

Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina

CRISTINA M. GUALDONI¹✉, CLAUDIA A. DUARTE² & ERICA A. MEDEOT¹

¹ Dto. de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

² Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET), Ushuaia, Tierra del Fuego.

RESUMEN. Los métodos que diagnostican deterioro de ambientes fluviales a partir del análisis de componentes bióticos del ecosistema han recibido considerable atención en las últimas décadas. Con el objetivo de evaluar el estado ecológico de dos arroyos serranos que en tramos de piedemonte atraviesan comunas de interés turístico, se combinaron índices biológicos de calidad del agua y del bosque de ribera. En cada arroyo se seleccionaron dos estaciones de muestreo, una río arriba y otra río abajo de los sectores de recreación, y en cada una de ellas se registraron datos ambientales y se recolectó bentos en los principales hábitats fluviales, durante períodos de aguas altas y aguas bajas. Se calcularon índices métricos y el Índice Biótico Carcarañá (IBC), y se determinó la calidad de los ecosistemas ribereños mediante el índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR). Los resultados se integraron mediante una modificación del índice ECOSTRIMED para evaluar el estado ecológico del sistema. En ambos arroyos, las variables físicoquímicas no indicaron alteración de la calidad del agua, los índices métricos determinaron que la calidad varió entre "moderadamente deteriorada" y "poco deteriorada", mientras que el IBC reveló una calidad "ambiente no contaminado" en todas las situaciones de muestreo. El QBR indicó que el bosque de ribera presenta importantes alteraciones y degradación extrema en los tramos aledaños a las áreas de balnearios, mientras que en el resto el grado de alteración se tradujo en juicios de calidad aceptable y buena. Al combinarse los resultados de los índices métricos con los del QBR, en ambos arroyos se obtuvieron juicios de calidad que indicaron un estado ecológico "bueno" y "moderado" en los tramos situados río arriba de las áreas de recreación y "moderado" aguas abajo de las mismas. Los resultados confirman que, al menos desde una perspectiva biológica, la aplicación de un conjunto de métricos es la metodología más eficaz y económica para evaluar la calidad del agua ya que integran información derivada de diversos aspectos de la comunidad bentónica. En los ríos estudiados, los tramos más deteriorados son los cercanos a las áreas de recreación donde, si bien la calidad del agua presentó poco deterioro, el estado ecológico resultó alterado debido a la degradación o eliminación del bosque marginal.

[Palabras clave: calidad del agua, índices bióticos, macroinvertebrados bentónicos, índices métricos, QBR]

ABSTRACT. *Ecological status of two mountain streams of the south of Córdoba, Argentina:* The development of methodology that allows us to assess the environmental deterioration of fluvial systems from the biotic components has been of high attention in the last time. With the aim to evaluate the ecological state of two mountains streams in sections that cross communes of tourist interest, indexes of water and riparian forest quality were combined. In each stream, two stations were selected, one downstream and the other upstream of the recreation areas. Environmental data were registered and benthos samples were collected in the main geomorphological units, during

✉ Dto. de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto. A.P. 3, (5804) Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
cgualdoni@exa.unrc.edu.ar

Recibido: 2 de septiembre de 2010; Fin de arbitraje: 26 de octubre de 2010; Revisión recibida: 16 de diciembre de 2010; Aceptado: 3 de marzo de 2011

high and low water periods. Metric indexes and Índice Biótico Carcarañá (IBC) based on benthic macroinvertebrates were calculated, and the marginal forest quality was determined by the Riparian Quality Index (QBR). The results were integrated by a modification of index ECOSTRIMED to evaluate the ecological status of the fluvial system. In both streams, the physico-chemical variables showed normal values and the metric indexes determined that the water quality vary between "moderately deteriorated" and "little deteriorated", whereas the IBC revealed a "unpolluted environment" in all sampling situations. Application of QBR showed that the riparian forest with important alterations and extreme degradation were located close to urban areas, while in the other reaches the alteration degree was translated in judgments of acceptable and good quality. When combining the results of the metric indexes with those of the QBR, in both streams were obtained quality judgments that indicated "good" and "intermediate" ecological status in the stretches located upstream of urban areas and "intermediate" in the stretches downstream of recreation areas. The results of this study contribute to corroborate that, from a biological perspective; the application of a set of metric is the most efficient and economic methodology, to evaluate the quality of the water since they integrate information derived from diverse aspects of the benthonic community. Although in the studied streams the water didn't have very good biological quality, in urban reaches, the degradation or elimination of the marginal vegetation was the main determinant of the altered ecological quality.

[Keywords: water quality, biotic indices, benthic macroinvertebrates, metric indices, QBR]

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, los ecosistemas fluviales han sido sometidos a alteraciones ecológicas que evidenciaron su fragilidad y la de la biota que albergan. La acción antrópica ha alterado de manera gradual la estructura de las comunidades y el funcionamiento integral de la mayoría de los ambientes lóticos. Paralelamente, se evidencia un progresivo interés por desarrollar y aplicar metodologías que evalúan la calidad de los recursos hídricos e intentan predecir su evolución temporal. En la actualidad, los métodos más utilizados son aquellos que diagnostican el deterioro ambiental a partir del análisis de sus componentes bióticos, ya que integran los efectos producidos por agentes estresantes, presentan la ventaja de un registro retrospectivo de la historia reciente del sistema y poseen una relación costo/beneficio que los hace más económicos (Hellowell 1978; Cairns & Prat 1993; Resh & Jackson 1993; Roldán Pérez 2001; Alonso & Camargo 2005).

La reciprocidad entre las alteraciones ambientales y el valor indicador de algunos taxones bentónicos, ha impulsado el desarrollo de índices que miden de forma directa los efectos del estrés sobre la biota y posibilitan calificar la salud de distintos tramos lóticos (Rosemberg & Resh 1993). Durante las

últimas décadas, los índices bióticos para diagnosticar la calidad del agua tuvieron un auge considerable y surgieron modificaciones ajustadas a diferentes regiones del hemisferio norte (Hellowell 1978; Armitage et al. 1983; Alba-Tercedor & Pujante 2000). Desde 1990, en nuestro país comenzaron a aplicarse índices adaptados a la fauna local (Gualdoni & Corigliano 1991; Miserendino & Pizzolon 1999; Vallania et al. 1996; Domínguez & Fernández 1998; Rodrigues Capítulo 1999; Corigliano 1999; Pavé & Marchese 2005). Entre estos, el Índice Biótico Carcarañá (IBC) (Gualdoni & Corigliano 1991) ha resultado una herramienta idónea de evaluación para ambientes lóticos ritrónicos y potámicos del sur de Córdoba. Sin embargo, en tramos con descargas orgánicas bajas, contaminación difusa y cambios hidrológicos por embalses, Corigliano et al. (1998) sugieren complementarlos con el análisis de otros atributos estructurales de la comunidad. En ese sentido, los índices métricos (Barbour et al. 1997) amplían los procedimientos y complementan al IBC sin aumentar costos ni tiempo de análisis (Corigliano 1999). Estos índices, que integran información de composición y estructura de la comunidad bentónica y permiten visualizar los cambios producidos por perturbaciones, se aplican en monitoreos de calidad de agua de todo el mundo y en muchos países

del hemisferio norte son de uso obligatorio (Barbour et al. 1997, 1999).

La necesidad de una calificación holística de la calidad fluvial, ha direccionado la determinación del estado de salud de los espacios ribereños como complemento de otros índices de calidad. Los bosques de ribera, interfase entre ambientes fluviales y terrestres de una cuenca, cumplen un rol importante en el funcionamiento del ecosistema, y sus alteraciones tienen efectos que superan el entorno inmediato, con consecuencias que afectan a todo el corredor fluvial (Naiman et al. 1993; Naiman & Décamps 1997). La vegetación ribereña influye sobre la producción de los ríos, la calidad y cantidad de materia orgánica autóctona que sostiene las redes tróficas acuáticas, la temperatura del agua, la estabilidad de los bancos, la biodiversidad y los corredores biológicos que favorecen la migración y dispersión de especies (Osborne & Kovacic 1993; Naiman et al. 1993). Además, la zona marginal actúa como "buffer" al retener agua, sedimentos, nutrientes y contaminantes que ingresan por escorrentía desde suelos adyacentes (Palma et al. 2009). Dada la estrecha relación que vincula la biota acuática y la comunidad vegetal adyacente, es relevante la evaluación de esta última ya que la salud del entorno es determinante de la calidad del agua y la fauna asociada. Para evaluar el estado de los sistemas ribereños en países europeos se aplican metodologías como el índice QBR (Qualità del Bosque de Ribera) (Munné et al. 1998). En los ríos argentinos estos índices se encuentran en las primeras etapas de implementación (Sirombra 2003; Boccolini et al. 2004; Kutschker et al. 2009).

Sobre la base de estudios de la comunidad bentónica, desarrollados a escala territorial se determinó una buena calidad en el ritron de los ríos Ctalamochita y Chocancharava (Gualdoni & Oberto 1998; Corigliano et al. 1998). Sin embargo, no se han realizado análisis ecológicos puntuales en tramos de ritron y piedemonte que, aunque lejanos de zonas industriales y sin demasiada presión antrópica, constituyen puntos de atracción turística durante los meses estivales. Estos dos colectores fluviales nacen de la confluencia de ríos y arroyos que drenan las Sierras de Comechingones. En el piedemonte

discurren por valles amplios que desde el oeste reciben una influencia serrana vinculada a vegetación autóctona, a pastos naturales y a ganadería extensiva; hacia el este fluyen por pendientes suaves que finalizan en llanuras con agricultura intensiva. En estos valles (entre 600 y 800 m.s.n.m.) existen numerosas localidades ribereñas con poblaciones estables que raramente exceden los 1000 habitantes, pero que en verano reciben una afluencia turística que duplican o triplican esa cifra. La economía local se basa principalmente sobre prácticas agrícola-ganaderas y comerciales; sin embargo, en época estival las actividades que dependen del turismo adquieren preponderancia, por lo que son previsibles las variaciones ecológicas del ambiente fluvial y sus ecosistemas ribereños. Este es el caso de localidades como Río de los Sauces, a orillas del arroyo homónimo, y Las Albahacas, sobre el arroyo Piedras Blancas. El cauce fluvial en estos tramos no parece presentar niveles de antropización considerables. No obstante, el entorno de los núcleos urbanos ha sido modificado para favorecer las actividades de recreación.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el estado ecológico de dos sistemas lóticos serranos en tramos de piedemonte que atraviesan comunas de interés turístico, combinando índices métricos de calidad biológica del agua con índices de calidad del bosque de ribera.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en dos cursos fluviales que nacen en la vertiente oriental de las Sierras de los Comechingones, los arroyos Río de los Sauces y Piedras Blancas. El primero es afluente del río Ctalamochita (Tercero), y el segundo del Chocancharava (Cuarto), tributarios del río Carcarañá, que confluye en el Paraná. Ambos arroyos poseen régimen hídrico pluvial, con picos de caudales en primavera y verano, y discurren por bosques chaqueños empobrecidos, que fitogeográficamente corresponden a una transición entre Espinal y Bosque Serrano.

Se seleccionaron tramos situados en el piedemonte, aguas arriba y aguas abajo de pequeñas poblaciones con considerable afluencia turística estival. A orillas del Río de Los Sauces, entre los 32°31' S y los 64°35' O y a 723 m.s.n.m., se ubica la comuna homónima, de 1305 habitantes estables. Por otra parte, en el arroyo Piedras Blancas se ubica la comuna de Las Albahacas, situada a 630 m.s.n.m. entre los 32° 54' S y los 64° 58' O y con 455 habitantes.

Diseño del muestreo

Las muestras de bentos y datos ambientales se recolectaron durante los períodos de aguas altas (marzo) y de aguas bajas (junio) del año 2003. En cada arroyo se seleccionaron dos estaciones de muestreo, una ubicada río arriba del área de balneario (A1 y B1), y otra 700 m río abajo de la anterior (A2 y B2). En cada estación y periodo hidrológico se tomaron 3 repeticiones de muestras de bentos en cada uno de los hábitats típicos de arroyos serranos: rabión, corredera de sustrato grueso y corredera de sustrato fino. Se recolectó un total de 72 repeticiones, que representaron 8 condiciones problema (Cp), 4 para cada arroyo (una para cada sitio y período hidrológico). Las muestras fueron recolectadas con redes de Surber de 300 μm y se preservaron con formol al 4%.

“In situ” se registró el ancho del cauce, la profundidad y la velocidad de la corriente con velocímetro digital Global Flow Probe FP101-FP202, y la turbidez, la temperatura del agua, la conductividad y el pH con sensores digitales. En laboratorio se determinaron sólidos sedimentables, mediante cono Imhoff y salinidad, sólidos disueltos totales, nitritos, N-amoniaco, nitratos, sulfatos, sulfuros, fosfatos y sílice con sensores Hach 2000. Dureza total, cloruros, calcio, magnesio, alcalinidad, carbonatos y bicarbonatos fueron analizados por titulometría (Greenberg et al. 1992). El oxígeno disuelto se calculó como porcentaje de saturación de oxígeno.

Los recuentos de bentos se realizaron con microscopio óptico y estereoscópico hasta totalizar 100 individuos del taxón dominante, y se revisó la muestra completa para

contabilizar los grupos menos representados. Las identificaciones taxonómicas se realizaron mediante claves (Fernández & Domínguez 2001) hasta el nivel requerido para calcular los índices (orden, familia, subfamilia, género o especie).

Para caracterizar el grado de alteración ambiental en las 8 Cp, se aplicaron índices métricos descriptivos del bentos (Barbour et al. 1997, 1999). Estos índices, agrupados en cuatro categorías (riqueza, composición, tolerancia/intolerancia a perturbaciones y grupos tróficos), aumentan o decrecen según el deterioro ambiental. La información requerida para ajustar las dos últimas categorías se obtuvo de Merritt & Cummins (2006) y Barbour et al. (1997, 1999). Ya que los índices deben calibrarse para cada región y tipo de impacto, y para despejar aquellos que aportaran información redundante, se realizó una selección en función de la composición bentónica de cada arroyo. A partir de los métricos originalmente definidos por Barbour et al. (1997, 1999) se probaron 35 índices para Río de los Sauces y 33 para Piedras Blancas. Para caracterizar mejor la biota de este último arroyo, se probaron, además, los siguientes métricos: %*Farrodes* sp./Ephemeroptera, %*Mexitrachia* sp./Trichoptera, %*Protoptila* sp./Trichoptera; %*Hydroptila argentinica*/Trichoptera, y %*Oxyethira* sp./Trichoptera. La metodología de aplicación de los índices se realizó siguiendo a Boccolini et al. (2005). A partir de la dispersión de valores de cada métrico se obtuvieron los rangos divididos en cuartiles, y el puntaje asignado a cada uno de ellos. Los puntajes de cada índice se sumaron para obtener la puntuación final de cada Cp, que al ser comparada con una condición de referencia (Cr) determina el porcentaje de similitud con respecto al puntaje total esperado. Debido a la heterogeneidad elevada de los tramos estudiados fue imposible ubicar en el área un sitio control que permitiera definir con seguridad la Cr. Para estimar esta condición se siguió la propuesta de Boccolini et al. (2005) para tramos de transición entre ritron y potamon. Los porcentajes de cada métrico obtenidos para cada Cp se tradujeron en clases y juicios de calidad mediante la tabla de conversión de Resh et al. (1995). En paralelo se evaluó la calidad del agua mediante el IBC (Gualdoni & Corigliano 1991).

Para complementar la evaluación de cada sistema se determinó el estado del entorno del canal fluvial mediante el Índice de Calidad de Ribera (QBR) (Munné et al. 1998, 2003). El QBR califica el ecosistema con valores de 0 a 100 a través de la ponderación de componentes y atributos de la zona ribereña: porcentaje de cobertura vegetal, estructura de la vegetación, complejidad y naturalidad con respecto a especies y comunidades vegetales esperables, y grado de alteración física del canal fluvial. El valor de cada componente oscila entre 0 y 25 puntos y el resultado final se obtiene sumando los puntajes de cada apartado. Valores próximos a 100 significan un buen bosque de ribera y valores cercanos a 0 implican un bosque muy alterado. De acuerdo con Munné et al. (1998, 2003), en ambas márgenes de los arroyos se analizó la franja de terreno correspondiente al área de crecidas extraordinarias, en segmentos de ~100 m de longitud, aunque algunos tramos fueron mayores debido a las características geomorfológicas y a la inaccesibilidad de las riberas. Para optimizar la evaluación, los márgenes derecho e izquierdo se analizaron de forma separada y luego se calculó un puntaje único para cada tramo. El recorrido se inició en la zona preurbana, menos deteriorada, río arriba de la primera estación de muestreo bentónico, se continuó a través de los tramos urbanos, y se finalizó aguas abajo de la segunda estación de muestreo de bentos, en áreas posturbanas. Puesto que en

ambas localidades estudiadas las superficies lindantes con el cauce fluvial son de distinta longitud, el número de tramos analizados en cada localidad fue diferente. En Río de los Sauces se recorrieron 2200 m en 16 tramos, de los cuales las secciones 6 y 10 coincidieron con las estaciones de muestreo A1 y A2, respectivamente. En el arroyo Piedras Blancas se evaluaron 1200 m en 5 intervalos, de los cuales el segundo y cuarto coincidieron con las estaciones B1 y B2, respectivamente.

El estado ecológico de ambos sistemas se determinó mediante una modificación del índice ECOSTRIMED VI (Prat et al. 2000) realizada por Boccolini et al. (2005). Este índice combina las clases de calidad del agua con los puntajes finales del QBR y permite valorar la calidad del ecosistema fluvial. Boccolini et al. (2005) propusieron reemplazar el IBMWP (Alba-Tercedor & Pujante 2000) por un conjunto de índices métricos y distribuir en cuatro categorías los puntajes resultantes del QBR (Tabla 1).

RESULTADOS

En ambos arroyos estudiados, las variables hidráulicas y fisicoquímicas no indicaron alteración de la calidad del agua ya que los valores resultaron los esperados para tramos fluviales de buena calidad (Tabla 2).

Río de los Sauces

Se identificaron 90 taxones de macroinvertebrados acuáticos. Los muestreos de estiaje presentaron las mayores densidades medias, con 420342 y 436900 individuos/m² en las estaciones A1 y A2, respectivamente. En A1, *Americabaetis* sp. dominó durante aguas altas, y *Simulium* sp. y *Tricorythodes popayanicus* fueron codominantes en estiaje. En A2, *Americabaetis* sp. sobresalió en ambos periodos.

De los 33 índices métricos considerados, 17 resultaron adecuados para discriminar entre Cr y Cp. En la Tabla 3 se presentan los rangos de cada cuartil y el puntaje asignado

Tabla 1. Calificación del estado ecológico combinando índices métricos y QBR, modificada por Boccolini et al. (2005) a partir del índice ECOSTRIMED (Prat et al. 2000). Mb: muy bueno; B: bueno; Md: moderado; M: malo; P: pésimo.

Table 1. Qualification of the ecological status combining metric and QBR indexes, modified by Boccolini et al. (2005) from the ECOSTRIMED index (Prat et al. 2000). Mb: very good; B: good; Md: intermediate; M: bad; P: very bad.

MÉTRICOS	QBR			
	>75	75-50	49-25	<25
4 (75-100%)	Mb	B	Md	Md
3 (50-75%)	B	Md	Md	M
2 (25-50%)	Md	Md	M	P
1 (0-25%)	Md	M	P	P

Tabla 2. Valores medios de las variables hidráulicas y físico-químicas en los arroyos Río de los Sauces y Piedras Blancas durante los periodos de aguas altas (AA) y bajas (AB).**Table 2.** Mean values of hydraulic and physico-chemical variables of Río de los Sauces and Piedras Blancas streams during high (AA) and low (AB) water periods.

Variables	Río de los Sauces		Piedras Blancas	
	AA	AB	AA	AB
Velocidad de corriente (m/s)	0.345	0.505	0.48	0.53
Profundidad (m)	0.27	0.23	0.32	0.31
Ancho (m)	6.50	5.10	6.33	4.17
Temperatura agua (°C)	22.4	13.5	15.4	13
pH	8.28	7.85	7.9	8.14
Turbidez (utm)	0.7	0.5	1.23	2.63
Salinidad (%)	0.00	0.1	0.03	0.10
TDS (mg/L)	95	111	51.33	62.67
Sólidos sedimentables 24 hs (cm ³ /L)	traza	traza	traza	traza
Conductividad (µs/cm)	203	238	108.13	132.87
N-amoniaco (mg/L)	0.01	*	0.05	0.02
Nitritos (mg/L)	0.001	*	0.01	0.02
Nitratos (mg/L)	0.3	1.2	0.85	0.75
Sulfuros (mg/L)	0.00	*	0.00	0.00
Sulfatos (mg/L)	1	4	8.00	0.50
Fosfatos (mg/L)	0.40	0.44	0.19	0.20
Sílice (mg/L)	19	*	36.00	32.00
Cloruros (mg/L)	4.33	3.6	5.46	3.54
Dureza total (mg/L)	63.9	68.3	38.37	38.35
Calcio (mg/L)	18.2	15.9	8.27	10.04
Magnesio (mg/L)	No	9.59	4.19	3.50
Alcalinidad total (mg/L)	97.3	99.9	49.66	53.20
Carbonatos (mg/L)	14.9	0.00	0.00	0.00
Bicarbonatos (mg/L)	80.5	99.9	49.66	53.20
Saturación de O ₂ (%)	*	100	*	94.50

*No registrados.

a cada uno de ellos, obtenidos a partir de la dispersión de valores de los métricos. Los puntajes individuales, el puntaje total y el porcentaje de similitud de cada sitio en ambos periodos hidrológicos se presentan en la Tabla 4. El porcentaje de similitud indica cuan alejada está Cp de Cr. Las clases de calidad se determinaron a partir de los porcentajes obtenidos para cada situación de muestreo. En A1, ubicada río arriba, en ambos periodos la Cp sólo comparte 47.7% con Cr, lo que indica una calidad del agua "moderadamente deteriorada". En A2, situada río abajo, los porcentajes obtenidos (60.5% y 64.5%) correspondieron a un juicio de calidad de "poco deteriorada". El IBC aplicado a las mismas comunidades bentónicas determinó, en ambas estaciones y periodos, una clase de calidad I y un juicio de "ambiente no contaminado".

Los puntajes y los juicios del QBR indicaron que la calidad del bosque de ribera varió en los diferentes sectores (Tabla 5). En el primer tramo de la zona preurbana se obtuvo el mayor puntaje, la calidad fue buena, con ligeras perturbaciones. Desde esta sección hasta el tramo 6 el puntaje disminuyó, en especial en la margen derecha. Esta margen no presentó un bosque bien constituido; se hallaron pocos representantes de la flora autóctona (*Acacia caven*, *Celtis tala*, *Salix humboldtiana*), especies exóticas abundantes (*Morus alba*, *Ligustrum lucidum*, *Salix babylonica* y pináceas), y se observaron caminos laterales (de ancho superior a 4 m) que afectan la conectividad entre el bosque marginal y el ecosistema forestal adyacente. La margen izquierda presentó una cubierta vegetal importante, buena conectividad y mayor cantidad de especies autóctonas. A partir del

Tabla 3. Índices métricos utilizados en el arroyo Río de los Sauces, rangos de valores y puntaje asignado a cada cuartil.

Table 3. Metric indexes used in Río de los Sauces stream, ranges of values and scores assigned to each quartile.

Métrico	Puntaje			
	1	2	3	4
Riqueza (N° de taxa)				
Total	<55.01	55.01-56.50	56.51-58.75	58.76-61.00
Odonata	<1.10	1.10-2.00	2.10-3.25	3.26-5.00
Coleoptera	<2.10	2.10-2.50	2.51-3.25	3.26-4.00
Composición (%)				
Tricoptera	0.27-1.26	1.27-1.80	1.81-2.40	2.41-3.59
Odonata	0.34-0.36	0.30-0.33	0.21-0.29	0.05-0.20
Coleoptera	0.78-1.03	1.04-1.78	1.79-2.55	2.56-2.86
Chironomidae	21.80-33.99	17.09-21.79	16.14-17.08	15.22-16.13
Ortocladiinae/Chironomidae	35.90-68.66	22.22-35.96	15.79-22.21	15.04-15.78
Chironominae/Chironomidae	39.45-43.10	36.09-39.44	30.85-36.08	21.57-30.84
Índice de Shannon (H)	1.58-2.08	2.09-2.33	2.34-2.42	2.43-2.48
Tolerancia e intolerancia a las perturbaciones (%)				
Taxa dominantes	45.16-64.32	34.72-45.15	27.40-34.71	17.54-27.39
Organismos tolerantes	18.22-18.69	17.87-18.21	15.96-17.86	11.86-15.95
Taxa sensibles	24.59-25.24	25.25-25.66	25.67-27.12	27.13-30.91
Taxa tolerantes	45.52-47.54	43.34-45.51	40.92-43.33	38.18-40.91
Roles tróficos (%)				
Raspadores	0.06-0.07	0.08-0.17	0.18-1.16	1.17-3.81
Desmenuzadores	0.44-0.45	0.46-1.50	1.51-2.61	2.62-2.81
Taxa de Raspadores	3.30-4.73	4.74-5.33	5.34-5.91	5.92-7.30

sector 6, coincidente con la A1 de muestreo, comienza la zona urbana con viviendas y calles. La calidad disminuye hasta un mínimo en el sector 9, en el área de balneario, sólo con árboles de especies introducidas, dispuestos de manera regular e infraestructuras asociadas a las actividades de recreación. Río abajo se inicia la zona posturbana (tramos 10 a 15), que incluye el sitio A2 de recolección de bentos. Aunque se observaron escasas especies autóctonas, la calidad mejora, en particular en la orilla derecha, mientras que la izquierda, recorrida por un camino que dificultaría el intercambio con el ecosistema adyacente, presenta microcolectas de arena y presencia de ganado. La recuperación alcanza un máximo en el sector 12 y decrece nuevamente, observándose márgenes poco vegetadas y erosionadas. A partir del tramo 15 se acentuó la disminución de la calidad, el arroyo vuelve a discurrir por un área urbanizada con espacios de recreación y ausencia casi total de vegetación.

La aplicación del ECOSTRIMED modificado posibilitó la combinación de los valores obtenidos a partir de los métricos con el puntaje del QBR, y la determinación del estado ecológico de las dos secciones del Río de los Sauces (Tabla 6). La conjunción de los resultados del análisis del bentos en A1 y A2 con los del bosque de ribera de las secciones 6 y 10 indicó un estado ecológico "Moderado" en ambos tramos.

Arroyo Piedras Blancas

En este arroyo se registró un total de 78 taxa bentónicos. Las mayores densidades promedio se registraron durante aguas bajas, con 4237 individuos/m² en B1 y 3192 individuos/m² en B2. En todas las muestras, Ephemeroptera y Diptera fueron los grupos relevantes. En aguas altas, *Tricorythodes popayanicus* fue la especie más representada en ambas estaciones, y también predominó en

Tabla 4. Valores (V) y puntajes individuales (P) de cada métrico, y puntajes totales y porcentajes obtenidos en cada estación de muestreo (A1, A2) y período en el arroyo Río de los Sauces.

Table 4. Value (V) and individual scores (P) of each metric, and total scores and percentages obtained for each sampling station (A1, A2) and period in Río de los Sauces stream.

Métrico	A1				A2			
	Aguas Altas		Aguas Bajas		Aguas altas		Aguas Bajas	
	V	P	V	P	V	P	V	P
Riqueza (N° de taxa)								
Total	61.00	4	58.00	3	55.00	1	55.00	1
Odonata	5.00	4	1.00	1	3.00	3	1.00	1
Coleoptera	3.00	3	2.00	1	2.00	1	4.00	4
Composición (%)								
Tricoptera	1.59	2	0.27	1	2.01	3	3.59	4
Odonata	0.32	3	0.36	4	0.26	2	0.05	1
Coleoptera	0.78	1	1.11	2	2.45	3	2.86	4
Chironomidae	17.72	2	15.22	4	33.99	1	16.43	3
Ortocladiinae/Chironomidae	15.04	4	16.03	3	28.40	2	58.66	1
Chironominae/Chironomidae	33.92	3	43.1	1	38.23	2	21.75	4
Índice de Shannon	1.58	2	2.25	2	2.48	4	2.4	3
Tolerancia e intolerancia a las perturbaciones (%)								
Taxa dominante	64.32	1	29.85	3	38.75	2	17.54	4
Organismos tolerantes	18.05	2	18.69	1	17.31	3	11.86	4
Taxa sensibles	24.59	1	25.86	3	30.91	4	25.45	2
Taxa tolerantes	47.54	1	44.83	2	38.18	4	41.82	3
Roles tróficos (%)								
Raspadores	0.06	1	0.07	1	3.81	4	0.28	3
Desmenuzadores	0.44	1	0.46	2	2.81	4	2.55	3
Taxa de Raspadores	3.30	1	5.2	2	5.45	3	7.3	4
Puntaje Total		36		36		46		49
Porcentaje		47.7		47.7		60.5		64.5

aguas bajas de B1, mientras que *Americabaetis* sp. dominó en B2.

Del total de métricos considerados, 15 reflejaron mejor las diferencias entre Cr y Cp. A partir de la dispersión de valores se determinó el puntaje de cada cuartil (Tabla 7). Los valores y puntajes asignados a cada métrico y los porcentajes resultantes para cada Cp se muestran en la Tabla 8. La comunidad bentónica de B1 comparte 62.9% con la Cr en ambos períodos hidrológicos, y en B2 la similitud fue de 56.7% en aguas altas y de 66.7% en estiaje. Estos valores corresponden a ambientes "poco deteriorados". La aplicación del IBC indicó aguas de buena calidad en las dos estaciones y períodos.

El QBR permitió determinar la máxima calidad del bosque de ribera en el primer

tramo analizado (Tabla 5). No se registraron impactos antrópicos y la vegetación presentó un estado prístino, con árboles autóctonos (*S. humboldtiana*, *C. tala*, *Heterothalamus alienus*, *Caesalpinia gilliesii*, *B. hieronymii* y *Acacia caven*). El bosque marginal presentó continuidad, uniformidad y absoluta conectividad con la foresta adyacente. En el segundo tramo, coincidente con B1 de muestreo de bentos, la cubierta disminuyó de forma gradual, aunque la conectividad fue total. Se observó mayor porcentaje de arbustos, menor sotobosque y alteraciones de origen antrópico (residuos urbanos, alambrados sobre el cauce y viviendas aisladas). En el tramo 3 se detectó la peor calidad, con escasa cobertura y conectividad. La estructura de la cubierta resultó fragmentaria debido a la presencia de infraestructuras relacionadas con las actividades recreativas. A partir del

Tabla 5. Calidad del bosque de ribera determinado por el índice QBR en los 16 tramos de los arroyos Río de los Sauces y Piedras Blancas. Cob: cobertura; Estr: estructura; Cal: calidad; Nat: naturalidad; PF: puntaje final; *: tramos coincidentes con estaciones de muestreo de bentos.

Table 5. Riparian forest quality determined by QBR index in 16 reaches of Río de los Sauces and Piedras Blancas stream. Cob: vegetation cover; Estr: structure; Cal: quality; Nat: naturalness; PF: final score; *: coincident stretch with bentos sampling stations.

Arroyo	Tramo	Cob	Estr	Cal	Nat	PF	Juicio de calidad
Río de los Sauces	1	25	25	15	25	90	Ligeramente perturbada, calidad buena
	2	10	15	5	25	55	Inicio de alteración importante, calidad aceptable
	3	15	20	5	25	65	Ligeramente perturbada, calidad buena
	4	15	20	10	25	70	Inicio de alteración importante, calidad aceptable
	5	10	20	10	25	65	Inicio de alteración importante, calidad aceptable
	6*	10	20	5	25	60	Inicio de alteración importante, calidad aceptable
	7	5	10	0	15	30	Alteración fuerte, calidad mala
	8	10	5	15	10	40	Alteración fuerte, calidad mala
	9	0	0	0	0	0	Degradación extrema, calidad pésima
	10*	0	10	5	15	30	Alteración fuerte, calidad mala
	11	5	15	10	25	55	Inicio de alteración importante, calidad aceptable
	12	15	15	5	25	60	Inicio de alteración importante, calidad aceptable
	13	10	10	20	10	50	Alteración fuerte, calidad mala
	14	5	10	10	10	35	Alteración fuerte, calidad mala
	15	5	5	15	10	35	Alteración fuerte, calidad mala
	16	5	0	0	10	15	Degradación extrema, calidad pésima
Piedras Blancas	1	25	25	25	25	100	Sin alteraciones, estado natural
	2*	20	25	20	25	90	Ligeramente perturbada, calidad buena
	3	5	0	5	5	15	Degradación extrema, calidad pésima
	4*	10	5	10	20	45	Alteración fuerte, calidad mala
	5	15	10	20	25	70	Inicio de alteración importante, calidad aceptable

sector 4, donde se ubicó la B2 de muestreo, la conectividad del bosque se recuperó progresivamente y la actividad humana fue poco evidente. En el tramo 5 no se registraron impactos, la continuidad fue uniforme, la conectividad aumentó y la calidad de la cubierta vegetal se recuperó.

La Tabla 6 muestra el estado ecológico resultante de la combinación de los valores de calidad del agua de B1 y B2 con la calidad de las riberas. Aunque los índices métricos indicaron una calidad del agua "poco deteriorada", al combinarse estos resultados con los del QBR se obtuvo un estado de salud "bueno" y "moderado" en los tramos 2 y 4, respectivamente.

DISCUSIÓN

En el presente estudio, que constituye el primer registro de evaluación del estado ecológico en arroyos serranos del sur de

Córdoba, se han evidenciado los cambios de calidad que se manifiestan en estos cursos fluviales a su paso por pequeños poblados con áreas turísticas. Se espera que estos arroyos, de aguas transparentes, oligotróficas y bien oxigenadas, alojen comunidades bentónicas dominadas por efémeras y tricópteros y, en menor proporción, odonatos, hemípteros, dípteros y ácaros (Rosenberg & Resh 1993; Roldán Pérez 2001). En ambos arroyos estudiados, Ephemeroptera fue dominante y Trichoptera estuvo bien representado en todas las muestras. El mismo patrón fue reportado en otros cursos serranos de Córdoba (Gualdoni 1997; Gualdoni & Oberto 1998).

Aunque las variables hidráulicas y fisicoquímicas registradas indicaron aguas de buena calidad, a partir de los índices métricos se determinó cierto grado de deterioro en los dos arroyos. Las densidades y composiciones bentónicas no fueron óptimas, y los porcentajes de cambio permitieron establecer algunas diferencias con respecto a las comunidades

Tabla 6. Estado ecológico obtenido en cada estación de muestreo (A y B) de los arroyos Río de los Sauces y Piedras Blancas mediante el índice ECOSTRIMED (Prat et al. 2000) modificado por Boccolini et al. (2005). T: tramo.

Table 6. Ecological status obtained in each sampling station (A y B) of Río de los Sauces and Piedras Blancas streams by the ECOSTRIMED index (Prat et al. 2000) modified by Boccolini et al. (2005). T: stretch.

Sitio	Estación /tramo	Juicio de calidad		
		Métricos	QBR	
Río de los Sauces	A1/T6	2	60	Moderado
	A2/T10	3	30	Moderado
Piedras Blancas	B1/T2	3	90	Bueno
	B2/T4	3	45	Moderado

de referencia estimadas. La información integral indicó cambios en los atributos y en la integridad biológica de las comunidades, como lo predice el concepto de biomonitorio de calidad ambiental (Resh & Jackson 1993). Si bien la aplicación de índices métricos en Río de los Sauces, determinó mayor deterioro inmediatamente aguas abajo del balneario, las alteraciones no estarían asociadas al efecto

directo de las actividades de recreación estivales dentro del cauce (e.g., pisoteo, remoción de organismos y sedimentos del fondo, etc.), ya que una situación análoga resultó de los muestreos de invierno. Tampoco los análisis del bentos en el arroyo Piedras Blancas indicaron un empobrecimiento de la calidad del agua durante el verano que pudiera atribuirse al incremento en las actividades de recreación. Otros estudios realizados con la misma metodología en tramos de llanura del Río Chocancharava tampoco detectaron diferencias entre las distintas estaciones del año (Boccolini et al. 2005). La simplificación de las comunidades bentónicas aguas abajo de las áreas recreativas no resultarían del incremento del dinamismo social propio del verano, sino que podrían estar relacionadas con una disminución en la calidad originada por las modificaciones antrópicas en los ecosistemas adyacentes (Suren et al. 1998; Alan & Castillo 2007).

El presente estudio reafirma la importancia de la aplicación de un conjunto de métricos que integre la información parcial derivada de diversos aspectos de la comunidad bentónica. En los arroyos estudiados, los valores del IBC no indicaron deterioro. Sin embargo,

Tabla 7. Índices métricos utilizados en el arroyo Piedras Blancas, rangos de valores y puntaje asignado a cada cuartil.

Table 7. Metric indexes used in Piedras Blancas stream, ranges of values and scores assigned to each quartile.

Métrico	Puntaje			
	1	2	3	4
Riqueza (N° de taxa)				
Ephemeroptera	<8.75	8.75-9.49	9.50-9.9	>9.9
Trichoptera	<6.5	6.5-6.9	7.00-7.25	>7.25
Oligochaeta	>5.95	5.5-5.9	4.25-5.49	<4.25
Composición (%)				
Oligochaeta	>1.52	1.29-1.52	0.95-1.28	<0.95
Ephemeroptera	<63.04	63.04-65.35	65.36-69.98	>69.98
Trichoptera	<3.39	3.39-4.3	4.31-5.07	>5.07
Oxyethira/Trichoptera	<0.1	0.1-0.05	0.06-1	>1
Tanytarsinii/Chironomidae	<8.17	8.17-15.53	15.54-24.02	>24.02
Otros Díptera y no insectos	>8.84	7.36-8.84	5.71-7.35	<5.71
Tolerancia e intolerancia (%)				
Organismos tolerantes	>40.3	39.61-40.30	38.46-39.6	<38.46
Taxa dominantes	>73.38	69.18-73.38	65.48-69.17	<65.48
Índice de Shannon (H)	<2.28	2.28-2.51	2.52-2.62	>2.62
Roles tróficos (%)				
Depredadores	>22.96	22.78-22.96	22.37-22.77	<22.37
Omnívoros	>2.52	2.02-2.52	1.94-2.01	<1.94
Desmenuzadores	<7.18	7.18-7.76	7.77-7.96	>7.96

la aplicación de índices métricos reveló algunas alteraciones, lo que confirma que varias mediciones integradas brindan mayor información sobre los procesos ecológicos que interactúan en el sistema y evitan conclusiones erróneas que resultarían de la aplicación de un único índice (Barbour 1997, 1999; Corigliano et al. 1998).

Los corredores marginales naturales, que se extienden lateralmente desde el canal hasta la llanura de inundación y las terrazas adyacentes, representan uno de los sistemas ecológicos primordiales para mantener la vitalidad del paisaje fluvial y sus riberas (Naiman et al. 1993; Naiman & Dècamps 1997). En ambos arroyos, el análisis de calidad del bosque marginal reveló condiciones más saludables en tramos situados río arriba de las poblaciones y sectores con alteraciones severas que se intensifican con el grado de urbanización. En estado natural, las riberas tienden a estar cubierta por vegetación siempre que lo permitan el sustrato, la recurrencia de

crecientes y la geomorfología (Munné et al. 1998). En las áreas de recreación más activas de los arroyos estudiados se obtuvieron los mayores porcentajes de degradación del bosque marginal. Se detectaron impactos antrópicos asociados a deforestaciones y modificaciones de espacios verdes. La eliminación del sotobosque y el reemplazo de árboles y arbustos nativos por especies introducidas no solo alteran el grado de cobertura, sino también su estructura y complejidad. Dado que las modificaciones de los bosques de ribera naturales tienen efectos que exceden el entorno inmediato e influyen en todo el corredor fluvial (Naiman et al. 1993; Naiman & Dècamps 1997), son esperables consecuencias ecológicas que no sólo se manifiestan en el ambiente ribereño sino también en el ecosistema acuático adyacente y en las comunidades que alberga. El grado de perturbación de las riberas estudiadas podría estar alterando la cantidad y calidad del aporte de materia orgánica que representa un recurso alimenticio para muchas especies bentónicas.

Tabla 8. Valores (V) y puntajes individuales (P) de cada métrico, y puntajes totales y porcentajes obtenidos en cada estación de muestreo (B1, B2) y período en el arroyo Piedras Blancas.

Table 8. Value (V) and individual scores (P) of each metric, and total scores and percentages obtained for each sampling station (B1, B2) and period in Piedras Blancas stream.

Métrico	B1				B2			
	Aguas Altas		Aguas Bajas		Aguas Altas		Aguas Bajas	
	V	P	V	P	V	P	V	P
Riqueza (N° de taxa)								
Ephemeroptera	10	4	9	2	10	4	8	1
Trichoptera	7	3	7	3	5	1	8	4
Oligochaeta	6	1	2	4	6	1	5	3
Composición (%)								
Oligochaeta	1.16	3	0.33	4	1.8	1	1.42	2
Ephemeroptera	64.15	2	80.2	4	59.72	1	66.57	3
Trichoptera	4.46	3	4.16	2	6.88	4	1.08	1
Oxyethira/Trichoptera	0	1	0.13	3	0	1	3.63	4
Tanytarsinii/Chironomidae	5.07	1	21.87	3	9.2	2	30.46	4
Otros Diptera y no insectos	6.77	3	2.52	4	11.55	1	7.94	2
Tolerancia e intolerancia (%)								
Organismos tolerantes	41.18	1	39.22	3	40	2	36.17	4
Taxa dominantes	59.45	4	80.92	1	67.49	3	70.87	2
Índice de Shannon (H)	2.69	4	1.84	1	2.6	3	2.43	2
Roles tróficos (%)								
Depredadores	22.64	3	23.08	1	21.57	4	22.92	2
Omnívoros	1.89	4	3.84	1	1.96	3	2.08	2
Desmenuzadores	5.66	1	7.69	2	7.84	3	8.33	4
Puntaje total		38		38		34		40
Porcentaje		62.9		62.9		56.7		66.7

Asimismo, la ausencia de un bosque bien estructurado y complejo estaría disminuyendo la capacidad "buffer" del sistema y, en consecuencia, incrementando el aporte de sedimentos, nutrientes y contaminantes que ingresan al cauce desde los suelos lindantes. Además, la infraestructura para contención turística y las alteraciones del canal resultan en serias fragmentaciones del bosque natural, e interrumpen las interacciones y la continuidad longitudinal entre el ecosistema acuático y su entorno terrestre (Naiman et al. 1993; Munné et al. 1998; Ward et al. 2002). La disminución de conectividad podría disminuir la biodiversidad, alterar el tránsito y la dispersión de especies a lo largo del corredor boscoso y privar a muchas especies de refugio, alimento y áreas de nidificación y cría.

Río abajo de los sectores deteriorados se observó una recuperación gradual hasta alcanzar una buena calidad en los tramos más alejados del área urbana. La pérdida de heterogeneidad natural en el bosque de ribera debido a cambios en el uso de la tierra y al reemplazo de especies nativas por exóticas, en su mayoría invasoras, ha sido observado también en ríos de llanura de Córdoba (Boccolini et al. 2005; Corigliano et al. en prensa), en cursos andinos subtropicales de Tucumán (Sirombra & Mesa 2010) y en la Patagonia (Kutschker et al. 2009). Sin embargo, es de destacar que las alteraciones detectadas se circunscriben a áreas aledañas a los balnearios y que las riberas más alejadas de centros poblados poseen bosques que, aunque empobrecidos, conservan su naturalidad. Aunque en nuestro país la evaluación de vegetación riparia se encuentra en las primeras etapas de implementación, la situación de nuestros bosques de ribera no es comparable a la de muchos países europeos, donde la aplicación del QBR ha demostrado que muy pocos ríos conservan riberas con estados próximos al natural (Munné et al. 1998; Naiman et al. 1993).

El índice ECOSTRIMED modificado por Boccolini et al. (2005) resumió todos los índices aplicados en este estudio, y permitió determinar que el estado ecológico en ambos arroyos varió entre bueno, moderado y malo. Aunque en ninguna estación se obtuvo la máxima de calidad de agua, la degradación

del bosque de ribera en algunos tramos fue lo que más influyó en el deterioro del estado ecológico. Las alteraciones observadas en la vegetación marginal no sólo disminuyen la calidad ecológica sino que, además, son difíciles de revertir debido al tiempo requerido para recuperar un bosque, que en algunos sectores se ha perdido por completo. En los tramos asociados a la actividad turística, la alteración de la calidad de las riberas indicó un deterioro ecológico que se manifestó no sólo en el mismo bosque marginal sino que estaría vinculado a la calidad acuática detectada mediante los índices métricos. El avance de la urbanización sobre el ecosistema fluvial, fenómeno que se ha puesto en evidencia en las localidades de Río de los Sauces y Las Albahacas, podría extrapolarse a muchas poblaciones serranas del sur de Córdoba. Estos centros urbanos reciben cada vez mayor afluencia turística, lo cual impulsa a incrementar las instalaciones destinadas a contener al visitante y deterioran paulatinamente el estado natural del ecosistema fluvial.

La evaluación del estado ecológico presentada en este trabajo, en el que se combinaron análisis de la comunidad bentónica y del bosque de ribera debería completarse con el estudio de otros indicadores. Una valoración global del ecosistema fluvial deberá considerar las condiciones hidrológicas y geomorfológicas del canal, junto con información aportada por otros componentes bióticos como bacterias, protozoos, algas, peces e incluso aves acuáticas. La aplicación periódica de metodologías basadas en componentes biológicos, brindaría a los entes responsables información para implementar gestiones sostenibles que incluyan, no solo la evaluación y el control de los ecosistemas fluviales, sino también su conservación y restauración como parte del patrimonio natural de esta generación y de las venideras.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue subsidiado por la SeCyT, UNRC. Agradecemos la valiosa colaboración de A. Oberto, G. Raffaini, M. Boccolini y R. Príncipe (UNRC), y a dos revisores anónimos que contribuyeron a mejorar este trabajo.

REFERENCIAS

- ALLAN, JD & MM CASTILLO. 2007. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. 2a ed. Springer. Pp. 436.
- ALBA-TERCEDOR, J & A PUJANTE. 2000. Running-water biomonitoring in Spain. Opportunities for a predictive approach. Pp. 207-216 en: Wright, JF, DW Sutcliffe & M Furse (eds.). *Assessing the Biological Quality of Freshwater: RIVPACS and similar techniques*. Freshwater Biological Association.
- ALONSO, A & JA CAMARGO. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* **14**(3):87-99.
- ARMITAGE, PD; D MOSS; JF WRIGHT & MT FURSE. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.* **17**(3):333-347.
- BARBOUR, MT; J GERRITSEN; BD SNYDER & JB STRIBLING. 1997. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers*. US EPA, Office of Water: Washington, DC, EE.UU.
- BARBOUR, MT; J GERRITSEN; BD SNYDER & JB STRIBLING. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*, 2a ed. US EPA, Office of Water: Washington, DC, EE.UU.
- BOCCOLINI, MF; AM OBERTO & M DEL C CORIGLIANO. 2005. Calidad ambiental en un río urbano de llanura. *Biol. Acuát.* **22**:59-69
- CAIRNS, J & JR PRAT. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 10-27 en: Rosenberg, DM & VH Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. Pp. 488.
- CORIGLIANO, M DEL C. 1999. Índices bióticos: Aplicaciones y alcances. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* **58**(1-2):193-201.
- CORIGLIANO, M DEL C; CM GUALDONI; AM OBERTO & GB RAFFAINI. 1998. Macroinvertebrados bentónicos en el examen de calidad ambiental de ecosistemas acuáticos en la subcuenca Carcarañá. *XVII Congreso Nacional del Agua*, Santa Fe, Argentina.
- CORIGLIANO, M DEL C; AM OBERTO; RE PRÍNCIPE; GB RAFFAINI & CM GUALDONI. 2008. Calidad del espacio ribereño en el tramo urbano del río Chocancharava (Río Cuarto, Prov. de Córdoba). *Rev. UNRC.* **28** (1-2):55-66.
- DOMÍNGUEZ, E & HR FERNÁNDEZ. 1998. *Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán-Argentina) medida por un índice biótico*. Serie Conservación de la Naturaleza n° 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. Pp. 39.
- FERNÁNDEZ, HR & E DOMÍNGUEZ (EDS.). 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Editorial Universitaria de Tucumán. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina.
- GREENBERG, AE; LS CLESCERI & AD EATON (EDS). 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. Washington, DC. EE.UU.
- GUALDONI, CM & M DEL C CORIGLIANO. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Rev. UNRC* **11**:43-49.
- GUALDONI, CM. 1997. Caracterización de las comunidades bentónicas y su fracción derivante en la cuenca del río Chocancharava (Córdoba, Argentina). *Rev. UNRC* **17**(1):37-47.
- GUALDONI, CM & AM OBERTO. 1998. Biological quality assessment of the lotic environment of Carcarañá River Tributaries (Córdoba, Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **26**:1219-1222.
- HELLAWELL, JM. 1978. *Biological surveillance of rivers*. Water Res. Centre. Stevenage Laboratory, Elder Way, Stevenage, England. Pp. 332.
- KUTSCHKER, A; C BRAND & ML MISERENDINO. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecol. Austral* **19**:19-34.
- MERRITT, RW & KW CUMMINS. 2006. Trophic relationships of macroinvertebrates. Pp. 585-610 en: Hauer, FR & GA Lamberti (eds.). *Methods in Stream Ecology*, 2a ed. Academic Press, San Diego, CA. EE.UU.
- MISERENDINO, ML & LA PIZZOLÓN. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnol. Brasil.* **11**(2):137-148.
- MUNNÉ, A; C SOLÁ & N PRAT. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua* **175**: 20-37.
- MUNNÉ, A; N PRAT; C SOLA; N BONADA & M RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **13**:147-163.
- NAIMAN, RJ; H DÉCAMPS & M POLLOCK. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl.* **3**(2):209-212.
- NAIMAN, RJ & H DÉCAMPS. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28**:621-658.
- OSBORNE, LL & DA KOVACIC. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration

- and stream management. *Freshwater Biology* **29**: 243-258.
- PALMA, A; R FIGUEROA & VH RUIZ. 2009. Evaluación de ribera y hábitat fluvial a través de los Índices QBR e IHF. *Gayana* **73**(1):57-63.
- PAVÉ, PJ & M MARCHESE. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecol. Austral* **15**(2):183-197.
- PRAT, N; A MUNNÉ; M RIERADEVALL; C. SOLA & N BONADA. 2000. *ECOSTRIMED: Protocolo para determinar el estado ecológico de los ríos mediterráneos*. Barcelona: Diputación de Barcelona, Área de Medi Ambient. Pp. 94.
- RESH, V & JK JACKSON. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 195-223 en: Rosenberg, MD & VH Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. EE.UU.
- RESH, V; R NORRIS & MT BARBOUR. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian J. Ecology* **20**:108-121.
- ROLDÁN PÉREZ, G. 2001. *Los macroinvertebrados acuáticos y su uso como indicadores de la calidad del agua*. Editorial Presencia, Bogotá. Colombia.
- ROSEMBERG, MD & VH RESH (eds.). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. EE.UU.
- RODRIGUESCAPÍTULO, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* **58**(1-2):208-217.
- SIROMBRA, MG. 2003. Índice QBR, herramienta ecológica potencial para evaluar la calidad del hábitat ripario de cursos de agua. *I Jornadas de Ciencias Naturales del NOA. VIII Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral*.
- SIROMBRA, MG & LM MESA. 2010. Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Rev. Biol. Trop.* **58**(1):499-510.
- SUREN, AM; T SNELDER & M SCARSBROOK. 1998. *Urban Stream Habitat Assessment method (USHA)*. Niwa Client Report No. CHC98/60. Christchurch, New Zealand. Pp. 85.
- VALLANIA, EA; PA GARELIS; ES TRIPOLE & MA GIL. 1996. Un Índice Biótico para las Sierras de San Luis. *Rev. UNRC* **16**(2):129-136.
- WARD, JV; C ROBINSON & K TOCKNER. 2002. Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **28**: 442-450.