylum	TAXA	F (%)	Hábitats	Período	GEV
Cnidaria	<i>Hydra</i> sp.	22	Hm-Ps-M	Se	G1
Platyhelminthes	Dugesidae	6	Pa	Hu	G1
Nemertea	<i>Prostoma</i> sp.	17	Hm-Ps-M	Se	G1
Nematoda		100	Pa-S-D-Hm-Ps-M	Se-Hu	G1
Tardigrada	<i>Dactylobiotus partenogeneticus</i> Bertolani, 1982	17	Hm-M	Se	G1
Mollusca	<i>Lymnaea</i> sp.	17	Hm-Ps-M	Se	G1
Annelida	Naidinae	100	Pa-S-D-Hm-Ps-M	Se-Hu	G1
	<i>Pristina</i> sp.	50	Pa-D-Hm-Ps-M	Se	G1
	<i>Chaetogaster</i> sp.	17	Pa-M-D	Se-Hu	G1
	<i>Dero</i> (<i>Aulophorus</i>) sp.	33	Hm-P- Pa-S-D	Se-Hu	G1
	<i>Dero</i> (<i>Dero</i>) sp.	6	S	Hu	G1
	<i>Stylaria</i> sp.	17	M-D	Se	G1
	Tubificinae	17	M-S-D	Se-Hu	G1
	Lumbriculidae	6	M	Se	G1
	Lumbricidae	11	S-D	Hu	G1
	Hirudinea (morfortipo 1)	67	Pa-Hm-Ps-M-D-S	Se-Hu	G1
	Hirudinea (morfortipo 2)	39	Pa-Hm-Ps-M	Se	G1
	Hirudinea (morfortipo 3)	17	Hm-Ps-S	Se	G1
Arthropoda	Hydrachnidia	39	Hm-M- D-Pa	Se-Hu	G4
	Ostracoda	50	Hm-Ps-M- S-Pa- D	Se-Hu	G1
	Isotomidae	67	Hm-P- M-Pa-D	Se-Hu	G1
	Poduridae	28	Hm-M-D	Se-Hu	G1
	Entomobryidae	33	Hm-M-D-Pa	Se-Hu	G1
	Sminthuridae	39	Hm-M-D- Pa	Se-Hu	G1
	<i>Callibaetis</i> sp.	6	Pa	Se	G4
	<i>Camelobaetidius penai</i> Traver & Edmunds, 1968	6	Ps	Se	G4
	Coeangrionidae	72	Hm-Ps-M-Pa-D	Se-Hu	G4
	Lestidae	17	Hm-M	Se	G3
	Gomphidae	11	Hm-Ps	Se	G4
	Aeshnidae	17	Hm-Ps	Se	G4
	Libellulidae	6	M	Se	G4
	<i>Belostoma</i> sp.	39	Hm-M-Pa- D	Se-Hu	G4
	Belostomatidae (ninfas)	11	Pa	Hu	G4
	<i>Buenoa</i> sp.	17	M-D	Se	G4
	<i>Notonecta</i> sp.	11	Ps-M	Se	G4
	Notonectidae (ninfas)	6	Hm	Se	G4
	<i>Sigara</i> sp.	22	Ps-M-D	Se	G4
	Corixidae (ninfas)	28	Hm-M-D Pa	Se-Hu	G4
	<i>Thermonectus</i> sp.	6	M	Se	G4
	Dysticidae (larvas)	11	Hm	Se	G4
	<i>Derallus</i> sp.	6	M	Se	G4
	<i>Enochrus</i> sp.	22	Pa-Ps-M-D	Se	G4
	<i>Paracymus</i> sp.	11	M-D	Se	G4
	Lepidoptera	6	D	Hu	G4
	Psychodidae	11	Pa	Se-Hu	G2
	Culicidae	61	Hm-M-Pa- D	Se-Hu	G3
	Ceratopogonidae	6	S	Se	G2
	Stratiomyidae	56	Hm-Ps-M-D-Pa	Se-Hu	G2
	Ephydriidae	22	Hm-Ps-M	Se	G4
	Muscidae	6	M	Se	G4
	Chironominae	83	Hm-Ps-M-S-Pa-D	Se-Hu	G2
	Tanypodinae	61	Hm-Ps-M-S-D-Pa	Se-Hu	G4

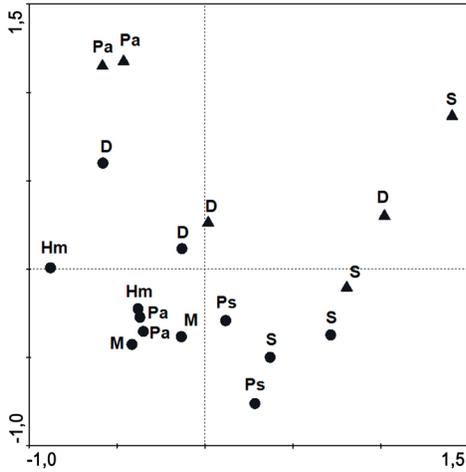


Figura 2. Análisis de Correspondencias (AC) de las muestras de macroinvertebrados colectadas en diferentes hábitats de la charca temporaria durante el período seco (círculos) y húmedo (triángulos). Pa: *Polygonum aviculare*, Hm: *Heteranthera multiflora*, Ps: *Pistia stratiotes*, M: macroalgas, S: sedimento sin vegetación, D: sector de descarga del desagüe.

Figure 2. Correspondence analysis (CA) of macroinvertebrates samples collected in different habitats of the temporary pond during the dry (circles) and wet period (triangles). Pa: *Polygonum aviculare*, Hm: *Heteranthera multiflora*, Ps: *Pistia stratiotes*, M: macroalgae, S: sediment without vegetation, D: drain discharge sector.

Tabla 3. Taxa indicadores (VI > 70%) para cada hábitat de la charca temporaria (Río Cuarto, Córdoba) durante el período seco y húmedo. VI: valor indicador.

Table 3. Indicators taxa (IV > 70%) for each habitat of the temporary pond (Río Cuarto, Córdoba) during the dry and wet period. IV: indicator value.

PERÍODO SECO		PERÍODO HÚMEDO	
Hábitats	VI	Hábitats	VI
<i>Polygonum aviculare</i>		<i>Polygonum aviculare</i>	
<i>Liodesus</i> sp.	88,5	Belostomidae (ninfas)	100
<i>Heteranthera multiflora</i>		Corixidae (ninfas)	
Dysticidae (larvas)	100	Entomobryidae	100
<i>Dactylobiotus partenogeneticus</i>	99,6	Sminthuridae	100
Aeshnidae	94,6	Isotomidae	97,9
Ostracoda	83,9	Ostracoda	97,4
Macroalgas		Culicidae	
<i>Stylaria</i> sp.	95,7	Coenagrionidae	89,4
Descarga del desagüe		<i>Belostoma</i> sp.	
Poduridae	94,5	Sedimento sin vegetación	
Sminthuridae	78,3	Naidinae	97,3
Culicidae	78,1	Nematoda	94,3
		Descarga del desagüe	
		Chironominae	88

72 % (Nematoda, Tanypodinae, *Pristina* sp., Stratiomyidae, Chironominae, de mayor a menor respectivamente). Por el contrario, Naidinae fue el único taxón indicador del período húmedo (VI=86 %).

El número de taxa del G3 de estrategia de vida

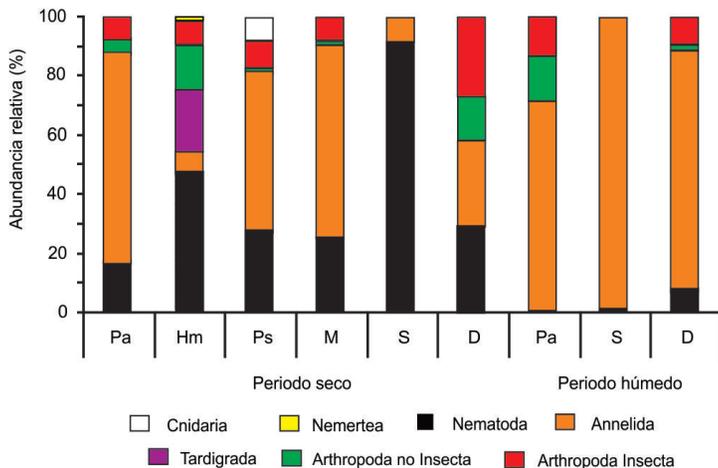


Figura 3. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos en los diferentes hábitats de la charca temporaria durante el período seco y húmedo. Pa: *Polygonum aviculare*, Hm: *Heteranthera multiflora*, Ps: *Pistia stratiotes*, M: macroalgas, S: sedimento sin vegetación, D: sector de descarga del desagüe.

Figure 3. Relative abundance of the main taxonomic groups in the different habitats of the temporary pond during the dry and wet period. Pa: *Polygonum aviculare*, Hm: *Heteranthera multiflora*, Ps: *Pistia stratiotes*, M: macroalgae, S: sediment without vegetation, D: drain discharge sector.

Tabla 4. Resultados de los ANOVAs de una vía aplicados para comparar el número de taxa dentro de cada grupo de estrategia de vida entre los distintos hábitats del período seco y húmedo. Los análisis se realizaron por período hidrológico. Los valores p significativos ($p < 0.05$) se muestran en negrita. F: estadístico F de Fisher, gl: grados de libertad, (factor, error).

Table 4. One-way ANOVA results applied to compare the taxa number in each life strategy group among the different habitats of the dry and wet period. Analyses were performed for each hydrological period. Significant values ($p < 0.05$) are in bold. F: Fisher statistic, gl: degree of freedom.

	PERÍODO SECO			PERÍODO HÚMEDO			
	gl	F	p	gl	F	p	
Grupo 1	5, 6	1,98	0,215	Grupo 1	2, 3	3,50	0,164
Grupo 2	5, 6	1,07	0,461	Grupo 2	2, 3	0,60	0,604
Grupo 3	5, 6	4,80	0,041	Grupo 3	2, 3	3,00	0,192
Grupo 4	5, 6	2,15	0,189	Grupo 4	2, 3	21,90	0,016

fue diferente entre los hábitats del período seco, de acuerdo con los resultados del ANOVA (Tabla 4, Figura 4). Los hábitats *P. stratiotes* y sedimento sin vegetación no registraron taxa pertenecientes al G3 (prueba DGC *a posteriori*, $p < 0,05$). Durante el período húmedo, el número de taxa del G4 fue mayor en el hábitat *P. aviculare*, con respecto a los otros dos hábitats de ese período (prueba DGC *a posteriori*, $p < 0,05$) (Tabla 4, Figura 4). Durante este período, los hábitats en sector de descarga del desagüe y *P. aviculare* presentaron todos los grupos de estrategia de vida mientras que el sedimento sin vegetación sólo presentó taxa pertenecientes al G1 (Figura 4).

Los ANOVAs de dos vías mostraron diferencias en los atributos estructurales de la comunidad entre los distintos hábitats considerados. El sedimento sin vegetación fue el hábitat que presentó los menores valores de diversidad, equitatividad y riqueza y la mayor abundancia

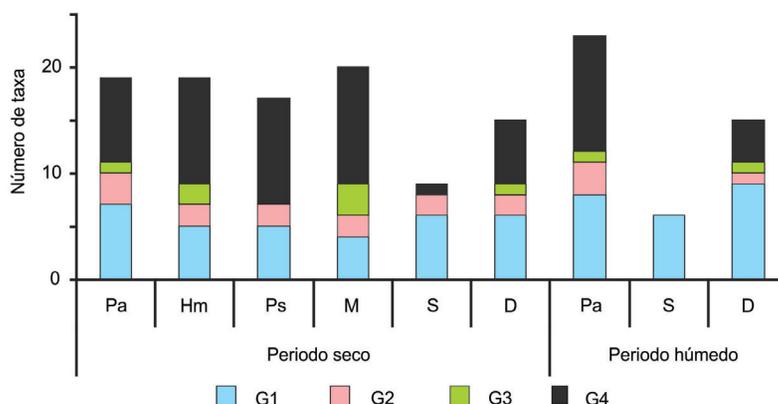


Figura 4. Número de taxa en cada grupo de estrategia de vida en los diferentes hábitats durante el período seco y húmedo. Pa: *Polygonum aviculare*, Hm: *Heteranthera multiflora*, Ps: *Pistia stratiotes*, M: macroalgas, S: sedimento sin vegetación, D: sector de descarga del desagüe. Grupos de estrategias de vida: **G1**: sobreviven a la desecación, tienen dispersión pasiva, necesitan agua para la reproducción; **G2**: sobreviven a la desecación, tienen dispersión activa, necesitan agua para la reproducción; **G3**: sobreviven a la desecación, tienen dispersión activa, no necesitan agua para la reproducción; **G4**: no sobreviven a la desecación, tienen dispersión activa, necesitan agua para la reproducción.

Figure 4. Taxa number of each life strategy group in the different habitats during the dry and wet period. Pa: *Polygonum aviculare*, Hm: *Heteranthera multiflora*, Ps: *Pistia stratiotes*, M: macroalgae, S: sediment without vegetation, D: drain discharge sector. Life strategy groups: **G1**: survive desiccation, have passive dispersion, need water for reproduction; **G2**: survive desiccation, have active dispersion, need water for reproduction; **G3**: survive desiccation, have active dispersion, do not need water for reproduction; **G4**: do not survive desiccation, have active dispersion, need water for reproduction.

Tabla 5. Resultados de los ANOVAs de dos vías aplicados para comparar los atributos estructurales del ensamble de macroinvertebrados entre los distintos hábitats y períodos hidrológicos. Los valores p significativos ($p < 0.05$) se muestran en negrita. F: estadístico F de Fisher, gl: grados de libertad.

Table 5. Two-way ANOVA results applied to compare the structural attributes of macroinvertebrate assemblages among the different habitats and hydrological periods. Significant values ($p < 0.05$) are in bold. F: Fisher statistic, gl: degree of freedom.

	gl (factor, error)	F	p		gl (factor, error)	F	p
DIVERSIDAD				EQUITATIVIDAD			
Período	1, 6	3,77	0,100	Período	1, 6	9,44	0,021
Hábitat	2, 6	33,2 ₁	0,001	Hábitat	2, 6	50,61	0,001
Período*Hábitat	2, 6	1,23	0,357	Período*Hábitat	2, 6	3,11	0,119
RIQUEZA				ABUNDANCIA			
Período	1, 6	9,42	0,022	Período	1, 6	4,46	0,079
Hábitat	2, 6	50,5 ₀	0,001	Hábitat	2, 6	40,38	0,001
Período*Hábitat	2, 6	3,10	0,119	Período*Hábitat	2, 6	0,01	0,992

de invertebrados (Tabla 5, Figura 5, prueba DGC *a posteriori*, $p < 0,05$). La diversidad, la equitatividad y la riqueza fueron mayores en el

sector de descarga del desagüe y en los parches de *P. aviculare* (Figura 5). La equitatividad y riqueza taxonómica también variaron entre

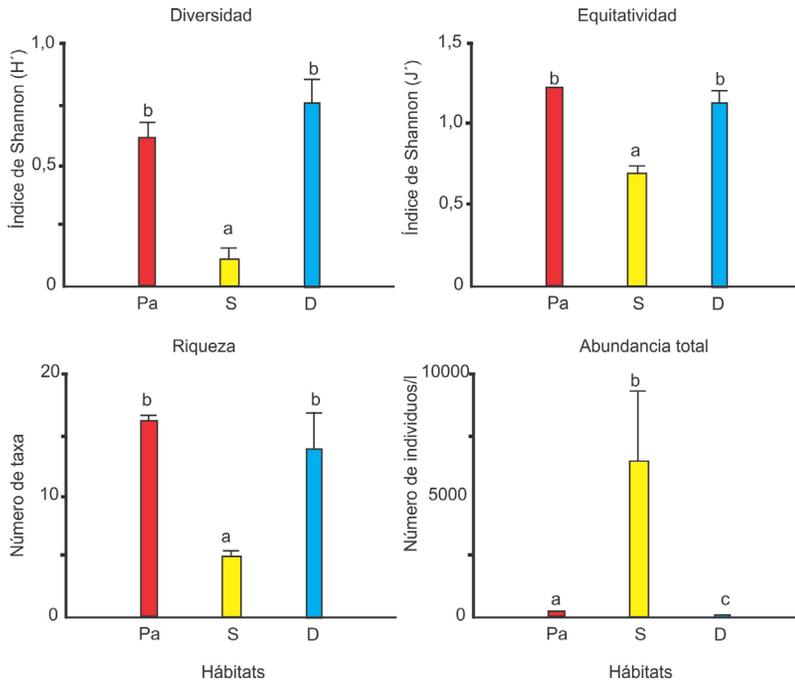


Figura 5. Variación de los atributos estructurales diversidad de Shannon, equitatividad, riqueza taxonómica y abundancia total de invertebrados entre los hábitats de la charca temporaria muestreados en ambos períodos hidrológicos. Las letras sobre las barras representan las diferencias de acuerdo a la prueba *a posteriori* DGC del ANOVA de dos vías ($p < 0,05$). Pa: *Polygonum aviculare*, S: sedimento sin vegetación, D: sector de descarga del desagüe.

Figure 5. Variation of the structural attributes Shannon diversity (A), evenness (B), taxonomic richness (C) and total abundance of invertebrates (D) among habitats of the temporary pond sampled in both hydrological periods. Letters on bars represent the differences according to the DGC *post-hoc* test of the two-way ANOVA ($p < 0.05$). Pa: *Polygonum aviculare*, S: sediment without vegetation, D: drain discharge sector.

períodos hidrológicos correspondiendo los valores más elevados al período seco (Tabla 5, prueba DGC *a posteriori*, $p < 0,05$).

DISCUSIÓN

Los macroinvertebrados acuáticos registrados mostraron una segregación espacial y temporal en la charca temporaria. El Análisis de Correspondencias mostró una separación de las muestras en función del hábitat y del período hidrológico, indicando una diferenciación de los ensambles de macroinvertebrados en relación con la presencia de macrófitas acuáticas y con la estacionalidad. La segregación del ensamble vinculada con la presencia de vegetación acuática concuerda con los resultados obtenidos por otros autores (Bazzanti *et al.*, 2010; Della Bella *et al.*, 2005; Solimini *et al.*, 2005). Las plantas acuáticas, en comparación a los ambientes no vegetados, incrementan la heterogeneidad del hábitat influyendo en la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados (Bazzanti *et al.*, 2009; 2010; Fontanarrosa *et al.*, 2013). Por otro lado, la segregación de las muestras en relación con el período hidrológico demuestra una sucesión en la comunidad de macroinvertebrados durante el ciclo estacional, en coincidencia con lo reportado por otros estudios (Bazzanti *et al.*, 1996; Boix *et al.*, 2004; Culioli *et al.*, 2006). Esta segregación temporal de la comunidad se relaciona con las diferentes estrategias de historia de vida de los organismos, tales como dispersión o resistencia a la sequía (Wiggins *et al.*, 1980), y también con los cambios en la comunidad vinculados a la estructura trófica (Boix *et al.*, 2004).

Durante el período seco, *Liodessus* sp. (Coleoptera) fue el taxón indicador del hábitat *P. aviculare*; mientras que en *H. multiflora* los mayores valores indicadores se obtuvieron para larvas de Dytiscidae (Coleoptera), el tardígrado *D. parthenogeneticus* y Aeshnidae (Odonata). Los coleópteros Dytiscidae, dentro de los cuales se incluye *Liodessus*, utilizan las macrófitas como sitios de oviposición y refugio (Bazzanti *et al.*, 2010; Fontanarrosa *et al.*, 2013). Por otra parte, el tardígrado *D. parthenogeneticus* vive preferentemente en ambientes lénticos sobre algas filamentosas o macrófitas alimentándose de sus fluidos (Garey *et al.*, 2008). Asimismo,

las especies de Aeshnidae han sido reportadas en estrecha asociación a la vegetación acuática desde donde acechan a sus presas (Westfall & Tennesen, 1996).

Durante el período húmedo, estados inmaduros de Corixidae y Belostomatidae (Heteroptera) y colémbolos Entomobryidae y Sminthuridae presentaron los mayores valores indicadores en *P. aviculare*. Los corixidos y belostomátidos son considerados pioneros al inicio de la estación húmeda (Fischer *et al.*, 2000) ya que son capaces de distinguir hábitats acuáticos de pequeño tamaño para la oviposición durante el vuelo (Boda & Csabai, 2009). Asimismo, los heterópteros acuáticos son organismos depredadores estrechamente relacionados con las macrófitas que les proveen refugio y alimento (Jara *et al.*, 2013). Por otro lado, Chironominae fue el único taxón indicador en el sector de la descarga del desagüe, y al igual que los corixidos y belostomátidos, es considerado pionero en las charcas temporales (Epele & Miserendino, 2016). Estos dípteros se caracterizan por poseer una alta fecundidad, ciclos de vida cortos y capacidad para resistir como larvas o huevos a la fase seca de las charcas (Bazzanti *et al.*, 1997; Wiggins *et al.*, 1980) lo que les permite formar abundantes poblaciones al retornar las condiciones favorables.

El análisis temporal de los grupos taxonómicos dominantes y el método IndVal demostraron que Nematoda fue característico del período seco, mientras que Naidinae fue dominante durante el período húmedo. La estacionalidad implica una sucesión de períodos de circulación y estancamiento del agua con diferentes temperaturas, contenido de oxígeno y minerales (Collado & Schmelz, 2001). En consecuencia, se producen cambios en la composición del sustrato especialmente en términos de contenido y calidad de la materia orgánica. Los resultados de estos procesos suponen un recambio de los recursos alimentarios para oligoquetos y nemátodos (Majdi & Traunspurger, 2015), lo que podría explicar la alternancia estacional en la dominancia de estos invertebrados.

El análisis de los grupos de estrategia de vida indicó que los Grupos 1 y 4 presentaron el mayor número de taxa en casi todos los hábitats en ambos períodos hidrológicos, lo

que coincide con Bazzanti *et al.* (2009, 2010). Los taxa pertenecientes al Grupo 1 como anélidos y nemátodos se asociaron principalmente al sedimento sin vegetación; mientras que una gran abundancia de taxa del Grupo 4 como heterópteros, coleópteros y odonatos se registró en los hábitats vegetados. Los organismos residentes (o colonizadores pasivos) pertenecientes al Grupo 1, se encuentran comúnmente en los sedimentos no vegetados ya que resisten la desecación a través de huevos, larvas y adultos (Wiggins *et al.*, 1980; Williams, 1997; Bazzanti *et al.*, 2010). Por el contrario, la asociación observada entre los taxa del Grupo 4 y los hábitats vegetados puede interpretarse considerando que estos hábitats son más estables y aumentan el área superficial disponible para los taxa móviles de este grupo que no sobreviven a la desecación (Bazzanti *et al.*, 2009).

Los atributos estructurales del ensamble presentaron diferencias entre los hábitats. La mayor diversidad se registró en el sector de descarga del desagüe y la mayor equitatividad y riqueza taxonómica en el hábitat vegetado *P. aviculare*. Cabe destacar que los márgenes de la charca en el sector de descarga del desagüe presentaban densos parches de *P. aviculare*. Estos resultados concuerdan con otros estudios que también señalan valores elevados de riqueza y diversidad en los ambientes vegetados vinculados a la heterogeneidad y los recursos de calidad que proveen estos hábitats (Heino, 2000; Della Bella *et al.*, 2005; Bazzanti *et al.*, 2010). Por el contrario, el fondo sin vegetación presentó la mayor abundancia de invertebrados, dada principalmente por nemátodos. Estos metazoos son muy abundantes en los sedimentos acuáticos, ya que pueden soportar condiciones desfavorables como por ejemplo bajas concentraciones de oxígeno (Abebe *et al.*, 2008; Tahseen, 2012). Los nemátodos en las charcas temporales entran en quiescencia en respuesta al estrés hídrico (Wiggins *et al.*, 1980) y junto a la capacidad de autofecundación y la dispersión pasiva, se benefician frente a estas condiciones desfavorables (Tahseen, 2012).

La equitatividad y la riqueza taxonómica también difirieron entre los períodos hidrológicos, registrándose los valores más elevados en el período seco (junio), luego de seis meses de permanencia del agua. En contraste, los

valores correspondientes al período húmedo se obtuvieron luego de tres meses del inicio de la época de lluvias. Si bien, en este estudio se recolectaron muestras en una fecha de cada período, los resultados sugieren una influencia de la longitud del hidroperíodo en la riqueza taxonómica, de manera similar a lo reportado por otros estudios (Bazzanti *et al.*, 2009; 2010; Della Bella *et al.*, 2005). En hidroperíodos más largos, un mayor número de especies es capaz de completar su desarrollo y mantener poblaciones viables, especialmente aquellas que presentan dispersión activa ya que la permanencia del agua proporciona mayor tiempo disponible para la colonización (Fontanarrosa *et al.*, 2009). Futuros estudios que incluyan mayor frecuencia de muestreos en cada período en diferentes charcas de la región permitirán profundizar la información acerca del efecto de las fluctuaciones estacionales en la permanencia del agua sobre el ensamble de macroinvertebrados. Los resultados obtenidos ratifican la importancia de las macrófitas como elemento clave en el mantenimiento de la biodiversidad, proporcionando información de base con uso potencial en el monitoreo, el manejo y la conservación de la charca temporaria urbana "Las Brujas".

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Javier Márquez y Cintia Barroso por su ayuda en las tareas de campo y laboratorio y a la Dra. Mariana Rocha por la identificación de los ejemplares de Tardigrada. Agradecemos también los comentarios de los revisores los cuales mejoraron la primera versión del manuscrito. Este trabajo fue financiado por la Secretaría de Ciencia y Técnica de la UNRC. Deseamos agradecer especialmente a la profesora Gabriela Villalba por su ayuda en las tareas de campo y laboratorio y dedicamos este trabajo a su memoria.

REFERENCIAS

- Abebe, E., Decraemer, W. & De Ley, P. (2008). Global diversity of nematodes (Nematoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 67–78.

- APHA. (1998).** *Standard methods for examination of water and wastewater*. 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association and the Water and Environment Federation. Washington (DC).
- Barbour, M. T., Stribling, J. B. & Karr, J. R. (1995).** Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological conditions. In: Davis, W. S. & Simon, T. P. (Eds.). *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making* (pp. 63-77). Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Bazzanti, M., Baldoni, S. & Seminara, M. (1996).** Invertebrate macrofauna of a temporary ponds in Central Italy: composition, community parameters and temporal succession. *Archiv für Hydrobiologie*, 137,77-94.
- Bazzanti, M., Seminara, M. & Baldoni, S. (1997).** Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in central Italy. *Journal of Freshwater Ecology*, 12(1), 89-99.
- Bazzanti, M., Della Bella, V. & Grezzi, F. (2009).** Functional characteristics of macroinvertebrate communities in Mediterranean ponds (Central Italy): influence of water permanence and mesohabitat type. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 45(1): 29-39.
- Bazzanti, M., Coccia, C. & Dowgiallo, M. G. (2010).** Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: taxonomic and functional analyses. *Limnologica*, 40(4), 291-299.
- Boda, P. & Csabai, Z. (2009).** Seasonal and diel dispersal activity characteristics of *Sigara lateralis* (Leach, 1817) (Heteroptera: Corixidae) with special emphasis on possible environmental factors and breeding state. *Aquatic Insects*, 31(4), 301-314.
- Boix, D., Sala, J., Quintana, X. D. & Moreno-Amich R. (2004).** Succession of animal community in a Mediterranean temporary pond. *Journal North American Benthological Society*, 23(1), 29-49.
- Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Martinoy, M., Gifre, J. & Quintana, X. D. (2005).** A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian Peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(6), 635-651.
- Boix, D., Kneitel, J., Robson, B. J., Duchet, C., Zúñiga, L., Day, J., Gascón, S., Sala, J., Quintana, X.D. & Blaustein, L. (2016).** Invertebrates of freshwater temporary ponds in Mediterranean climates. In: Batzer, D. & Boix, D. (eds.), *Invertebrates in freshwater wetlands* (pp. 141-189). Switzerland: Springer.
- Cabido, D., Cabido, M., Garré, S. M., Gorgas, J. A., Miatello, R., Ravelo, A., Rambaldi, S. y Tassile, J. L. (2003).** *Regiones Naturales de la provincia de Córdoba*. Agencia Córdoba DACyT. Dirección de Ambiente. Gobierno de la Provincia de Córdoba. Argentina.
- Céréghino, R., Biggs, J., Declerck, S. & Oertli, B. (2008).** The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, 597,1-6.
- Collado, R. & Schmelz, M. (2001).** Oligochaete distribution patterns in two German hardwater lakes of different trophic state. *Limnologica*, 31(4), 317-328.
- Culioli, J. L., Foata, J., Mori, C., Orsini, A. & Marchand, B. (2006).** Temporal succession of the macroinvertebrate fauna in a corsican temporary pond. *Viet et Milieu-Life and Environment*, 56(3), 215-221.
- Della Bella, V., Bazzanti, M. & Chiarotti, F. (2005).** Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(6), 583-600.
- Di Rienzo, J. A., Guzmán, A. W. & Casanoves, F. (2002).** A multiple comparisons method based on the distribution of the root node distance of a binary tree. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 7(2), 129-142.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2010).** *InfoStat versión 2010*. Grupo InfoStat, F.C.A, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Web link: <http://www.infostat.com.ar>.

- Domínguez, E. y Fernández, H. R. (Eds.). (2009).** *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997).** Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366.
- Epele, L. B. & Miserendino, M. L. (2016).** Temporal dynamics of invertebrate and aquatic plant communities at three intermittent ponds in livestock grazed Patagonian wetlands. *Journal Natural History*, 50(11-12), 711-730.
- European Pond Conservation Network, EPCN. (2008).** *Manifiesto sobre las charcas*. Disponible en: <https://www.europeanponds.org/publications/epcn-publications/> (fecha de acceso: 20-05-2020).
- Fischer, S., Marinone, M. C., Fontanarrosa, M. S., Nieves, M. & Schweigmann, N. (2000).** Urban rain pools: seasonal dynamics and entomofauna in a park of Buenos Aires. *Hydrobiologia*, 441(1), 45-53.
- Fontanarrosa, M. S., Collantes, M. B. & Bachmann, A. O. (2009).** Seasonal patterns of the insect community structure in urban rain pools of temperate Argentina. *Journal of Insect Science*, 9(10): 1-17.
- Fontanarrosa, M. S., Collantes, M. B. & Bachmann, A. O. (2013).** Aquatic Insect Assemblages of Man-Made Permanent Ponds, Buenos Aires City, Argentina. *Neotropical Entomology*, 42(1): 22-31.
- Garey, J. R., McInnes, S. J. & Nichols, P. B. (2008).** Global diversity of tardigrades (Tardigrada) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 101-106.
- Hassall C. (2014).** The ecology of urban ponds. *WIREs Water*, 1,187-206.
- Heino, J. (2000).** Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia*, 418, 229-242.
- Jara, F. G., Úbeda, C. A. & Perotti, M. G. (2013).** Predatory insects in lentic freshwater habitats from northwest Patagonia: richness and phenology. *Journal Natural History*, 47, 2749-2768.
- Jeffries, M. J. (2003).** Idiosyncratic relationships between pond invertebrates and environmental, temporal and patch specific predictors of incidence. *Ecography*, 26, 311-324.
- Johansson, F. & Suhling, F. (2004).** Behaviour and growth of dragonfly larvae along a permanent to temporary water habitat gradient. *Ecological Entomology*, 29, 196-203.
- Lee, A. C. K. & Maheswaran, R. (2011).** The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence. *Journal of Public Health*, 33(2), 212-222.
- Lopretto, E. C. y Tell, G. (1995).** *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Tomo I, II y III. La Plata, Argentina: Ediciones Sur.
- Majdi, N. & Traunspurger, W. (2015).** Free-living nematodes in the freshwater food web: a review. *Journal of Nematology*, 47(1), 28-44.
- McCune, B. & Mefford, M. J. (1999).** *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4.25. Oregon: MjM Software, Gleneden Beach.
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. (2000).** The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35, 25-33.
- Morrone, J. J. (2014).** Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, 3782, 1-110.
- Nieto, C., Ovando, X. M. C., Loyola, R., Izquierdo, A., Romero, F., Molineri, C., Rodríguez, J., Rueda Martín, P., Fernández, H., Manzo, V. & Miranda, M. J. (2017).** The role of macroinvertebrates for conservation of freshwater systems. *Ecology and Evolution*, 7(14), 5502-5513.
- Noble A. & Hassall C. (2015).** Poor ecological quality of urban ponds in northern England: causes and consequences. *Urban Ecosystems*, 18(2), 649-662.
- Ramsar Convention Secretariat. (2002).** *Guidance for identifying, sustainably managing, and designating temporary pools as Wetlands of International Importance*. 8TH Meeting of the

Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands. Resolution VIII.33. <https://www.ramsar.org>.

- Solimini, A. G., Della Bella, V. & Bazzanti, M. (2005).** Macroinvertebrate size spectra of Mediterranean ponds with differing hydroperiod length. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 601–611.
- Tahseen, Q. (2012).** Nematodes in aquatic environments: adaptations and survival strategies. *Biodiversity Journal*, 3(1), 13-40.
- ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. (1998).** *CANOCO Reference manual and User's guide to Canoco for Windows: software for Canonical Community Ordination (version 4)*. New York: Microcomputer power.
- Wentworth, C. K., (1922).** A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377-392.
- Westfall Jr., M. J. & Tennesen, K. J. (1996).** Odonata. In: Merritt R. W. & Cummins K.W. (eds). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd edition (pp. 164-211). Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Wiggins G.B., Mackay R.J. & Smith I.M. (1980).** Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement 58*, 97–206.
- Williams D. D. (1997).** Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7, 105-117.
- Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P. & Sear D. (2004).** Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115, 329-341.

Biodiversidad de macrocrustáceos del río Fuerte, Sinaloa, México

Biodiversity of macrocrustaceans of river Fuerte, Sinaloa, Mexico

CARLOS M. VALDEZ-FLORES¹, GEOVANY SOTO-DOMÍNGUEZ¹, PEDRO HERNÁNDEZ-SANDOVAL¹,
JESÚS G. LUNA-VALDEZ², GERARDO RANGEL-COTA³ Y MARCELO U. GARCÍA GUERRERO⁴

¹Unidad Regional Los Mochis de la Universidad Autónoma de Occidente, Departamento de Ciencias Naturales y Exactas, Boulevard Macario Gaxiola s/n, CP 81217, Los Mochis, Sinaloa, México.

²Unidad Regional Los Mochis de la Universidad Autónoma de Occidente. Departamento Académico de Ingeniería y Tecnología. Boulevard Macario Gaxiola s/n, CP. 81217. Los Mochis, Sinaloa, México.

³Instituto Tecnológico de Los Mochis. Licenciatura en Biología. Boulevard Juan de Dios Bátiz y 20 de noviembre. A.P. 766. Los Mochis, Sinaloa, México.

⁴Laboratorio de Acuacultura, CIDIIR-IPN Oaxaca, Calle Hornos 1003, Col. Noche Buena, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, 71230. México.

E-mail: pedro.hernandez@uadeo.mx

RESUMEN. El río Fuerte, a través de su cauce forma grandes ecosistemas que sirven de hábitat para especies de macrocrustáceos de agua dulce que son de importancia ecológica y económica en la zona norte del estado de Sinaloa, México. El objetivo de esta investigación es generar información acerca de la diversidad de macrocrustáceos y su distribución espacial en el río Fuerte, ya que no existe información publicada al respecto. Se establecieron cinco estaciones de muestreo (El Fuerte, San Blas, San Miguel, San José y Las Grullas) a lo largo de su cauce en función de la altitud (m s.n.m) y distancia entre las mismas, iniciando en el municipio de El Fuerte (El) hasta su desembocadura en la población de Las Grullas (EV) del municipio de Ahome. La riqueza específica total fue de 12 taxa. Palémonidos y cambáridos fueron los taxa mejor representados. La diversidad (índice de Shannon-Wiener) fue mayor ($H' = 0.92$) respecto a otros ríos de México. El análisis de ordenación nMDS de Bray Curtis indicó que la comunidad se puede agrupar en tres grupos bien definidos. *Macrobrachium tenellum* y *Potimirin glabra* fueron las especies más abundantes. El sector Las Grullas tuvo el menor número de individuos, con presencia de especies como *Litopenaeus vannamei* y *Callinectes arcuatus*. Además, se registró la presencia de una especie exótica (*Procambarus clarkii*) y una no citada previamente para la zona (*P. glabra*).

Palabras clave: Comunidad, índice ecológico, palémonidos, taxones.

ABSTRACT. The Fuerte river forms large ecosystems in its channel that serve as the habitats for freshwater macrocrustaceans with ecological and economical importance in the Northern area of the state of Sinaloa, Mexico. The objective of this investigation is to generate information about the biodiversity and the spatial patterns of the crustacean community due to the absence of published data of this fauna. Therefore, five sampling stations were established (El Fuerte, San Blas, San Miguel, San José and Las Grullas) along the river channel at different altitudes (m a.s.l.) and distances, beginning at El Fuerte (El) municipality until its mouth at Las Grullas (EV) in the Ahome municipality. The specific richness was 12 ($S=12$). Palaemonids and cambarids were the best represented taxa. The diversity (Shannon-Wiener index) was higher ($H'=0.92$) than the recorded in other Mexican rivers. The Bray Curtis ordination (nMDS) analysis showed that the community was formed by three well defined groups. *Macrobrachium tenellum* and *Potimirin glabra* were the most

abundant species. Las Grullas sector showed the minor number of individuals, with the presence of species such as *Litopenaeus vannamei* and *Callinectes arcuatus*. Furthermore, an exotic species (*Procambarus clarkii*) was found as well as a species (*P. glabra*) previously not reported for the region.

Keywords: Community, diversity index, palaemonids, taxa.

INTRODUCCIÓN

México cuenta con 135 ríos principales, los cuales se encuentran agrupados en tres vertientes (CONAGUA, 2016). Los situados en el estado de Sinaloa pertenecen a la vertiente occidental, es decir, vierten sus aguas al océano Pacífico. Existen 11 ríos, divididos en dos regiones hidrológicas mantenidas gracias a los escurrimientos superficiales provenientes de la sierra de Chihuahua y Durango (INEGI, 2017). El río Fuerte se destaca entre estos ríos. Se ubica en la parte norte del estado, y atraviesa los municipios de El Fuerte y Ahome, formando una de las cuencas más grandes de la entidad y junto con la del Río Sinaloa conforman alrededor del 50% del total del área hidrológica (Orrantia Verduzco, 2019).

El río Fuerte forma grandes ecosistemas que sirven de hábitat para especies tan heterogéneas como los crustáceos y que representan interés ecológico y económico para el estado. Posiblemente, ningún otro grupo de plantas o animales presentan una diversidad morfológica tan amplia como los crustáceos (Martin & Davis, 2001). Son tan diversos que sus dimensiones oscilan entre un milímetro y cuatro metros de longitud (Simões *et al.*, 2004). El conocimiento biológico acerca de los crustáceos es más favorable en aquellas especies de interés comercial tales como jaibas, camarones, langostinos y langostas ya que son para consumo humano (García-Madriral *et al.*, 2012). Sin embargo, la relevancia del taxón, no sólo es alimenticia, sino también ecológica, farmacéutica, entre otras (Bjerkeng, 2000, Marmol *et al.*, 2011). Los crustáceos son fundamentales para el funcionamiento adecuado de los ecosistemas acuáticos, ya que por su abundancia y diversidad proporcionan estructura a las comunidades de macroinvertebrados que habitan en ellos. Además, son consumidores secundarios

que se encargan de transformar la materia orgánica en energía y proteínas consumibles por los eslabones finales; también sirven como indicadores de calidad del agua (Álvarez *et al.*, 1996) y constituyen uno de los recursos de mayor importancia dentro de las pesquerías mundiales. En el ambiente dulceacuícola de México, los crustáceos integran un grupo complejo en el cual es posible distinguir formas de varios componentes zoogeográficos; los más característicos son los relacionados con las regiones Neártica y Neotropical (Villalobos-Hiriart *et al.*, 1993). Entre decápodos dulceacuícolas, se han registrado alrededor de 178 especies que se distribuyen en altitudes mayores a los 3000 m s.n.m. (Álvarez *et al.*, 2014; Villalobos *et al.*, 2010). Otros crustáceos de agua dulce y terrestres han sido menos estudiados (Rodríguez-Almaraz *et al.*, 2014). Este desconocimiento del grupo y la acelerada pérdida de hábitat promueve disminución de la diversidad a pesar de que las especies endémicas tienen especial atención en estos hábitats ya que representan más del 80% para México (Villalobos-Hiriart y Álvarez, 2008). De acuerdo con lo señalado previamente y a la escasa información sobre los crustáceos de agua dulce que habitan el río Fuerte en la zona norte de Sinaloa, se planteó hacer una investigación para determinar la biodiversidad y patrones espaciales de la comunidad de macrocrustáceos, así como actualizar el conocimiento de este grupo en el área de estudio y contribuir al conocimiento de la biodiversidad del estado de Sinaloa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El río Fuerte se ubica en la zona Norte de Sinaloa, México. Se eligieron cinco estaciones de muestreo (Figura 1): El Fuerte (El: 26°24'49.36" N, 108°37'45.82" O), San Blas (El: 26° 4'12.60"N,

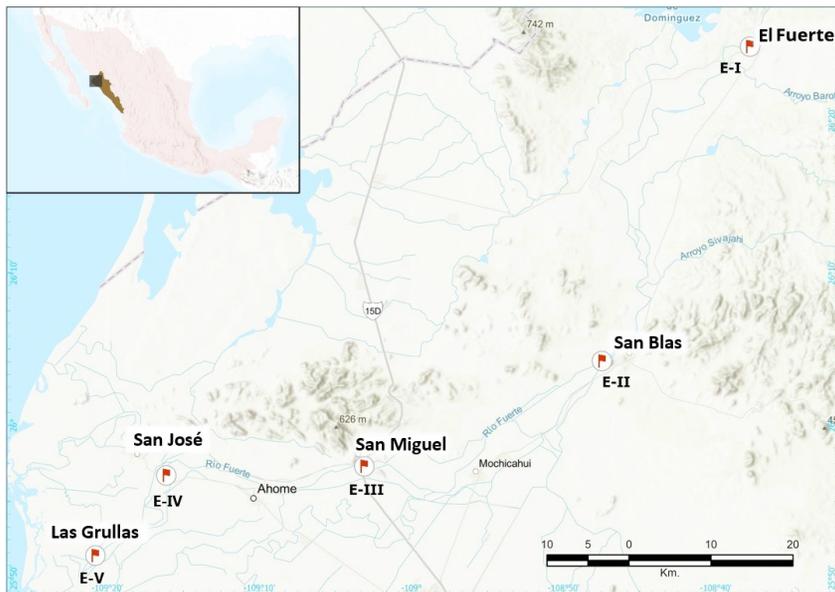


Figura 1. Localización geográfica del Río Fuerte (Sinaloa, México) y de las estaciones de muestreo establecidas.
Figure 1. Geographical location of the Río Fuerte (Sinaloa, Mexico) and the established sampling stations.

108°47'28.50" O), San Miguel (EIII: 25°57'18.75" N, 109° 3'6.67" O), San José (EIV: 25°56'43.14" N, 109°16'6.81"O) y Las Grullas (EV: 25°51'27.68" N, 109°20'46.90"O). La longitud del cauce estudiado fue de 231 km y la mayor altitud registrada fue de 165 m s.n.m.

Trabajo de campo

Se realizaron muestreos mensuales durante el período mayo-octubre de 2017. En cada sitio se realizaron tres arrastres con chinchorro playero de 10 m de longitud, 1,5 m de alto y 0,5 mm de abertura de malla. Los organismos colectados se colocaron en bolsas de plástico dentro de un contenedor con hielo para su traslado al laboratorio de Química de la Universidad Autónoma de Occidente, Unidad Regional Los Mochis, donde fueron depositados en frascos con formol (Formalina 4%). Después de una semana se transfirieron a alcohol al 70% para su posterior identificación.

Análisis de la biodiversidad

Para el análisis de la biodiversidad y los patrones

comunitarios de crustáceos se utilizaron la riqueza específica (S) mediante la identificación y recuento de las especies presentes y la abundancia relativa que representa un valor ponderado del número de organismos de cada especie. En cada sitio de colecta se calculó la diversidad, dominancia y equidad mediante los índices de Shannon-Wiener (H'), Simpson (C) y Pielou (J') (Baev & Penev, 1995; Magurran, 1988; Moreno, 2001), respectivamente. Además, se efectuó el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en análisis de similaridad de Bray-Curtis y análisis de varianza multivariado, con base en permutaciones (PERMANOVA) para determinar si existen diferencias significativas entre la abundancia de crustáceos. Para los análisis se utilizó el software PRIMER-E v6 (Araujo-Leyva *et al.*, 2020) y los datos de abundancia de las especies fueron transformados mediante raíz cuadrada. Para el registro y manejo de datos se empleó el software Microsoft Excel 2010©, y para determinar los índices ecológicos se utilizó el software past3 (PAleontologicalSTatistics).

RESULTADOS

Los resultados obtenidos permitieron

contabilizar 1.404 individuos pertenecientes a dos órdenes, ocho familias, ocho géneros y 12 especies (Tabla 1). Se colectaron especímenes de *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), especie exótica que no había sido reportada para el norte de Sinaloa, ni para el río Fuerte. También se identificaron individuos de *Potimirim glabra* (Kingsley, 1878), sin registro previo en la región. Las cinco especies de mayor abundancia relativa durante el periodo de estudio fueron

mayor y menor diversidad, respectivamente. San José y San Blas registraron la mayor y menor dominancia, respectivamente. San Blas tuvo el mayor índice de equidad y San Miguel la de mayor riqueza de especies (Tabla 2). La similitud entre estaciones de muestreo en función de las especies presentes y las compartidas (análisis de ordenación nMDS de Bray Curtis) se muestra en la Figura 3. El análisis nMDS indicó que la comunidad se puede

Tabla 1. Arreglo taxonómico y abundancia de los macrocrustáceos en número de organismos del río Fuerte. **Table 1.** Systematic arrangement and total abundance of macrocrustaceans in organism numbers from the río Fuerte.

Orden 2	Familia 8	Género 8	Especie 12	Abundancia
Decapoda	Palaemonidae	<i>Macrobrachium</i>	<i>tenellum</i> (Smith, 1871)	974
			<i>diguetti</i> (Bouvier, 1895)	11
			<i>occidentale</i> (Holthuis, 1950)	8
			<i>americanum</i> (Bate, 1868)	29
			<i>hobbsi</i> (Nates & Villalobos, 1990)	11
	Cambaridae	<i>Procambarus</i>	<i>clarkii</i> (Girard, 1852)	14
			<i>glabra</i> (Kingsley, 1878)	220
	Atyidae	<i>Potimirim</i>	<i>arcuatus</i> (Ordway, 1863)	7
	Portunidae	<i>Callinectes</i>	<i>vanammei</i> (Boone, 1931)	3
	Penaedidae	<i>Litopenaeus</i>	<i>panamensis</i> (Stimpson, 1859)	67
	Diogenidae	<i>Clibanarius</i>	<i>crenulata</i> (Lockington, 1877)	31
	Ocyrodidae	<i>Uca</i>	<i>azteca</i> (Saussure, 1858)	30
Amphipoda	Hyalellidae	<i>Hyalella</i>		

Macrobrachium tenellum (Smith, 1871), *P. glabra*, *Clibanarius panamensis* (Stimpson, 1859), *Macrobrachium americanum* y *Hyalella azteca* (Saussure, 1858) (Figura 2). San Blas y San José constituyeron las estaciones de muestreo con

agrupar en tres grupos bien definidos (Figura 3). Esto estuvo dado principalmente por la distancia espacial de las estaciones, donde la estación El Fuerte se encuentra al norte, situada en una zona influenciada por el desagüe de la Sierra

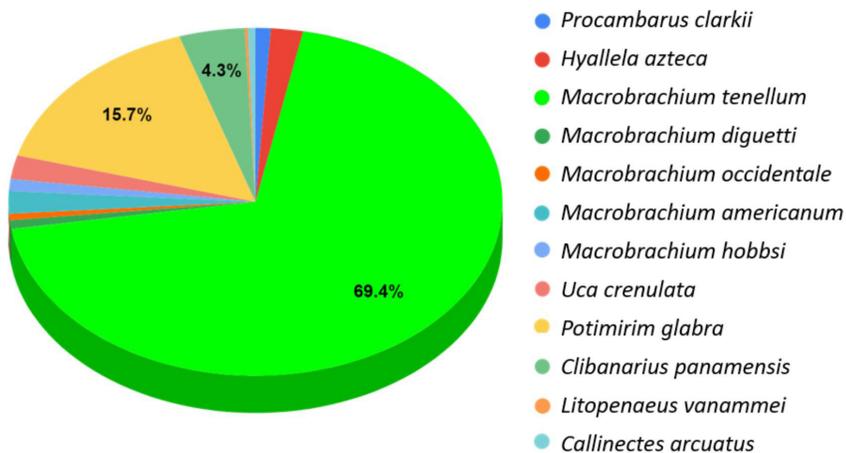


Figura 2. Abundancia relativa de macrocrustáceos durante el periodo de estudio en el río Fuerte, Sinaloa, México. **Figure 2.** Relative abundance of macrocrustaceans during the study period in Fuerte River, Sinaloa, Mexico.

Tabla 2. Índices ecológicos calculados por estación de muestreo durante el periodo de estudio. H: Diversidad Shannon-Wiener, D: Dominancia Simpson, J: Equidad Pielou, S: riqueza específica.

Table 2. Ecological indices calculated by sampling station during the study period. H: Shannon-Wiener Diversity, D: Dominance Simpson, J: Equity Pielou, S: specific richness.

Estaciones de muestreo	H	D	J	S
El Fuerte (E I)	0,951	0,4408	0,686	4
San Blas (E II)	1,392	0,3498	0,778	6
San Miguel (E III)	1,080	0,4112	0,555	7
San José (E IV)	0,239	0,8796	0,344	2
Las Grullas (E V)	0,943	0,4679	0,680	4

Madre Occidental y la estación Las Grullas en dirección opuesta desembocando en la laguna costera de Agiabampo (Figura 1).

San Blas y San Miguel tuvieron el mayor número de especies en común. El Fuerte y San José les siguieron con orden decreciente de especies compartidas. Las Grullas no presentó especies en común con los demás sitios de colecta.

El análisis de PERMANOVA (Tabla 3), mostró que existen diferencias significativas en escala espacial-temporal ($P < 0,05$) en la abundancia de organismos entre estaciones de muestreos

Tabla 3. Análisis de varianza multivariado permutacional. Perms: permutaciones.

Table 3. Permutational multivariate analysis of variance. Perms: permutations.

PERMANOVA						
Variable	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Muestreo	4	9270,1	2317,5	1,0301	0,4305	9857
Estaciones	4	51631	12908	5,7375	0,0001	9891
Res	16	35996	2249,7			
Total	24	96897				

y durante el tiempo de colecta. No obstante, la prueba de Monte Carlo ($P < 0,05$) sugirió que con un aumento de muestras las diferencias observadas en algunas estaciones pudieran ser inexactas (Tabla 4).

DISCUSIÓN

La fauna carcinológica de agua dulce ha sido poco estudiada en nuestro país (Villalobos-Hiriart *et al.* (2010), y en menor grado en la zona norte del estado de Sinaloa. Las tres entidades de la República Mexicana con mayor diversidad de decápodos dulceacuícolas son Chiapas, Oaxaca y Veracruz con 45, 39 y 38 especies, respectivamente. Para Sinaloa,

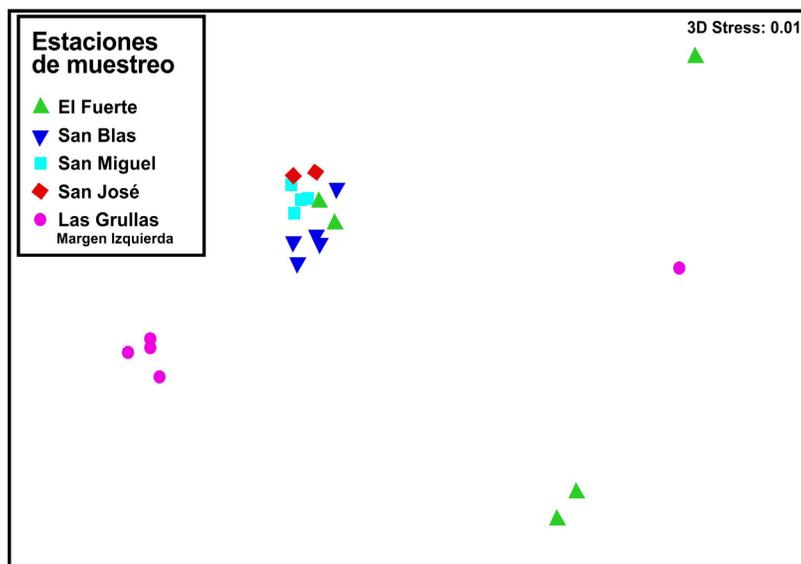


Figura 3. Análisis de Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS B) basado en la medida de similitud de Bray-Curtis sobre los valores de composición y abundancia de las especies de crustáceos colectados en cada estación.

Figure 3. Non-metric multidimensional scaling analysis (nMDS) based on the Bray-Curtis similarity measure on the composition and abundance values of the crustacean species collected in each station.

Tabla 4. Prueba *post hoc* de comparación multivariada de pares y de Monte Carlo.**Table 4.** *Post hoc* multivariate pairwise comparison test and Monte Carlo.

Prueba de pares multivariada			
Grupos	t	P(perm)	perms
El Fuerte-San Blas	1,7404	0,0422	4994
El Fuerte-San Miguel	2,2056	0,0083	4872
El Fuerte-San José	2,4999	0,0081	4649
El Fuerte-Las Grullas	1,6027	0,0475	3976
San Blas-San Miguel	3,083	0,0198	5165
San Blas-San José	3,1891	0,0153	4814
San Blas-Las Grullas	2,2456	0,0147	4633
San Miguel-San José	2,0931	0,0388	5370
San Miguel-Las Grullas	2,8429	0,0078	4628
San José-Las Grullas	3,0693	0,0073	4649

Rosas-Hernández (2012) reportó 13 especies, aunque previamente Álvarez *et al.* (1996), habían mencionado un total de 16 especies. Estas discrepancias y el bajo número de publicaciones al respecto dificultan el conocimiento acerca de la diversidad carcinológica de agua dulce en Sinaloa, especialmente, en el río Fuerte. En esta investigación se lograron identificar 12 especies de las cuales, el 91,6% (11) correspondieron a decápodos. van der Heiden *et al.* (2015) reportaron seis especies de decápodos, capturados en muestreos realizados en épocas de lluvias y con mayor frecuencia en época de estiaje durante nueve años en el Río Panuco (Concordia, Sinaloa). Aparentemente el río Fuerte cuenta con mayor riqueza específica, sin embargo, de los 11 decápodos reportados en este trabajo, cuatro de ellos se consideran de ambientes salobres-marinos (Hendrickx, 1995). Además, del total antes mencionado, se registró la presencia de *P. glabra* y *P. clarkii*, destacándose que no habían sido reportadas previamente para esta zona específica de estudio (Hernández *et al.*, 2008). En este sentido, Villalobos-Hiriart y Álvarez (2008) indicaron que la presencia de nuevas especies podría ser frecuente en ciertas regiones de México, ya que no han sido debidamente muestreadas, incluyendo la presencia de grupos como los cangrejos de agua dulce de la familia Pseudothelphusidae, que sólo en las últimas dos décadas han sido investigados con mayor intensidad.

Por otro lado, átyidos y palemónidos, son los

crustáceos más frecuentes en las porciones media y baja de las vertientes occidental y oriental del país. Un número importante de especies de estas familias, como *Atya margaritacea* (A. Milne-Edwards, 1864) y *M. tenellum*, son de gran importancia comercial debido a su abundancia para las zonas donde se localizan (Lorán-Nuñez *et al.*, 2009; Martínez-Mayén *et al.*, 2000; Rodríguez de la Cruz, 1965). Tales aseveraciones concuerdan con los resultados obtenidos en esta investigación, ya que el palemónido *M. tenellum* fue la especie más abundante (Tabla 1) y frecuente en las localidades de muestreo. Las especies del género *Macrobrachium* presentaron una distribución característica. *Macrobrachium tenellum* se localizó únicamente en zonas cercanas a la desembocadura del río (San Miguel, San José y Las Grullas) mientras que *M. americanum* (Bate, 1868), *M. digueti* (Bouvier, 1895), *M. occidentale* (Holthuis, 1950) y *M. hobbsi* (Nates & Villalobos, 1990) sólo se hallaron en las estaciones de muestreo más alejadas a la zona costera. En ese sentido, Aguilar *et al.* (1998) reportaron que existen diferentes tipos de langostino de acuerdo con el nivel de salinidad que pueden tolerar. *Macrobrachium tenellum* tolera salinidades hasta 30‰ (Hernández *et al.*, 2018) por lo que se encuentra en las estaciones más cercanas a la costa. En la actualidad, existen registros en los que se ha observado una tendencia de disminución de la diversidad conforme se incrementa la altitud. Sin embargo, el gradiente altitudinal observado en este trabajo no fue tan marcado como lo señalado en otras investigaciones (Mejía-Ortiz *et al.*, 2001; Mejía-Ortiz y Álvarez, 2010). Se observó que San Blas y San Miguel presentaron mayor diversidad, lo cual coincidió con una dominancia más baja y una equidad intermedia-alta. El índice de equidad (J') no mostró gran diferencia, y el valor más alto coincidió con el sitio que mostró el valor de diversidad más elevado (Tabla 2). Esto se debió posiblemente a que las hembras ovígeras de átyidos y palemónidos utilizan las grandes crecidas de los ríos en tiempos de lluvia para realizar sus movimientos desde las cabeceras hacia la porción baja de los ríos, con el fin de liberar sus larvas en los ambientes estuarinos donde encuentran las condiciones favorables para iniciar su desarrollo (Jalihal *et al.*, 1993;

Rome *et al.*, 2009). Por tal razón organismos juveniles de *M. tenellum* fueron observados en San Miguel y San José, ya que la temporada de lluvias recién se iniciaba en la región Noroeste de México. En la última estación de muestreo (Las Grullas) se encontraron ocypodidos, peneidos, paguroideos y portunidos característicos de ambientes oligohalinos y costeros (Escobar-Briones *et al.*, 1999; Sánchez y Barba 2005), siendo la salinidad en esta zona de 16‰ durante el periodo de muestreo. Este valor es elevado con respecto al resto de las estaciones de muestreo, razón por la cual no hubo similitud de especies con los otros sectores del río.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a dos revisores anónimos sus observaciones para mejorar el presente trabajo, también a la Dra. Viridiana Peraza Gómez y al Dr. Osmar Araujo por su apoyo en los análisis aplicados y a estudiantes de diversas asignaturas de los PE de Ingeniería ambiental y Licenciatura en Biología de la Universidad Autónoma de Occidente U.R. Los Mochis, por su ayuda en la realización de los muestreos.

REFERENCIAS

Aguilar, M., Díaz, F. & Buckle, L. F. (1998). The effect of salinity on oxygen consumption and osmoregulation of *Macrobrachium tenellum*. *Marine Freshwater Behaviour and Physiology*, 31, 105-113.

Álvarez, F., Villalobos, J. L. y Lira, E. (1996). Decapoda. En: Llorente Bousquets, J. E., Morrone, J. J., Yáñez Ordóñez, O. y Vargas Fernández, I. (Eds.). *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento* (pp.103-129). Conabio. México, D.F.

Álvarez, F., Villalobos, J. L., Hendrickx, M. E., Escobar-Briones, E., Rodríguez-Almaraz, G. y Campos, E. (2014). Biodiversidad de crustáceos decápodos (Crustacea: Decapoda) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, Supl. 85*, 208-219.-

Araujo-Leyva, O., Rodríguez-Villanueva, L. V. & Macías-Zamora, J. V. (2020). Biodiversity of polychaetous annelids in Bahía de Todos Santos, Baja California México. *Zoosymposia* 19, 051-071

Baev, P. V & Penev, L. D. (1995). *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis.* Versión 5.1. Pensoft.

Bjerkeng, B. (2000). Carotenoid pigmentation of salmonid fishes – recent progress. In: Cruz-Suárez, L. E., Ricque-Marie, D., Tapia Salazar, M., Olvera-Novoa, M. A. y Civera-Cerecedo, R., (Eds.). *Avances en Nutrición Acuicola V. Memorias del V Simposium Internacional de Nutrición Acuicola.* (pp. 19-22). Mérida, Yucatán.

CONAGUA. (2016). *Atlas del Agua en México.* Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de Planeación. SINA. México D.F., México.

Escobar-Briones, E., Álvarez, F. & Salgado, G. (1999). *Discapseudes holthsi* Crustacea: Tanaidacea) as an intermediate host of *Caballerohynchus lamothei* (Acanthocephala: Cavasomidae). *Journal of Parasitology*, 85, 134-137.

García-Madrugal, M. S., Villalobos-Hiriart, J. L., Álvarez, F. y Bastida-Zavala, R. (2012). Estado del conocimiento de los crustáceos de México. *Ciencia y Mar*, 46, 43-62.

Hendrickx, M. E. (1995). Camarones. En: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter K. E. y Niem, V. H. (Eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico centro-oriental.* Vol. 1. Plantas e invertebrados. (pp. 417-537). Roma: FAO.

Hernández, L., Maeda-Martínez, A. M., Ruiz-Campos, G., Rodríguez-Almaraz, G., Alonzo-Rojo, F. & Sainz, J. C. (2008). Geographic expansion of the invasive red crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Crustacea: Decapoda) in Mexico. *Biological Invasions* 10, 977-984.

- Hernández-Sandoval, P., Díaz, F., Re-Araujo, D., López-Sánchez, J. A., Martínez-Valenzuela, M. C., García-Guerrero, M. U. & Rosas, C. (2018).** Thermal preference, critical thermal limits, oxygen routine consumption and active metabolic scope of *Macrobrachium tenellum* (Smith, 1871) maintained at different acclimation temperatures. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46, 558-569.
- INEGI (2017).** *Anuario estadístico y geográfico de Sinaloa 2017*. México: Inegi.
- Jalihal, D. K., Sankolli, K. N. & Shenoy, S. (1993).** Evolution of larval development patterns and the process of freshwaterization in the prawn genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Decapoda: Palaemonidae). *Crustaceana*, 65, 365-376.
- Lorán-Nuñez, R. M., Valdéz-Guzmán, A. J. y Martínez-Isunza, F. R. (2009).** Estudio biológico-pesquero del "burro" *Atyas cabra* en el río de los Pescados y río Actopan, Veracruz, México. *Ciencia Pesquera*, 17, 5-16.
- Magurran, A. E. (1988).** *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press.
- Marmol, Z., Páez, G., Rincón, M., Araujo, K., Aiello, C., Chandler, C. y Gutiérrez, E. (2011).** Quitina y quitosano polímeros amigables. Una revisión de sus aplicaciones. *Revista Tecnocientífica URU*, 1, 53-58.
- Martin, J. W. & Davis, G. E. (2001).** An updated classification of the recent Crustacea. *Natural History Museum of Los Angeles County Science Series*, 39, 1-124.
- Martínez-Mayén, M., Román-Contreras, R., Rocha-Ramírez, A. & Cházaro-Olvera S. (2000).** Relative growth of *Atya margaritacea* A. Milne-Edwards, 1864 (Decapoda, Atyidae) from the southern Pacific coast of Mexico. *Crustaceana*, 73, 525-534.
- Mejía-Ortiz, L. M., Álvarez, F., Román, R. & Viccon-Pale, J. A. (2001).** Fecundity and distribution of freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* in the Huitzilapan River, Veracruz, Mexico. *Crustaceana*, 74, 69-77.
- Mejía-Ortiz, L. M. & Álvarez, F. (2010).** Seasonal patterns in the distribution of three species of freshwater shrimp *Macrobrachium* spp., along an altitudinal river gradient. *Crustaceana*, 3, 385-397.
- Moreno, C. E. (2001).** *Métodos para medir la Biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, Zaragoza.
- Orrantía Verduzco, C. A. (2019).** *Rectificación de cauce de río Fuerte, con aprovechamiento del material pétreo; en el municipio de El Fuerte, Sinaloa*. Manifiesto de Impacto Ambiental-Particular. Los Mochis, Sinaloa.
- Rodríguez de la Cruz, M. C. (1965).** Contribución al conocimiento de los Palemónidos de México II. Palemónidos del Atlántico y vertiente oriental de México con descripción de dos especies nuevas. *Anales del Instituto Nacional de Investigaciones Biológico Pesqueras*, 1, 70-112.
- Rodríguez-Almaraz, G., Ortega-Vidales, V. y Treviño-Flores, J. A. (2014).** Macrocrustáceos del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México: distribución y estado de conservación. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 276-293.
- Rome, N. E., Conner, S. L. & Bauer, R. T. (2009).** Delivery of hatching larvae to estuaries by an amphidromous river shrimp: tests of hypothesis based on larval moulting and distribution. *FreshwaterBiology*, 54, 1924-1932.
- Rosas-Hernández, M. I. (2012).** *Distribución de los crustáceos decápodos de agua dulce de México*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma De México. Facultad de ciencias. D.F. México.
- Sánchez, A. J. y Barba, E. (2005).** Biodiversidad de Tabasco. En: Bueno, J., Álvarez, F. y Santiago, S. (Eds.). *Biodiversidad del estado de Tabasco* (pp. 1-16). Instituto de Biología, UNAM / CONABIO, D. F. México.

- Simões N., Mascaró M., Ordoñez U. y Ardisson, P. L. (2004).** Crustáceos. En: Duran-García, R. y Méndez-González, M.E. (Eds) *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. (pp223-225). CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. Yucatan. México.
- van der Heiden, A. M., Plascencia-González, E. G., Villalobos-Hiriart, J. L. y Espinosa-Pérez, H. S. (2015).** Los peces y macrocrustáceos decápodos de la cuenca media del río Pánuco en la Sierra Madre Occidental del sur de Sinaloa, México. En: González Elizondo, M. S., González Elizondo, M. y Cortés Montaña, C. (Eds.). *Biodiversidad y Paisaje de la Sierra Madre Occidental* (pp. 106-136). México: Instituto Politécnico Nacional-CONABIO.
- Villalobos-Hiriart, J. L., Díaz-Barriga, A. C. y Lira-Fernández, E. (1993).** Los crustáceos de agua dulce de México. En: Gío-Argáez, R. y López-Ochoterena, E. (Eds.). *Diversidad biológica en México*. Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural, volumen especial 64: 267-290.
- Villalobos-Hiriart, J. L. y Álvarez, F. (2008).** Los cangrejos de agua dulce de la familia Pseudothelphusidae (Decapoda: Brachyura: Eubrachyura) de México. Con un apéndice de las especies citadas para América hasta el 2006. En: Álvarez, F. y Rodríguez, G. (Eds). *Crustáceos de México: estado actual de su conocimiento* (pp. 239-299). PROMEP-UANL, Secretaría de Educación Pública/Dirección General de Publicaciones, Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey.
- Villalobos-Hiriart, J. L., Álvarez-Noguera, F., Hernández, C., De La Lanza-Espino, G. y González-Mora, I. D. (2010).** Crustáceos decápodos de las cuencas Copalita, Zimatán y Coyula, en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 99-111.

Primeros registros documentados de la mojarra *Cheirodon ibicuhiensis* Eigenmann, 1915 (Characiformes, Cheirodontinae) para la provincia de Córdoba, Argentina

First documented records of *Cheirodon ibicuhiensis* Eigenmann, 1915 (Characiformes, Cheirodontinae) for Córdoba province, Argentina

NATALIA G. RIVETTI^{1,2}, ANDREA HUED^{1,2}, ALEJO BONIFACIO³, MARÍA LAURA BALLESTEROS^{1,2}, MARÍA A. BISTONI^{1,2}.

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA). Córdoba, Argentina.

²Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Cátedra de Diversidad Biológica IV. Córdoba, Argentina.

³Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Cátedra de Morfología Animal. Córdoba, Argentina.

E-mail: nattyrivetti@gmail.com

RESUMEN. En este trabajo, se reporta por primera vez la presencia de la mojarra *Cheirodon ibicuhiensis* para la cuenca del río Primero (Suquía) en la provincia de Córdoba, Argentina. Esta especie había sido citada en Argentina para las secciones media e inferior de los ríos Uruguay y Paraná. Estos registros de *C. ibicuhiensis* en la provincia de Córdoba amplían su distribución a otras cuencas no pertenecientes a la cuenca del Plata en Argentina. Los ejemplares fueron observados en la región de las Sierras Chicas de Córdoba, en los últimos diez años, en cuatro ríos serranos: Chorrillos, Toro Muerto, Yuspe y Suquía. Se exponen las medidas morfométricas de nueve ejemplares de esta mojarra y los parámetros ambientales del hábitat donde fue registrada. Esta especie habría sido introducida a los ríos serranos de la Córdoba con el fin de mantener ejemplares vivos para ser utilizados como carnada. Siempre se la ha observado formando cardúmenes con otras mojarras autóctonas de la provincia.

Palabras clave: Cheirodontidae, distribución, ictiofauna de Córdoba, Sierras Chicas.

ABSTRACT. In this work, the presence of *Cheirodon ibicuhiensis* is reported for the first time in the Primero River basin (Suquía) in the province of Córdoba, Argentina. This species had been previously reported in Argentina for the median and lower sections of the Uruguay and Paraná rivers. However, these new records of *C. ibicuhiensis* for the province of Córdoba extend its distribution to other basins outside of the east region of Argentina. The species have been observed in the Sierras Chicas region in the last decade, in four rivers: Chorrillos, Toro Muerto, Yuspe and Suquía. Morphometric measurements of nine specimens of this species and environmental parameters of the habitat where it was collected are also provided. Probably, *C. ibicuhiensis* was introduced into this river in order to have specimens for live-bait for fishing. It has always been observed forming shoals with other native mojarra of the province.

Keywords: Cheirodontidae, distribution, ichthyofauna of Córdoba, Sierras Chicas.

INTRODUCCIÓN

En Argentina, la subfamilia Cheirodontinae comprende actualmente cinco géneros: *Cheirodon*, *Heterocheirodon*, *Macropsobrycon*, *Odontostilbe* y *Serrapinnus*. Dentro del género *Cheirodon*, dos especies de mojarra son reconocidas: *Cheirodon interruptus* (Jenyns, 1842) y *Cheirodon ibicuihensis* Eigenmann, 1915. De estas, *C. interruptus* es la que se encuentra más ampliamente distribuida en las cuencas de la Argentina (Mantinian *et al.*, 2008).

Cheirodon ibicuihensis fue reconocida como especie por Malabarba (1989). Posteriormente, Mantinian *et al.* (2008) realizaron una descripción más completa que incluyó aspectos reproductivos y ecológicos. La distribución global de la especie abarca diversas cuencas de Argentina, Brasil y Uruguay. Particularmente en la Argentina, diversos autores reportaron su presencia en las secciones media e inferior de los ríos Uruguay y Paraná, así como en algunos de sus afluentes (Malabarba, 2003; Mantinian *et al.*, 2008; Minotti, 2011; Miquelarena *et al.*, 2008; Scarabotti *et al.*, 2011).

Esta mojarra se distingue de las demás especies del género por su cuerpo relativamente alto (28,2-39,8% de la longitud estándar) y comprimido, el elevado número de radios ramificados en la aleta anal (19 a 23) y bajo número de radios caudales procurrentes inferiores (17 a 22). En la aleta anal de los machos adultos se distinguen de dos a tres pares de pequeñas espinas por segmento de lepidotriquia (Mantinian *et al.*, 2008).

En la provincia de Córdoba, la única especie del género *Cheirodon* registrada hasta el momento había sido *C. interruptus*, citada para todas las principales cuencas de la provincia (Haro y Bistoni, 2007; Menni, 2004). El objetivo de esta comunicación es reportar por primera vez la presencia de *C. ibicuihensis* para la cuenca del río Primero (Suquía) en la provincia de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

La observación y recolección de ejemplares se realizó en el marco de relevamientos de

fauna íctica y monitoreos de calidad de agua llevados a cabo en la región de las Sierras Chicas de Córdoba en los últimos diez años. Los muestreos de peces se realizaron con un equipo de pesca eléctrica estándar (Smith-RootLR-20B) y redes de mano para la captura en lugares de difícil acceso. Los ejemplares de *C. ibicuihensis* fueron recolectados e identificados en laboratorio a través del uso de claves dicotómicas (Miquelarena *et al.*, 2008). Para cada sitio de recolección se midieron *in situ* los siguientes parámetros físico y químicos del agua: temperatura, pH, conductividad, turbidez, oxígeno disuelto y sólidos disueltos totales con una sonda multiparamétrica Horiba U-52. Además, se caracterizó la estructura del hábitat a través de las siguientes variables: profundidad de los cursos de agua (promedio entre zona de costa y zona media del cauce), área del cauce muestreada (calculada en Google Earth) y estimación visual de vegetación acuática presente en el área (porcentaje de ocupación). Los ejemplares de *C. ibicuihensis* fueron conservados en formol al 10% y trasladados a laboratorio. El material recolectado se encuentra depositado en la cátedra de Diversidad Biológica IV, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales en la Universidad Nacional de Córdoba. En estos individuos se tomaron 32 medidas morfológicas con una precisión de 0,001 mm. Las mediciones se realizaron a partir de los ejemplares fotografiados, con el software Image J v. 1.53i (Rasband, 2012).

RESULTADOS

Cheirodon ibicuihensis fue registrada en la cuenca del río Primero (Suquía) en las Sierras Chicas de Córdoba en los siguientes ríos: río Los Chorrillos, en las localidades de Santa Cruz del Lago (31° 23' 54" S, 64° 30' 32,20" O) (n=1, año 2019), de Villa Carlos Paz (31° 23' 43,50" S, 64° 32' 25,20" O) (n=9, año 2019) y de Estancia Vieja (31° 23' 35,46" S, 64° 31' 16,23" O) (ejemplares no contabilizados, año 2021); río Toro Muerto, localidad de Villa Flor Serrana (31° 23' 20,00" S, 64° 36' 4,70" O) (n=2, año 2019); río Yuspe, localidad de Cosquín (31° 14' 25" S, 64° 31' 16"

O) (n=1, año 2014); río Suquía, en las localidades de Casa Bamba (31° 21' 0,30" S, 64° 23' 50,43" O) (ejemplares no contabilizados, año 2015) y La Calera (31° 21' 4.5" S, 64° 20' 59.7" O) (ejemplares no contabilizados, año 2021). Los datos morfométricos y merísticos registrados para los nueve ejemplares capturados se exponen en la Tabla 1. En la Figura 1 se observa un ejemplar capturado en la localidad de La

Calera (río Suquía).

Los individuos fueron recolectados a altitudes comprendidas entre los 400 y 800 m s.n.m., en cursos lóticos serranos típicos de la región, con aguas cristalinas, escasa pendiente y a una profundidad menor a 2 m. La especie fue encontrada fundamentalmente en cardúmenes próximos a las riberas de los cursos, en sustratos de tipo arenoso y grava, con presencia

Tabla 1. Datos morfométricos y merísticos de *Cheirodon ibicuihensis* (n=9) colectados en la Provincia de Córdoba, Argentina (DE: desvío estándar).

Table 1. Morphometric data of *Cheirodon ibicuihensis* (n=9) collected in the Province of Córdoba, Argentina (DE: standard deviation).

Rasgos	Ejemplares					
	1	2	3	4	5	6
Longitud total (mm)	45,28	34,77	43,03	43,10	40,54	41,39
Longitud estándar (mm)	36,56	28,80	33,76	35,64	33,17	33,58
Nº escamas longitudinales	33	28-30*	33	36	35	33
Nº escamas perforadas	7	8	8	9	6	9
Altura de la línea media del cuerpo	6,69	5,41	5,76	6,454	6,25	6,341
Altura máxima del cuerpo (mm)	12,55	9,83	11,73	13,57	10,43	11,25
Altura del cuerpo / Long. estándar (%)	34,33	34,13	34,75	38,08	31,44	33,50
Ancho máximo del cuerpo (mm)	4,66	3,83	4,45	4,41	5,08	4,17
Altura de la cabeza (mm)	5,91	4,93	5,90	5,65	6,13	6,17
Ancho de la cabeza (mm)	4,397	3,94	4,05	3,82	4,41	3,79
Longitud de la cabeza (mm)	7,81	7,54	8,40	8,64	8,03	8,15
Longitud del hocico (mm)	1,41	1,34	1,70	1,52	1,56	1,39
Altura del ojo (mm)	3,66	2,89	3,13	3,37	3,38	3,69
Diámetro del ojo (mm)	3,17	2,89	2,85	3,04	3,03	3,10
Ancho del pedúnculo caudal (mm)	1,28	0,95	1,096	1,25	1,27	1,24
Longitud del pedúnculo caudal (mm)	6,07	5,36	5,64	5,75	5,65	4,33
Altura del pedúnculo caudal (mm)	5,14	3,796	4,51	5,04	5	4,81
Altura aleta anal (mm)	3,80	3,298	3,51	3,75	4,72	5,01
Longitud aleta anal (mm)	9,82	7,10	7,52	8,84	7,24	6,79
Long. aleta anal / Long. Estándar (%)	26,86	24,65	22,28	24,80	21,83	20,22
Nº radios ramificados aleta anal	21	20	22	20	17-18	20
Altura aleta caudal (mm)	7,54	7,43	8,54	7,70	10,92	10,66
Longitud aleta caudal (mm)	9,23	8,38	7,99	9,64	9,298	9,41
Nº radios caudales procurrentes	20-21	20-21	21-22	19	16-17	20
Altura aleta dorsal (mm)	3,04	2,96	2,85	3,03	3,61	3,80
Longitud aleta dorsal (mm)	9,83	8,41	7,59	9,42	9,86	10,15
Altura aleta pectoral (mm)	1,50	1,22	1,39	1,76	1,41	1,34
Longitud aleta pectoral (mm)	8,67	6,32	6,10	7,395	7,21	6,84
Altura aleta pélvica (mm)	1,52	1,19	1,17	1,64	1,197	1,37
Longitud aleta pélvica (mm)	6,65	5,37	7,49	6,32	7,35	7,17

Continuación de Tabla 1

Rasgos	Ejemplares			Media	DE
	7	8	9		
Longitud total (mm)	40,07	41,10	37,10	40,71	3,19
Longitud estándar (mm)	33,88	35,38	32,61	33,71	2,24
Nº escamas longitudinales	34	33	28-30*	34	1
Nº escamas perforadas	7	7	8	8	1
Altura de la línea media del cuerpo	5,63	6,06	6,11	6,08	0,41
Altura máxima del cuerpo (mm)	11,87	12,36	11,32	11,66	1,13
Altura del cuerpo / Long. estándar (%)	35,04	34,94	34,71	34,55	1,73
Ancho máximo del cuerpo (mm)	3,95	4,85	4,11	4,39	0,42
Altura de la cabeza (mm)	5,91	5,78	5,53	5,77	0,38
Ancho de la cabeza (mm)	3,43	4,02	3,63	3,96	0,33
Longitud de la cabeza (mm)	7,53	7,82	7,46	7,93	0,41
Longitud del hocico (mm)	1,84	1,48	1,44	1,52	0,16
Altura del ojo (mm)	3,17	3,099	3,09	3,27	0,27
Diámetro del ojo (mm)	3,03	2,96	2,72	2,98	0,14
Ancho del pedúnculo caudal (mm)	1,12	1,34	1,20	1,19	0,12
Longitud del pedúnculo caudal (mm)	4,28	4,296	4,87	5,14	0,70
Altura del pedúnculo caudal (mm)	4,65	4,94	4,95	4,76	0,41
Altura aleta anal (mm)	4,44	4,296	3,94	4,09	0,57
Longitud aleta anal (mm)	8,01	8,37	8,26	7,99	0,96
Long. aleta anal / Long. Estándar (%)	23,64	23,66	25,33	23,70	2,01
Nº radios ramificados aleta anal	19	21	16-17	20	1
Altura aleta caudal (mm)	9,57	10,42	7,52	8,92	1,48
Longitud aleta caudal (mm)	6,74	9,44	8,48	8,77	0,93
Nº radios caudales procurrentes	19	22	20-21	20	2
Altura aleta dorsal (mm)	3,66	5,17	3,79	3,55	0,72
Longitud aleta dorsal (mm)	9,14	10,49	9,02	9,33	0,91
Altura aleta pectoral (mm)	1,48	1,69	1,496	1,48	0,17
Longitud aleta pectoral (mm)	6,27	6,51	7,00	6,92	0,79
Altura aleta pélvica (mm)	1,27	1,38	1,52	1,36	0,17
Longitud aleta pélvica (mm)	5,64	7,53	6,67	6,69	0,79

*El recuento no es preciso debido a que los ejemplares han perdido algunas escamas durante la manipulación y el proceso de conservación.

*The count is not accurate because the specimens have lost some scales during handling and preservation process.



Figura 1. Ejemplar de *Cheirodon ibicuihensis* capturado en el río Suquía en la localidad de La Calera (Córdoba).
Figure 1. Specimen of *Cheirodon ibicuihensis* captured in the Suquía River, at the locality of La Calera (Córdoba).

de vegetación acuática (algas y macrófitas). En la Tabla 2 se resumen las variables físicas, químicas y de hábitat registradas para caracterizar los sitios donde se capturaron los ejemplares.

DISCUSIÓN

Los registros de *C. ibicuihensis* en ríos serranos de la cuenca del río Primero son relevantes ya que constituyen las primeras evidencias documentadas que permiten confirmar la presencia de esta especie en la provincia de Córdoba. De esta manera, estos registros amplían la distribución de esta especie a otras cuencas no pertenecientes la cuenca del Plata

en la Argentina. Según pescadores de la zona, esta mojarra habría sido introducida desde la región mesopotámica a los ríos serranos de la provincia de Córdoba con el fin de mantener los ejemplares vivos para ser utilizados como carnada.

Cheirodon ibicuihensis comparte el hábitat con otras especies de mojarras formando cardúmenes mixtos. A modo de ejemplo, en los registros de la localidad de Santa Cruz del Lago, se capturaron nueve ejemplares de *C. ibicuihensis*, 84 de *C. interruptus* y tres de *Psalidodon* sp., formando parte del mismo cardumen (obs. pers.).

Debe destacarse el ambiente contrastante

Tabla 2. Variables físico y químicas del agua y de hábitat de los sitios donde *Cheirodon ibicuihensis* fue recolectada (DE: desvío estándar).

Table 2. Physical, chemical and habitat variables of the sampling sites where *Cheirodon ibicuihensis* was collected (DE: standard deviation).

Parámetros		Rango	Media	DE
Físicos y Químicos	Temperatura (°C)	13,57 – 16,16	13,54	1,31
	pH	6,00 – 9,49	7,85	1,75
	Oxígeno disuelto (mg/L)	11,04 – 12,46	11,83	0,499
	Conductividad (µS/cm)	87 - 318	157	128
	Turbidez (NTU)	0,00 – 7,33	2,36	1,07
	Sólidos Totales Disueltos (g/L)	0,06- 0,21	0,10	0,08
Hábitat	Profundidad (m)	0,29 – 0,42	0,35	0,06
	Área de cauce (ha)	0,24 – 0,28	0,31	0,14
	% Vegetación acuática	0,00 - 79,58	17,97	17,31

donde se ha capturado a la especie en la Provincia de Córdoba en comparación a la descripción realizada por Mantinian *et al.* (2008), quienes mencionan haberla capturado en lagos de llanura con fondo fangoso, agua turbia y baja concentración de oxígeno.

La presente nota pone de manifiesto la importancia de llevar a cabo periódicamente relevamientos de la fauna íctica en los cuerpos de agua continentales. De este modo, y de acuerdo con lo expuesto por los pescadores de la zona, se evidencian procesos, tales como la antropocoria, que afectan a la distribución original de la ictiofauna. A futuro, sería interesante relevar cuencas aledañas a las del presente estudio y determinar si la especie está presente también en ellas.

REFERENCIAS

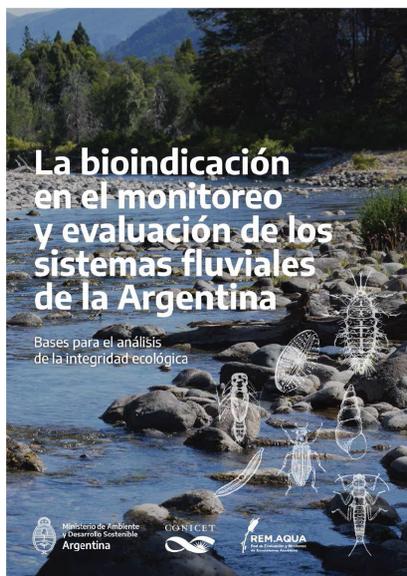
- Haro, J. G. y Bistoni, M. A. (2007).** *Peces de Córdoba*. Córdoba: Editorial Universidad Nacional de Córdoba.
- Malabarba, L. R. (1989).** Histórico sistemático e lista comentada das espécies de peixes de água doce do sistema da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia UBEA/PUCRS, Série Zoologia*, 2(8), 107-179.
- Malabarba, L. R. (2003).** Subfamily Cheirodontinae (Characins, tetras). In: Reis, R.E., Kullander, S. & Ferraris, C. J. (Eds.). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America* (pp. 215-221). Porto Alegre: EDIPUCRS.
- Mantinian, J., Miquelarena, A. & Scarabotti, P. (2008).** Redescription of *Cheirodon ibicuiensis* Eigenmann, 1915 (Characiformes: Cheirodontinae), with notes on its distribution in Argentina. *Natura Neotropicalis*, 1(39), 33-46. <https://doi.org/10.14409/natura.v1i39.3867>.
- Menni, R. C., López, H. L., Casciotta, J. R. y Miquelarena, A. M. (1984).** Ictiología de áreas serranas de Córdoba y San Luis (Argentina). *Biología Acuática*, 5, 2-63. Disponible en: <http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/000201>
- Minotti, P. (2011).** Fauna íctica que habita las arroceras del noreste de Argentina. En: Blanco, D. E. y de la Balze, V. (Eds.) *Conservación de los recursos acuáticos y la biodiversidad en arroceras del noreste de Argentina* (pp. 41-61). Buenos Aires: Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales. Disponible en: <https://lac.wetlands.org/publicacion/conservacion-de-los-recursos-acuaticos-y-la-biodiversidad-en-arroceras-del-noreste-de-argentina-2/>
- Miquelarena, A. M., Mantinian, J. y López, H. (2008).** Peces de la Mesopotamia Argentina (Characiformes: Characidae: Cheirodontinae). Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino III. *INSUGEO. Miscelánea*, 17, 51-90. Disponible en: <http://www.insugeo.org.ar/scg/ver-articulo.php?id=371>
- Rasband, W. S. (2012).** *ImageJ*. U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, 1; 1997-2012.
- Scarabotti, P., López, J. & Pouilly, M. (2011).** Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 20, 605 - 618. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00510.x>



REVISTA

BIOLOGÍA ACUÁTICA

ISSN 1668-4869



La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina.

Eduardo Domínguez, Adonis Giorgi, Nora Gómez (Compiladores). 2019, 98 pp.

Eudeba - Universidad de Buenos Aires
ISBN 978-950-23-3006-8

Narcís Prat*

*Catedrático Emérito de Ecología de la Universidad de Barcelona. Grup de Recerca F. E. M. (Freshwater Ecology and Management). Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Medio Ambiente. Universidad Barcelona, Diagonal, 643 08028 Barcelona
nprat@ub.edu
<http://www.ub.edu/fem/>



Esta obra está bajo licencia internacional
Creative Commons Reconocimiento
NoComercial-CompartirIgual 4.0

RESEÑA

Este es un libro fruto de la reflexión sobre el tema de los bioindicadores en cursos fluviales originado en un congreso de la Asociación Argentina de Limnología. En el prólogo los compiladores destacan que se trata de “dejar de hablar entre nosotros y comunicar con la comunidad” y hablan de “analfabetismo ecológico”. La reflexión ha sido amplia pues ha involucrado a 40 autores, 17 revisores y dos colaboradores, muchos de ellos con gran experiencia en el tema y numerosas publicaciones.

El libro consta de 20 capítulos, incluido el prólogo y la presentación de la red REM- AQUA, una estructura para intentar que la investigación e implementación del biomonitoreo en la Argentina se haga de una forma coordinada. Para poder establecer un buen sistema de biomonitoreo en una zona amplia, donde ya hay diferentes grupos que realizan trabajos, es necesario tener un conjunto de herramientas que hagan comparables los datos para poder ofrecer los resultados con fiabilidad y seguridad a los responsables de la gestión y a los ciudadanos. El establecimiento de Protocolos para la toma de muestras, procesado de las mismas, tratamiento de los resultados y comunicación de estos, es imprescindible para poder conocer dónde estamos, de dónde venimos y a dónde vamos. Es la filosofía de la Directiva Marco de Agua (DMA) europea para obtener resultados comparables aunque los métodos puedan no ser los mismos en diferentes distritos hidrográficos. Entiendo que la Red REM-AQUA persigue este objetivo y este libro es un paso firme en esta dirección.

La mayoría de los capítulos son recopilaciones de los trabajos realizados a nivel de toda la Argentina o casos en diferentes regiones, utilizando diferentes metodologías. Se constata la gran variedad de metodologías usadas y su distribución regional relacionada con los diferentes investigadores localizados en diferentes regiones. También la heterogeneidad espacial en el uso de los bioindicadores, tanto entre regiones (con muchas o pocas experiencias) como dentro de una región (ríos estudiados y métricas estudiadas). Es pues, imprescindible establecer alguna manera de poder compara estos estudios para poder establecer de forma clara el estado ecológico de los ríos argentinos. El primer paso será intercalibrar a nivel regional, nacional e internacional las metodologías existentes y la interpretación de los resultados.

Otro grupo de capítulos parecen abordar una mirada de futuro como el uso de los indicadores ecosistémicos, los aspectos métricos de la bioindicación, los biomarcadores o los sistemas de alerta temprana, todos ellos en fase de estudio en todo el mundo, pero para los cuales no existen todavía metodologías contrastadas que puedan incorporarse a las redes de seguimiento del estado de las aguas. Encuentro que falta en el libro una reflexión sobre el uso de los marcadores moleculares en la bioindicación. Hay mucha investigación al respecto y ya existen algunos protocolos, que en los próximos años redundaran en normativas concretas. Hay que estar atento al desarrollo de estas metodologías. El uso de los bioindicadores como herramienta educativa (ciencia ciudadana le llaman ahora) también está progresando rápidamente.

Como bien dice el subtítulo del libro, este prefigura las bases para la medida de la integridad ecológica. Vista la experiencia de la Argentina en el tema y también como se ha intentado establecer un método de evaluación del estado de las aguas en otros países, quedan claro los retos a los que se enfrenta la Argentina en los próximos años. El primero es la construcción de unos protocolos de toma de muestras, procesado de las mismas y expresión de los resultados de forma comparable para todas las regiones del país. La segunda es establecer los métodos de medida del estado de forma que se puedan comparar estos a nivel de cuencas, regiones y todo el país, a la vez que se puedan comparar con los datos ya existentes. Esto se conseguirá con una intercalibración de metodologías. Como los métodos en diferentes regiones pueden ser diferentes, hay que ver si

podemos consérvalos comparándolos entre ellos y establecer un sistema de evaluación en cuatro o cinco estados diferentes que se representen por colores (como se ha hecho en la DMA). Como será complicado establecer un método único (entre otras cosas porque cada investigador considera que su método es mejor que los otros) la única solución es la comparación de métodos con una base de datos única tal como se ha hecho en Europa.

Como el aspecto normativo siempre es muy complicado y hay ya mucha legislación sobre el agua como se ve en el libro, convendrá establecer un marco más general (para toda la nación) que permita el ejercicio de intercalibración y sugiera los cambios normativos que deben implementarse. A veces estos cambios son los que llevan más tiempo y se complican en demasía, de forma que hay que pensarlos desde un principio para que el documento normativo esté disponible lo antes posible. No me queda más que desear que este libro sea la base en que se funde el sistema de medida del estado de los ríos en la Argentina. Que esto redunde en una mejora sustancial del estado de los ríos ya es otra cosa, va a depender de las medidas necesarias, del dinero disponible y de las prioridades políticas del país. Esperemos que todo se confabule para mejorar la salud de los ríos y de los ciudadanos que viven en relación con ellos.

Y para terminar no quisiera dejar de dar a los compiladores y los autores del libro que han usado en este libro, de forma amplia, los trabajos que hemos producido en nuestro grupo de investigación y en especial el trabajo de 2009 sobre bioindicadores que este libro amplía y supera. Muchos de los investigadores que aparecen como autores en este libro son grandes profesionales, algunos de ellos han sido alumnos en algunos de mis cursos, seguro que si se les permite andar con celeridad el resultado será espectacular para la investigación en ecología de ríos, bioindicación, expresión del estado de los ríos y mejora de su estado. Mucha suerte.

Narcís Prat

Catedrático Emérito de Ecología de la Universidad de Barcelona
Grup de Recerca F. E. M. (Freshwater Ecology and Management)
Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Medio Ambiente, Universidad Barcelona, Diagonal,
643 08028 Barcelona
nprat@ub.edu
<http://www.ub.edu/fem/>