

CALIDAD AMBIENTAL EN UN RÍO URBANO DE LLANURA

BOCCOLINI, M. F., A. M. OBERTO & M. DEL C. CORIGLIANO

Dpto. de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales,
Universidad Nacional de Río Cuarto, 5800 Río Cuarto, Córdoba, Argentina
A.P.N°3 X5804 BYA / Aaoberto@exa.unrc.edu.ar

ABSTRACT

Environmental quality in a lowland urban river. Ecological integrity or health of a river is evaluated not only by the physical chemical and biological characteristics in the fluvial channel but also by the state of the riparian systems. Attributes of the benthic communities and the riparian areas are integrated to the chemical macroindicators. The objective of this work is to evaluate the environmental quality of the Chocancharava river plain reach in the urban sector and surroundings of Río Cuarto city. Three study sites were selected: in pre-urban, urban and post-urban reaches. Sampling and field data collections were made in two different hydrological periods: winter and summer. Physical and chemical data were registered and benthos samples were taken from transects across different habitats with a Hess sampler. Multimetric indices from structural attributes such as richness, composition and tolerance/intolerance were calculated. The riparian forest quality (RFQ) was evaluated. The obtained score enabled to describe the ecological status. The physical and chemical indicators showed good water quality and the multimetric indices determined a low impaired biological quality. The application of RFQ index showed an extreme degradation of the riparian system quality. The combination of the indices determined a bad ecological status. The results of this study contribute to corroborate that the Chocancharava river, in the urban sector and its surroundings, presents environmental deterioration, and that remediation and improvement measures are necessary.

Key words: benthic communities, multimetric indices, bankside, river.

INTRODUCCIÓN

El hábitat donde se establecen las comunidades fluviales constituye una entidad espacial y temporalmente dinámica, por lo que puede ser estudiado a diferentes escalas jerárquicas, desde el macrohábitat hasta el microhábitat (Madock, 1999). Las características estructurales y el régimen hidrológico de ríos y arroyos integran condiciones ambientales reflejando las condiciones del paisaje. La calidad ambiental del ecosistema acuático está en función del uso del recurso debido a que las actividades en una cuenca influyen sobre el ciclo hidrológico, y las comunidades fluviales evolucionan en respuesta a estas alteraciones (Karr,

1998; Naiman & Bilby, 1998). El impacto de los diferentes usos de la tierra afecta la calidad del agua. Los disturbios directos sobre el canal resultan en una pérdida temporaria del hábitat y de especies habitantes del fondo (Marriot, 1997).

El uso de la ecología de las comunidades bentónicas, para evaluar la calidad del agua, se está extendiendo como herramienta de trabajo en los protocolos de agencias y autoridades de aplicación de control ambiental, en diferentes países de la Unión Europea (Armitage *et al.*, 1983; Ghetti, 1986; Prat *et al.*, 1999) y por la *United States Environmental Agency* (USEPA). Índices bióticos e índices ecológicos han recibido la denominación genérica de

«multimétricos» (Barbour *et al.*, 1992 y Barbour *et al.*, 1999). El uso de los invertebrados en la vigilancia de la calidad del agua en los sistemas lóticos ha demostrado ser una eficiente herramienta de diagnóstico (Ghetti *et al.*, 1983; Ghetti *et al.*, 1984; Prat *et al.*, 1985; Rosenberg & Resh, 1993; Jesús & Formigo, 2000). El interés en su desarrollo se debe a la búsqueda de una metodología de evaluación rápida. Este campo presenta un floreciente avance también en Argentina (Gualdoni *et al.*, 1994; Miserendino & Pizzolón, 1992; Ojea, 1995; Vallania *et al.*, 1996; Rodrigues Capítulo, 1999; Marchese, 1996; Mangeaud, 1998).

El Índice Biótico Carcarañá (IBC) ajustado para su uso regional en la subcuenca Carcarañá por Gualdoni & Corigliano (1991) fue puesto a prueba en un estudio extensivo por Gualdoni *et al.* (1994). Los resultados de este trabajo y otros realizados en zonas de fuertes impactos (Oberto, 1997), permitieron el análisis de las aplicaciones y alcances del IBC (Corigliano, 1999), concluyendo que el empleo del índice es válido en los tramos de impacto ambiental severo y debería complementarse con el uso de otros índices.

Las áreas riparias son ambientes únicos debido a su posición en el paisaje, son ecotonos entre zonas acuáticas y terrestres, y corredores que atraviesan regiones. Estos ambientes tienen diversas funciones y diferentes valores según sus características físicas, biológicas y culturales (Malanson, 1995). Por ello son considerados de forma integrada con los bioindicadores bentónicos para establecer índices de valoración de calidad del sistema fluvial (Munné *et al.*, 1998; Quinn *et al.*, 2004; Pusey & Arthington, 2003; Munné *et al.*, 2003). Combinando la calidad biológica del agua, junto con la calidad del bosque de ribera se obtiene una evaluación del estado ecológico de los ríos (Quinn *et al.*, 1997; Miskell, 2001; Puntí Casadellá & Prat Fornells, 2002).

Los ríos urbanos son los que necesitan mayor control en cuanto a la degradación de las zonas marginales y del hábitat fluvial ya que reciben el impacto de los drenajes urbanos y en general tienen poca o ninguna vegetación riparia (Suren *et al.*, 1998; Rogers *et al.*, 2002). En la ciudad de Río Cuarto, en las márgenes del río Chocancharava, se han mantenido las dos últimas terrazas sin urbanizar. Sin embargo, se observan villas de emergencia, basurales y cría de animales, por lo que se considera relevante evaluar en qué grado estas actividades afectan el corredor marginal del río. Actualmente, el municipio de la ciudad ha propuesto recuperar las costas del río, a través de la construcción de viviendas, azudes niveladores, balnearios y una parqueización de 16 kilómetros de costa. El objetivo de este trabajo es evaluar la calidad ambiental de la sección del río en su tramo urbano y periurbano, mediante el uso de indicadores biológicos y ecológicos en el cauce y en las riberas, y establecer las bases metodológicas que permitan el control y monitoreo durante los procesos de mejoramiento proyectados.

MATERIALES Y MÉTODOS

La subcuenca Carcarañá comprende 48.150 km² (31° 50' y 33° 50' S, 65° y 60° 49' W) y está constituida en la Provincia de Córdoba, por los ríos Chocancharava y Ctalamochita. Los sitios para realizar el monitoreo de calidad del agua, se encuentran en el tramo urbano y periurbano del río Chocancharava (módulo de 3,50 m³. seg⁻¹). Éste, en su paso por la ciudad de Río Cuarto (146.233 habitantes), tiene características de río anastomosado con diversos tipos de hábitats: canales principales y secundarios, barras de diferente tiempo de permanencia y remansos entre barras (Corigliano, 1989). Se seleccionaron 3 sitios de estudio, N° 1: 10 km antes de la

ciudad; N° 2, tramo medio del recorrido urbano y N° 3, río abajo de la ciudad. Las colectas de las muestras y los datos de campo se realizaron en aguas altas (febrero de 2003) y en aguas bajas (agosto de 2003), obteniéndose en total 6 condiciones problemas (CP). Las muestras se tomaron en una transecta oblicua de ribera a ribera, en diferentes mesohábitats a los fines de permitir la entrada de organismos, aún en los más efímeros, como las barras de arena móviles. Se obtuvieron en total 15 unidades muestrales por sitio y fecha, las que se integraron en el cálculo de los índices como una muestra compuesta a los fines de realizar un análisis multihábitat (Cuffney *et al.*, 1993). Se utilizó un muestreador Hess con una abertura de malla de 300 μm y el material obtenido se fijó en campo con formol al 4%.

Paralelamente, se registraron en campo las variables hidrológicas, físicas y químicas: profundidad, ancho mojado, ancho seco y ancho total, velocidad de corriente, pH, turbidez, conductividad y temperatura del agua. La velocidad de corriente se tomó con velocímetro digital, Global Flow Probe FP101-FP201. El pH y la temperatura del agua fueron medidos con sensores portátiles digitales Hanna y Luftman P300, respectivamente; la turbidez fue medida con turbidímetro Hach y la conductividad con conductímetro Hach CO150. En laboratorio se midieron los sólidos sedimentables mediante cono de Imhoff, salinidad y sólidos disueltos totales mediante sensores Hach. Los análisis de N-amoniaco, nitritos, nitratos, sulfatos, sulfuros, fosfatos y sílice se realizaron con el colorímetro Hach 2000. Los análisis de cloruros, dureza y alcalinidad, y bicarbonatos se realizaron por titulometría (APHA, 1992; Rodier, 1981).

Los recuentos se efectuaron en el total de la muestra y las identificaciones de los individuos se realizaron hasta el nivel taxonómico de menor categoría posible de acuerdo al cono-

cimiento taxonómico de la fauna de agua dulce argentina (Brinkhurst & Marchese, 1991; Bachmann & Mazzucconi, 1995; Fernández & Domínguez, 2001). A partir de los recuentos se calcularon índices multimétricos pertenecientes a las categorías: riqueza, composición y tolerancia/intolerancia (Barbour *et al.*, 1992; Corigliano *et al.*, 1998; Barbour *et al.*, 1999; Corigliano, 1999), dentro de esta última se incluyó al Índice Biótico Carcarañá (Gualdoni & Corigliano, 1991). El cálculo se realizó sobre las muestras compuestas para obtener índices multihábitats, para cada CP.

Teniendo en cuenta la dispersión de los valores, se dividió el rango en cuartiles, a los cuales se les asignó un puntaje de 1 a 4. Para aquellos métricos cuyo valor disminuye con el incremento de la perturbación, se le asignó el valor 1 al menor cuartil, y para aquellos métricos cuyos valores aumentan con la perturbación se utilizó el valor 4 para el mayor cuartil. Los valores de los métricos calculados a diferentes escalas, fueron estandarizados en puntajes numéricos y estos puntajes fueron sumados para obtener la puntuación final de cada CP, la que debe ser comparada con una condición de referencia (CR). La CR es metodológicamente necesaria para comparar los resultados (Barbour *et al.*, 1999). Los sitios de estudio estuvieron situados en zona de piedemonte, donde se suceden gradientes heterogéneos propios de la transición entre ritron y potamon, constituyendo además una zona de crisis hidráulica (*sensu* Statzner & Higler, 1986). Ello determinó que no se localizaran, ni aguas arriba ni aguas abajo, sitios control que se pudieran considerar como CR. Por ello se estimó una CR donde cada métrico presentó el máximo valor (4). El cálculo de los puntajes para CR y CP se realizó según la siguiente formulación:

$$\text{Puntaje total de CR: } \sum_{i=1}^k x_{ei}$$

$$\text{Puntaje total CP: } \sum_{i=1}^k x_{oi}$$

$$\% \text{ CP} = \text{CP} \times 100 / \text{CR}$$

Donde

x_e = valores de puntajes esperados

x_o = valores de puntajes observados

Las cuatro categorías obtenidas a partir del porcentaje alcanzado en cada situación problema, considerando 100 % la sumatoria de todos los puntajes de CR, fueron traducidas a juicios de calidad, según los protocolos de biomonitorio (Resh *et al.*, 1995) (Tabla 1).

Tabla 1. Tabla de conversión de valores de los índices multimétricos en clases y juicios de calidad (Resh *et al.*, 1995).

Porcentaje	Clase de calidad	Juicio
100-75	4	No deteriorado
75-50	3	Poco deteriorado
50-25	2	Moderadamente deteriorado
25-0	1	Severamente deteriorado

Se realizó la evaluación de la calidad ambiental del sistema ripario, a través del índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) (Munné *et al.*, 1998), en recorridos de 1000 m, en cada uno de los sitios de estudio, en aguas altas y aguas bajas. Este índice

consta de cuatro apartados: 1) grado de cubierta de la zona de ribera, 2) estructura de la cubierta, 3) naturalidad y complejidad de la cubierta y 4) grado de alteración del canal fluvial (Tabla 2). Se estimó el estado ecológico del tramo en estudio, mediante una adaptación del índice original *Ecos-trimed* (Prat *et al.*, 2000), combinando las clases de calidad obtenidas con los índices multimétricos y la valoración de la calidad del bosque de ribera (CBR) (Tabla 3).

Tabla 3. Calificación del estado ecológico modificada a partir del índice original *Ecos-trimed* (Prat *et al.*, 2000).

Índices multimétricos	CBR			
	>75	75-50	50-25	<25
4 (75-100%)	Muy bueno	Bueno	Moderado	Moderado
3 (50-75%)	Bueno	Moderado	Moderado	Malo
2 (25-50%)	Moderado	Moderado	Malo	Pésimo
1 (0-25%)	Moderado	Malo	Pésimo	Pésimo

RESULTADOS

Se determinaron 73 taxones de macroinvertebrados pertenecientes a Coelenterata, Platyhelminthes, Nematoda, Mollusca, Annelida y Arthropoda, siendo estos últimos los más abundantes, representados principalmente por la clase Insecta. Predominaron *Poly-pedilum sp.*, *Paratrichocladius sp.* y *Paracloeodes sp.* Los taxones más frecuentes fueron *Homochaeta sp.*, *Pristina sp.*, Tubificidae, Acari, *Americabaetis sp.*, *Paracloeodes sp.*, *Poly-pedilum sp.*, *Djalmabatista sp.*, *Thiene-*

Tabla 2. Tabla de conversión de las puntuaciones finales del CBR en juicios de calidad (Munné *et al.*, 1998).

Puntuación	Calidad	Color
> 95	Ribera sin alteraciones, estado natural	Azul
75-90	Ribera ligeramente perturbada, calidad buena	Verde
55-70	Inicio de alteración importante, calidad aceptable	Amarillo
30-50	Alteración fuerte, calidad mala	Naranja
0-25	Degradación extrema, calidad pésima	Rojo

Tabla 4. Taxones de macroinvertebrados en los sitios de estudio y en los dos periodos hidrológicos, río Chocancharava.

Taxones	Abundancia (ind.m ⁻²)	Frecuencia n=6	Taxones	Abundancia (ind.m ⁻²)	Frecuencia
<i>Hydra</i> sp.	1,90	2	Elmidae larva	6,19	4
Dugesidae	126,85	5	Limoniinae	2,86	2
Nematoda	7,04	3	Tipulidae	1,90	1
Planorbidae	4,92	2	<i>Simulium</i> sp.	14,29	3
Lymnaeidae	14,40	3	Ceratopogonidae	9,52	5
<i>Homochaeta</i> sp.	77,44	6	<i>Polypedilum</i> sp.	12988,92	6
<i>Pristina</i> sp.	373,78	6	<i>Parachironomus</i> sp.	1,90	1
<i>Ophidonais</i> sp.	2,86	1	<i>Chironomus</i> sp.	2,86	2
<i>Dero (Dero)</i> sp.	0,95	1	<i>Dicrotendipes</i> sp.	6,24	2
<i>Allonais</i> sp.	541,48	4	<i>Tanytarsus</i> sp.	6,67	2
<i>Slavina</i> sp.	0,79	1	<i>Cladotanytarsus</i> sp.	35,98	4
<i>Nais</i> sp.	35,40	4	<i>Paratanytarsus</i> sp.	0,95	1
<i>Pristinella</i> sp.	0,95	1	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	0,95	1
<i>Stephensoniana</i> sp.	55,48	4	<i>Pseudochironomus</i> sp.	22,52	4
Naididae indet.	9,21	3	<i>Djalmabatista</i> sp.	101,96	6
Tubificidae	447,54	6	<i>Ablabesmyia</i> sp.	0,79	1
Lumbriculidae	3,97	2	<i>Larsia</i> sp.	4,13	2
Lumbricidae	17,06	4	<i>Thienemannimyia</i> sp.	31,62	4
Acari	720,24	6	Tanypodinae indet.	0,95	1
Ostracoda	9,10	2	<i>Corynoneura</i> sp.	0,95	1
<i>Americabaetis</i> sp.	92,39	6	<i>Thienemanniella</i> sp.1	47,19	2
<i>Paracloeodes</i> sp.	3064,82	6	<i>Thienemanniella</i> sp.2	920,36	6
<i>Varipes</i> sp.	1,59	1	<i>Onconeura</i> sp.	137,29	6
<i>Caenis</i> sp.	19,84	4	<i>Lopescladius</i> sp.	1,59	1
<i>Leptohyphes</i> sp.	10,21	3	<i>Cricotopus</i> sp.	11,52	2
<i>Tricorythodes</i> sp.	19,84	4	<i>Paratrachocladius</i> sp.	4491,19	5
Gomphidae	0,95	1	<i>Orthocladius</i> sp.	1698,50	3
<i>Phyllocycla</i> sp.	4,76	1	<i>Parametricnemus</i> sp.	95,05	3
<i>Progomphus</i> sp.	0,79	1	Orthoclaadiinae indet.	308,74	3
<i>Belostoma</i> sp.	0,79	1	Chironomidae pupa	158,36	5
<i>Smicridea</i> sp.	0,79	1	Chironimidae indet.	12,38	3
<i>Metrichia</i> sp.	5,56	2	Empididae	8,10	3
<i>Hydroptila</i> sp.	1,59	1	Dolichopodidae	98,86	3
<i>Nectopsyche</i> sp.	127,99	4	Muscidae	1,90	1
<i>Helicopsyche</i> sp.	0,95	1	Ephydridae	1,90	1
Dytiscidae larva	1,90	2	Syrphidae	1,59	1
<i>Heterocerus</i> sp.	1,90	1			
			Total	27051,87	

manniella sp. 2 y *Onconeura* sp. considerando los tres sitios estudiados y las dos situaciones hidrológicas (n=6) (Tabla 4).

Según los resultados de los análisis físico-químicos no se hallaron niveles de contaminación considerados críticos. Las diferencias registradas en la conductividad y los sólidos disueltos totales, son propios de las variaciones entre periodos hidrológicos (Tabla 5).

Se seleccionaron un total de 19 métricos; a partir de la dispersión de sus valores se obtuvieron los rangos divididos en cuartiles y el puntaje asignado a cada uno de ellos (Tabla 6). Se obtuvieron para cada sitio y en

cada período hidrológico, los puntajes individuales, el puntaje total, y el porcentaje con respecto al puntaje total esperado de la CR = 76. Este porcentaje refleja el alejamiento de cada comunidad con respecto a la comunidad de referencia (Tabla 7). Por último, según el puntaje obtenido, se determinaron las clases de calidad y los juicios (Tabla 8).

La caracterización del bosque ripario, a través de la aplicación del índice CBR, indicó una degradación extrema en los tres sitios estudiados tanto en aguas altas como en aguas bajas. En el sitio 1, el puntaje final fue de 20 y en los sitios 2 y 3 fue de 10,

Tabla 5. Variables físico-químicas e hidrológicas registradas en los sitios de estudio durante los períodos de aguas altas y aguas bajas, río Chocancharava.

VARIABLES	AGUAS ALTAS			AGUAS BAJAS		
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
Velocidad de corriente (m/seg)	0.38	0.54	0.4	0.23	0.31	0.4
Profundidad (cm)	10	15.4	11.1	7.3	11.8	10.5
Temperatura del agua (°C)	23.6	22.4	22.7	13.5	10.7	9.1
Ancho mojado (m)	123.4	112.8	97.5	89.6	85.8	70
Ancho seco (m)	85	33.2	91	143.9	45.6	45
Ancho total (m)	208.4	146	188.5	233.5	131.4	115
Turbidez (UTM)	46.6	57.6	55.4	13.4	21.9	31
pH	7.8	7.7	7.6	8.8	7.4	8.4
Sólidos sedimentables (24 h) (cm ³ .l ⁻¹)	4	1	2	trazas	trazas	trazas
Conductividad (µs/cm)	272	266	263	334	340	335
TDS (mg/l)	128	125	123	155	164	159
Salinidad (0/00)	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2
Nitrato (mg/l)	S/d	S/d	S/d	0.7	0.5	0.8
Nitrito (mg/l)	S/d	S/d	0.052	0.02	0.019	0.021
N-Amoniaco (mg/l)	S/d	S/d	0.06	0.2	0.06	0.07
Sulfato (mg/l)	14	17	17	29	30	31
Sulfuro (mg/l)	0.06	0.08	0.07	0.03	0.04	0.06
Fosfato (mg/l)	0.32	0.35	1.88	0.22	0.75	0.49
Silice (mg/l)	54	S/d	22	S/d	22	S/d
Cloruros (mg/l)	13.3	10.7	10.9	S/d	7.89	S/d
Calcio (mg/l)	S/d	S/d	S/d	20.4	14.7	19.9
Magnesio (mg/l)	S/d	S/d	S/d	8.7	12.5	9.1
Dureza total (mg/l)	79.6	80.3	77.6	89.8	85.3	85.6
Bicarbonatos (mg/l)	113	104.4	106.1	109.2	106.3	109.2
Alcalinidad total (mg/l)	116.7	104.4	106.1	109.2	106.3	109.2

S/d = Sin Datos

Tabla 6. Rangos de los valores de los índices métricos divididos en cuartiles y el puntaje asignado a cada uno de ellos.

Métricos	Cuartiles			
	1	2	3	4
N° total de taxones	24,00 - 30,50	30,51 - 36,50	36,51 - 38,75	38,76 - 44,00
N° de taxones de Ephemeroptera	2,00 - 3,00	3,10 - 4,00	4,10 - 5,00	5,10 - 6,00
N° de taxones de Trichoptera	0,00 - 0,25	0,26 - 1,50	1,51 - 2,75	2,76 - 3,00
N° de taxones de Diptera	9,00 - 10,50	10,51 - 16,50	16,51 - 22,50	22,51 - 24
N° de taxones de Chironomidae	7,00 - 8,25	8,26 - 12,50	12,51 - 16,75	16,76 - 18
% de Ephemeroptera	1,51 - 6,08	6,09 - 22,91	22,92 - 53,59	53,60 - 84,27
% de Diptera	6,48 - 17,90	17,91 - 56,36	56,37 - 84,96	84,97 - 90,81
% de Chironomidae	5,64 - 17,38	17,39 - 55,75	55,76 - 84,42	84,43 - 90,69
% de Chironomini/Chironomidae	27,87 - 45,93	45,94 - 66,65	66,66 - 73,49	73,50 - 78,73
% de Orthocladiinae/Chironomidae	18,03 - 20,85	20,86 - 23,28	23,29 - 48,63	48,64 - 60,66
% de Tanytarsinii/Chironomidae	0,00 - 0,09	0,10 - 0,28	0,29 - 1,16	1,17 - 1,61
% de Otros Diptera y no insectos	14,99 - 45,35	45,36 - 74,85	74,86 - 93,40	93,41 - 98,30
% de Oligochaeta	3,33 - 4,93	4,94 - 7,34	7,35 - 8,76	8,77 - 9,73
Densidad (ind.m ⁻²)	176,00 - 633,50	633,51 - 2170,50	2170,51 - 7561,00	7561,01 - 12165,00
IBC	8,00 - 9,00	9,01 - 9,50	9,51 - 10,00	10,01 - 11,00
N° de taxones intolerantes	3,00 - 5,25	5,26 - 6,50	6,51 - 7,75	7,76 - 8,00
% organismos tolerantes	5,61 - 8,56	8,57 - 11,02	11,03 - 12,75	12,76 - 17,30
% de taxón dominante	38,38 - 64,20	64,21 - 79,31	79,32 - 87,44	87,45 - 90,81
Diversidad H	1,19 - 1,31	1,32 - 1,52	1,53 - 1,86	1,87 - 2,17

revelando una degradación extrema y calidad pésima del bosque de ribera (Tabla 9). La combinación de los métricos con el índice de ribera señaló

un estado ecológico con una clase de calidad mala, a excepción del sitio 3 en invierno, que reflejó un juicio de calidad pésimo (Tabla 10).

Tabla 7. Valores, puntajes y porcentajes de los métricos en los tres sitios de estudio del río Chocancharava en aguas altas (AA) y aguas bajas (AB).

Métricos	Sitio 1				Sitio 2				Sitio 3			
	Valor		Puntaje		Valor		Puntaje		Valor		Puntaje	
	AA	AB	AA	AB	AA	AB	AA	AB	AA	AB	AA	AB
N° total de taxones	35,00	38,00	2	3	24,00	44,00	1	4	29,00	39,00	1	3
N° de taxones de Ephemeroptera	6,00	5,00	4	3	2,00	5,00	1	3	3,00	3,00	1	1
N° de taxones de Trichoptera	3,00	3,00	4	4	1,00	2,00	2	3	0,00	0,00	1	1
N° de taxones de Diptera	9,00	21,00	1	3	10,00	24,00	1	4	12,00	23,00	2	4
N° de taxones de Chironomidae	7,00	16,00	1	3	8,00	17,00	1	4	9,00	18,00	2	4
% de Ephemeroptera	84,27	13,92	4	2	31,89	3,47	3	1	60,82	1,51	4	1
% de Diptera	6,48	74,35	4	2	38,38	90,81	3	1	11,07	88,50	4	1
% de Chironomidae	5,64	73,66	4	2	37,84	90,69	3	1	10,56	88,01	4	1
% de Chironomini/Chironomidae	27,87	40,47	4	4	71,01	78,73	2	1	62,30	74,32	3	1
% de Orthoclaadiinae/Chironomidae	60,66	56,57	1	1	21,74	20,55	3	4	18,03	24,81	4	2
% de Tanytarsinii/Chironomidae	0,00	0,35	1	3	1,43	0,05	4	1	1,61	0,22	4	2
% de Otros Diptera y no insectos	14,99	84,83	4	2	64,86	96,26	3	1	38,84	98,30	4	1
% de Oligochaeta	3,33	6,22	4	3	9,73	4,50	1	4	8,86	8,46	1	2
Densidad (ind.m ⁻²)	857	12165	2	4	176	8920	1	4	559	3484	1	3
IBC	10,00	10,00	3	3	9,00	11,00	1	4	8,00	9,00	1	1
N° de taxones intolerantes	8,00	7,00	4	3	6,00	8,00	2	4	5,00	3,00	1	1
% de organismos tolerantes	7,96	11,66	4	2	17,30	5,61	1	4	13,12	10,38	1	3
% de taxones dominante	84,27	74,35	2	3	38,38	90,81	4	1	60,82	88,50	4	1
Diversidad H	1,19	1,95	1	4	2,17	1,25	4	1	1,57	1,47	3	2
Puntaje total de CP			54	54			41	50			46	35
% CP (100 % = 76)			71	71			54	66			61	46

Tabla 8. Juicios de calidad biológica de los índices métricos en los tres sitios de estudio del río Chocancharava, en aguas altas y aguas bajas.

Período hidrológico	Sitio	% CP	Clase de calidad	Juicio
Aguas altas (verano)	1	71	3	Poco deteriorado
	2	54	3	Poco deteriorado
	3	61	3	Poco deteriorado
Aguas bajas (invierno)	1	71	3	Poco deteriorado
	2	66	3	Poco deteriorado
	3	46	2	Moderadamente deteriorado

Tabla 9. Juicios de calidad del bosque de ribera en los tres sitios de estudio del río Chocancharava.

Ítem	Sitio		
	1	2	3
Cobertura de la zona de ribera	0	0	0
Estructura de la cobertura	0	0	0
Calidad de la cobertura	0	0	0
Naturalidad del canal fluvial	20	10	10
Puntuación final	20	10	10
Juicio de calidad	Degradación extrema, calidad pésima		

Tabla 10. Juicios de calidad del estado ecológico en los tres sitios de estudio del río Chocancharava en aguas altas y aguas bajas.

Período hidrológico	Sitio	Métricos	CBR	Juicio de Calidad
Aguas altas (verano)	1	3	20	Malo
	2	3	10	Malo
	3	3	10	Malo
Aguas bajas (invierno)	1	3	20	Malo
	2	3	10	Malo
	3	2	10	Pésimo

DISCUSIÓN

El propósito del uso de métricos múltiples, para evaluar condiciones biológicas, es maximizar la información disponible teniendo en cuenta los

elementos y procesos de las comunidades acuáticas (Barbour *et al.*, 1999). Los índices métricos aplicados en este estudio, permitieron confirmar la existencia de deterioro ambiental leve en los tramos urbano y periurbano. Se confirmó además, la presencia de un gradiente de degradación de la calidad biológica del agua, a medida que el río recorre la zona urbana de la ciudad de Río Cuarto. Esta gradación pudo comprobarse en el período de aguas bajas, mientras que en los meses de verano, no fue tan evidente.

Pudo establecerse la importancia de tener en cuenta una considerable cantidad de atributos de las comunidades para lograr finalmente, una visión más amplia y completa de la condición biológica del sistema acuático. La aplicación del Índice Biótico Carcarañá es válida en los tramos de impacto ambiental severo (Corigliano, 1999). En casos de descargas orgánicas moderadas, contaminación difusa y cambios hidrológicos por embalses y crecientes, su aplicación debería complementarse con el análisis de otros atributos estructurales de la comunidad, como la aplicación de índices multimétricos. Gualdoni *et al.* (1994) realizaron una evaluación biológica de la calidad de las aguas en el tramo estudiado aplicando el Índice Biótico Carcarañá. Una comparación de estos resultados con los obtenidos en el presente trabajo, evidencia cambios en la estructura y composición de las comunidades acuáticas. Gualdoni *et al.* (1994), establecieron el predominio de *Paracloeodes* sp.; en este estudio, predominó en los sitios 1 y 3 en aguas altas, mientras que Chironomidae fue el dominante en el resto de los sitios. Se observa por lo tanto, un reemplazo de *Paracloeodes* sp. por *Polypedilum* sp. Una sustitución en el tiempo de organismos con respiración branquial (Ephemeroptera) por organismos con respiración cutánea y cutánea-branquial (Diptera) fue observada por Jesús & Formigo (2000). Por lo tanto en el

término de 10 años se registra disminución de la calidad biológica, indicada por la predominancia de Chironomidae y Naididae sobre Ephemeroptera, cambiando el juicio de calidad del IBC, de clase I (Ambiente no contaminado) a clase II (Ambiente poco contaminado). Sin embargo, la asociación descriptora del tramo, constituida por *Polypedilum* sp., *Paracloeodes* sp. y *Pristina* sp., los taxones con mayor densidad y frecuencia, coincide con la encontrada en anteriores trabajos (Corigliano, 1989; Corigliano *et al.*, 1994).

La vegetación de ribera juega un importante papel en relación a la erosión, estabilidad del canal y calidad de agua (Naiman *et al.*, 1993; Quinn *et al.*, 1997) y las áreas riparias, además de ser un recurso natural, tienen valores estéticos y recreacionales (Malanson, 1995). Es por ello relevante integrar la evaluación de la calidad del agua por bioindicadores, con la evaluación de la calidad de los bosques de ribera (Quinn *et al.*, 1997). La situación de deterioro del bosque marginal es característica de muchos ríos de Europa, en los cuales la degradación ha alcanzado niveles tales que hacen peligrar la calidad de vida de los habitantes de las ciudades ribereñas así como la salud fluvial (Arribas *et al.*, 2002; Puntí Casadellá & Prat Fornells, 2002; López Carrillo *et al.*, 2002; Munné *et al.*, 2003). Roger *et al.* (2002) demostraron que la condición biológica del agua es significativamente dependiente de los contaminantes en los hábitats vegetales, y no de los contaminantes del fondo del lecho. Por otra parte, Quinn *et al.* (2004) demostraron la importancia del mantenimiento de amortiguadores de vegetación nativa adyacente al canal, en la reducción de la respuesta de las comunidades de invertebrados bentónicos a los disturbios.

El bosque de ribera en los tramos estudiados se encuentra fuertemente alterado, producto de las acciones

humanas, presencia de areneras activas, vados artificiales y criaderos de animales domésticos. Esta situación, junto con la escasa cobertura y la empobrecida estratificación han producido el deterioro de la complejidad del sistema ripario, incrementando su sensibilidad a las perturbaciones.

La calidad ambiental del ecosistema acuático está en función de los diferentes usos del recurso y su examen implica la utilización de parámetros físicos, químicos, biológicos, sociales y culturales como indicadores (Karr, 1998). Por ello han sido propuestas metodologías de evaluación que combinan elementos heterogéneos del paisaje a diferentes escalas de estudio (Quinn *et al.*, 1997; Miskell, 2001). Se demostró en el presente trabajo, que la calidad biológica del agua se encuentra poco deteriorada, pero la ocupación de las riberas por las actividades humanas impide la regeneración de los bosques e imposibilita que éstos puedan ejercer su papel clave en la recuperación del buen estado ecológico. De hecho, su degradación es la que genera el juicio: «estado ecológico malo», de los tramos estudiados. Esto coincide con los resultados de Puntí Casadellá & Prat Fornells (2002), quienes demostraron que el estado ecológico de uno de los ríos estudiados era pésimo, determinado por la pésima calidad de los bosques de ribera, a pesar de la buena calidad biológica de las aguas.

Por lo tanto, el principal componente que afecta la calidad ambiental del tramo urbano y periurbano del río Chocancharava en la ciudad de Río Cuarto, es la extrema degradación del bosque de ribera, generando de esta manera, una disminución de su valor estético y de la resiliencia del sistema (Large & Petts, 1994; Hulse & Gregory, 2004). La continuidad de esta situación en el tiempo afectará también la calidad del agua. En efecto, a partir de la degradación del bosque de ribera,

han sido señaladas sucesiones temporales de procesos de deterioro fluvial (Pusey & Arthington, 2003). La implementación de medidas de restauración o mejoramiento del sistema ripario en el tramo urbano y periurbano del río Chocancharava son necesarias a los fines de prevenir la degradación de la calidad del agua, la pérdida de hábitat y biodiversidad y el mantenimiento de los valores recreacionales, estéticos y educativos de los tramos fluviales urbanos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado, gracias a los subsidios de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto y a la beca de Ayudante de Investigación otorgada por esa Secretaría a la Lic. Maricel Boccolini. Agradecemos además a la Dra. C. Mabel Gualdoni, a la Profesora Graciela Raffaini y a la Lic. Romina E. Príncipe (UNRC) por su colaboración en los trabajos de campo y en el desarrollo de la lista de especies.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, DC, 20005.
- Armitage, P. D.; D. Moss; J. F. Wright & M.T. Furse.** 1983. The Performance of a new Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. *Water Resources* 17: 333-47.
- Arribas, C.; P. Guarnizo; T. Saldaña & T. Fernández-Delgado.** 2002. Intervenciones humanas en el cauce principal del río Guadamar y estado de conservación de su vegetación riparia. En: III Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Sevilla, España.
- Bachmann A. O. & S. A. Mazzucconi.** 1995. Insecta Heteroptera (= Hemiptera s. str.) En: Lopretto, E.C. y G. Tell (Dir.) Ecosistemas de aguas continentales. Ediciones Sur, La Plata: 1291-1325.

- Barbour, M. T.; J. L. Plafkin; B. P. Bradley; C. G. Graves & R. W. Wisseman.** 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 437 - 449.
- Barbour, M. T.; J. Gerritsen; B. D. Snyder & J. B. Stribling.** 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Segunda Edición. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.
- Brinkhurst, R. O. & M. R. Marchese.** 1991. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. *Climax* 6:1-207.
- Corigliano, M. del C.** 1989. Partición de recursos en el tramo anastomosado de un río de llanura. *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 9 (1): 61-73.
- Corigliano, M. del C.** 1999. Índices Bióticos: Aplicaciones y Alcances. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 58 (1-2): 193-201.
- Corigliano, M.; A. L. Fabricius; E. Luque & N. Gari.** 1994. Patrones de distribución de variables físico, químicas y biológicas en el río Chocancharava (Cuarto). *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 14 (2): 177- 194.
- Corigliano, M. del C.; C. M. Gualdoni; A. M. Oberto & G. B. Raffaini.** 1998. Macroinvertebrados bentónicos en el examen de calidad ambiental de ecosistemas acuáticos en la subcuenca Carcarañá. En: *Actas XVII Cong. Nac. Agua, II Simp. Rec. Hídricos del Cono Sur.* Santa Fe, 24-32.
- Cuffney, T. F.; M. E. Gurtz & M. R. Meador.** 1993. Methods for collecting benthic invertebrate samples as part of the national water-quality assessment program. U.S. Geological Survey, Open File Report 93-406. Denver, 66p.
- Fernández, H. R. & E. Domínguez** (eds.). 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Tucumán, 282p.
- Ghetti, P. F.** 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. *Manuale di applicazione.* Prov. Aut. di Trento. Trento, 111p.
- Ghetti, P. F.; F. Bernini; G. Bonazzi; A. Cunsolo & U. Ravanetti.** 1983. Mappaggio biologico di qualità dei corsi d'acqua della provincia di Piacenza. Amministrazione Provinciale di Piacenza, CNR Progetto di trasferimento, Piacenza, 29p.
- Ghetti, P. F.; P. Manzini & R. Spaggiari.** 1984. Mappaggio Biologico di qualità dei corsi d'acqua della provincia di Reggio Emilia. Amministrazione Provinciale di Reggio Emilia, CNR, Progetto di trasferimento, Parma, 32p.
- Gualdoni, C. M. & M. del C. Corigliano.** 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 11: 43-49.
- Gualdoni, C. M.; A. M. Oberto & G. B. Raffaini.** 1994. La aplicación de índices bióticos en la subcuenca del río Chocancharava (Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 14: 39-52.
- Hulse, D. & S. Gregory.** 2004. Integrating resilience into floodplain restoration. *J. Urban Ecology.* 7 (3-4): 1-24.
- Jesús, T. & N. Formigo.** 2000. Estudio de Calidad Biológica da agua do rio Febros. En: *II Congreso Ibérico sobre planificación y gestión de aguas.* Sevilla, España.
- Karr, J. R.** 1998. Rivers as Sentinels: Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management. En: Naiman, R. J. & R. E. Bilby, (eds.): *River Ecology and Management. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion.* Springer-Verlag New York, 502-528p.
- Large, A. R. G. & G.E. Petts.** 1994. Rehabilitation of river margins. En: Calow P. & G. E. Petts, (eds.): *The Rivers Handbook. Vol 2.* Blackwell Scientific Publishers, New York, 401-437p.
- Lopez Carrillo, E.; M. Carsí Caudet; E. Narvona Valle; E. Puerto del Canto; A. González Macías & J. Lebrato Martínez.** 2002. La marca de calidad Río Vivo. Herramienta de valoración económica en su entorno cercano. En: *III Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua.* Sevilla, España.
- Maddock, I.** 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater biology* 41: 373-391.
- Malanson, G. P.** 1995. *Riparian Landscapes.* Cambridge University Press, 296p.
- Mangeaud, A.** 1998. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua en la Cuenca del Suquia (Córdoba, Argentina). Tesis doctoral UNC, Córdoba, 253p.
- Marchese, M.** 1996. Uso del zoobentos en la evaluación de calidad de aguas de ambientes lóticos del río Paraná. Tesis de Maestría UNL, Santa Fe, 196p.
- Marriot, B. B.** 1997. *Environmental Impact Assessment. A practical guide.* McGraw-Hill, 320p.
- Miserendino, L. & L. Pizzolón.** 1992. Un índice biótico de calidad de aguas corrientes para la región andino-patagónica. En: *Actas II Congreso Latino-*

- Americano de Ecología, Minas Gerais: 39-40.
- Miskell, B.** 2001. A guide to riparian assessment methods. The Crown, Ministry for the Environment, New Zealand, SMF Project 5111: 1-29.
- 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.; C. Solá; N. Prat; N. Bonada & M. Rieradevall.** 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13: 147-163.
- Naiman, R. J. & R. E. Bilby.** 1998. River Ecology and Management in the Pacific Coastal Ecoregion. En: Naiman, R. J. & R.E. Bilby, (eds). River Ecology and Management. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. New York, 1-10p.
- Naiman, R. J.; H. Décamps, & M. Pollock.** 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological applications 3 (2): 209-212.
- Oberto, A. M.** 1997. Valoración biológica del vertido de una piscifactoría en un arroyo serrano. En: Resúmenes del II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires: 122.
- Ojea, N.** 1995. Microbentos de ambientes acuáticos continentales como indicador de distintos estados tróficos. Tesis Maestría UNL, Santa Fe, 133p.
- Prat, N.; G. Gonzalez; X. Millet & M. A. Puig.** 1985. El foix, entre l'eixutosa y la contaminació. Estudis i Monografies, Barcelona, 92p.
- Prat, N.; A. Munné; C. Solá; N. Bonada & M. Riedarevall.** 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 58 (1-2): 181-192.
- Prat, N.; A. Munné; M. Riedarevall; C. Solá, & N. Bonada.** 2000. ECOSTRIMED: Protocol per a determinar l'Estat Ecològic dels rius mediterranis. Estudis de la qualitat ecològica dels rius, Diputació de Barcelona, Area Medi Ambient. 94 pp.
- Puntí Casadellá, T. & N. Prat Fornells.** 2002. Evaluación del estado ecológico de un río mediterráneo: el Ripoll. En: III Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Sevilla, España.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington.** 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. Marine and Freshwater Research 54: 1-16.
- Quinn, J. M.; A. B. Cooper; R. J. Davis-Colley; J. C. Rutherford & R. B. Williamson.** 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 31: 579-597.
- Quinn, J. M.; I. K. G. Boothroyd & B. J. Smith.** 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 2. Invertebrate communities. Forest Ecology and Management 191: 129-146.
- Resh, V.; R. Norris & M. T. Barbour.** 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Australian J. Ecology 20: 108-121.
- Rodier, J.** 1981. *Análisis de las aguas*. Omega, Barcelona, 1059p.
- Rodrigues Capítulo, A.** 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 58 (1-2): 208-217.
- Rogers, C. E.; D. J. Brabander; M. T. Barbour & H. F. Hemond.** 2002. Use of physical, chemical, and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. Civil and Environmental Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge 02139, USA. Environmental Toxicology Chemistry 21(6): 1156-67.
- Rosenberg M. D. & V. H. Resh** (eds.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York, 488p.
- Statzner, B. & B. Higler.** 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. Freshwater biology 16: 127-139.
- Suren, A.; T. Snelder & M. Scarbrook.** 1998. Urban Stream Habitat Assessment Method (USHA). NIWA Client Report N° CHC98/60, New Zealand, 63p.
- Vallania, E. A.; P. A. Garelis; E. S. Trípole & M. A. Gil.** 1996. Un índice biótico para las sierras de San Luis (Argentina). Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto 16: 129-136.