

Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana

Gabriel Omar BASÍLICO^{1,2}, Laura DE CABO^{1,2} & Ana FAGGI^{1,2}

¹ Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (MACN-CONICET). Av. Ángel Gallardo 470, CP 1405, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. ² Laboratorio de Bioindicadores y Remediación, Universidad de Flores (LABIOC-UFLO). Bacacay 2932, CP 1406, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. E-mail: gabrielomarbasilico@hotmail.com; ldecabo@macn.gov.ar; afaggi@macn.gov.ar

Abstract: Adaptation of water and river banks quality indexes for the environmental assessment in two streams of the Pampas. The aquatic environments of the Pampas (Argentina) are subject to increasing human pressures, such as the dumping of domestic and industrial wastewater. Eight river samplings were conducted in the period 2010-2013 taking surface water samples at several locations of La Chocha and El Durazno streams (Reconquista River basin, Buenos Aires) and in channels receiving agroindustrial effluents (chicken and pig farms). Two new indexes were adapted and applied: Water Quality Index of the Pampas Streams (ICAP) and Quality Index of the Pampas Riverbanks (ICRP). The variables used for the calculation of ICAP were total suspended solids (TSS), ammonium nitrogen (N-NH_4^+), total phosphorus (TP), BOD_5 and dissolved oxygen (DO). Also, Water Quality Index (ICA) was calculated. ICRP was developed based on Riparian Quality Index (QBR). The discharge of wastewater from the poultry industry contributed to increased concentrations of TSS, N-NH_4^+ , TP and BOD_5 . The mean values of the ICA and ICAP were low and similar, although ICAP was more effective to identify extreme water quality cases. The main factors that reduced the value of the ICRP were the absence or low abundance of marsh grasses, the presence of exotic and invasive plant species and the existence of channel crossing structures. The results suggest that the use of both indexes is a useful alternative in the environmental assessment in the Pampas streams.

Key words: agroecosystems, water pollution, wastewater, nutrients, suspended solids, biological invasions

Resumen: Los ambientes acuáticos de la llanura pampeana (Argentina) están sometidos a presiones humanas crecientes, tales como el vertido de aguas residuales domésticas e industriales. Se llevaron a cabo ocho campañas de muestreo en el período 2010-2013 tomándose muestras de agua superficial en varios sitios de los arroyos La Chocha y Durazno (cuenca alta del Río Reconquista, Buenos Aires) y en canales que reciben efluentes agroindustriales (granjas avícolas y porcinas). Se adaptaron y aplicaron dos nuevos índices: Índice de Calidad de Aguas Pampeanas (ICAP) e Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP). Las variables utilizadas para el cálculo del ICAP fueron sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), fósforo total (Pt), DBO_5 y oxígeno disuelto (OD). Además se calculó el Índice de Calidad de Aguas (ICA). Para el desarrollo del ICRP se utilizó como base el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR). El vertido de aguas residuales de la industria avícola contribuyó al incremento de las concentraciones de SST, N-NH_4^+ , Pt y DBO_5 . Los valores medios de ICA e ICAP fueron bajos y similares, aunque ICAP resultó más efectivo en la diferenciación de casos con calidades de agua extremas. Los principales factores que redujeron el valor del ICRP fueron la ausencia o escasa abundancia de hierbas palustres, la presencia de especies vegetales exóticas e invasoras y la existencia de estructuras transversales al cauce. Los resultados sugieren que el uso conjunto de los índices desarrollados consiste una alternativa útil en la evaluación ambiental de arroyos de la llanura pampeana.

Palabras clave: agroecosistemas, contaminación hídrica, aguas residuales, nutrientes, sólidos suspendidos, invasiones biológicas

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana (Argentina) y particularmente en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) las aguas superficiales tienen usos antrópicos muy diversos. En sectores altamen-

te urbanizados, la presencia de agua superficial suele asociarse a inundaciones, acumulación de residuos sólidos y propagación de enfermedades, por lo tanto muchos cursos de agua suelen encontrarse entubados. En otros casos, los ríos y sus riberas se utilizan como vertederos de efluen-

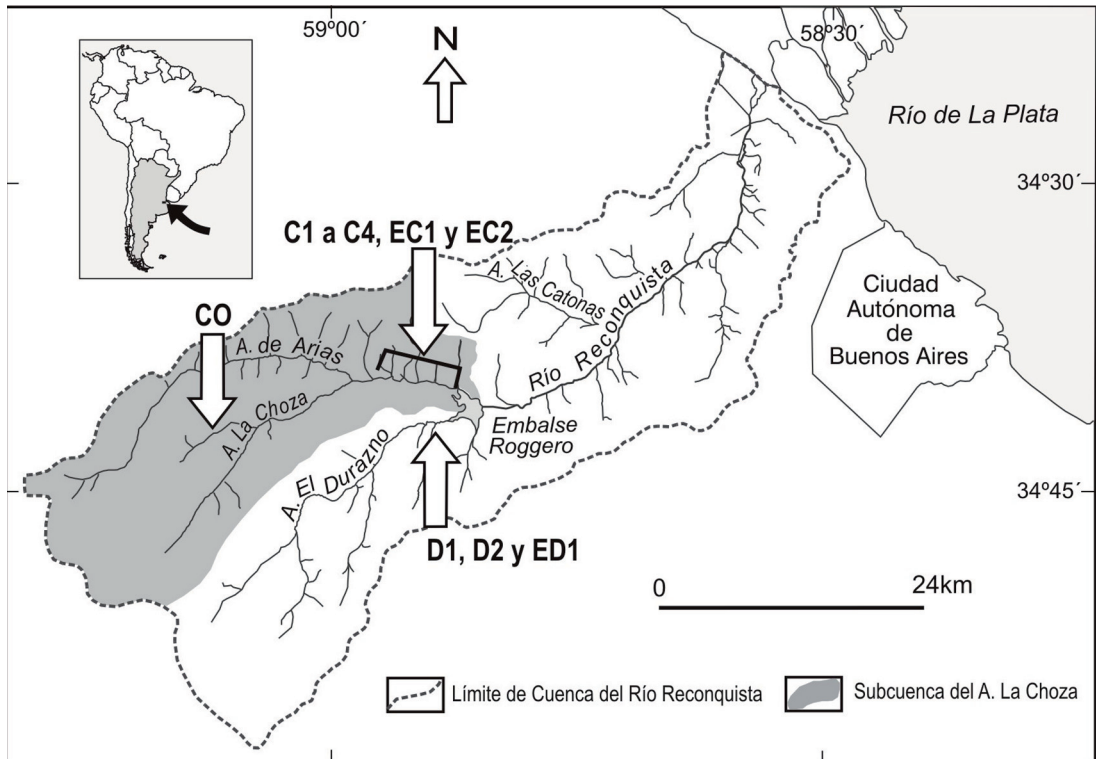


Fig. 1. Área de estudio con detalle de los sitios de muestreo en las cuencas de los arroyos La Chozza y El Durazno.

tes de origen doméstico, municipal e industrial, tal es el caso de los tramos medios y bajos de los ríos Luján (O'Farrell *et al.*, 2002), Reconquista (Salibián, 2006) y Matanza-Riachuelo (García & de Iorio, 2003). En áreas rurales o periurbanas, como las cuencas altas de los mencionados ríos, las aguas superficiales se utilizan como fuente de bebida para el ganado en producciones de tipo extensivas y en otros casos como vertederos de efluentes agroindustriales e industriales (cría intensiva de ganado o "feedlots", producción de huevos, frigoríficos avícolas, porcinos y vacunos, industrias alimenticias, etc.). Sólo pequeños tramos de algunos ríos y arroyos permanecen protegidos o incluidos en áreas naturales municipales, provinciales, nacionales o privadas.

El concepto de calidad de aguas está íntimamente relacionado con los usos a los que se destina un recurso hídrico, de manera que distintos usos admiten distintas calidades de aguas. Particularmente, los niveles de referencia para la protección de la vida acuática definidos legalmente en cada país, tienen un alcance limitado, ya que las características naturales propias de las aguas continentales son muy variables, tanto espacial como temporalmente y muchas de

las formas de vida que sustentan se encuentran adaptadas a éstas (Branco, 1984). Una forma de resolver este problema, consiste en el desarrollo de Índices de Calidad de Aguas (ICAs) adaptados a las características locales o regionales de los cuerpos de agua.

Los ICAs permiten estimar tendencias en la variación de la calidad de las aguas, asesorar sobre la calidad del agua a lo largo del tiempo y en distintos puntos de un sistema acuático, identificar secciones deterioradas por la contaminación y estudiar los efectos de los vertidos sobre la biota asociada a las aguas receptoras para estimar la capacidad de autodepuración de las mismas y monitorear el progreso de programas de control de la contaminación (Lacoste & Collasius, 1996). Como antecedente relevante en el desarrollo de ICAs a nivel local, cabe destacarse un trabajo de Berón (1984), desarrollado principalmente para el estudio de la contaminación cloacal e industrial. Como herramienta de manejo, el desarrollo y utilización de ICAs, además de lograr una correcta caracterización de la calidad de las aguas, tiene la ventaja adicional de integrar una gran cantidad de información de carácter científico-técnico en un único dato de tipo cualitativo (ca-

lidad “mala” a “excelente”) o cuantitativo (por ejemplo un número del 1 al 10), que permite clasificar los cuerpos de agua de una manera fácil y comprensible para los gestores y público en general (Pesce & Wunderlin, 2000). Por otra parte, se destaca que algunas variables como el déficit de oxígeno disuelto (D) suele incrementarse al disminuir el valor de los ICAs (Sánchez *et al.*, 2007), por lo tanto el estudio estadístico de esta relación es un aspecto relevante a tener en cuenta en el monitoreo de la contaminación hídrica.

Actividades como la agricultura, la ganadería, la industria y la urbanización suelen modificar las características físicas, químicas y biológicas de arroyos y ríos y sus riberas (Seeboonruang, 2012). Entre los principales procesos que afectan a los ecosistemas acuáticos se incluyen la sedimentación, el enriquecimiento de nutrientes, la contaminación hídrica, las alteraciones hidrológicas y la modificación de la vegetación ribereña (Allan, 2004). Las condiciones de flujo o la calidad del agua no son sólo indicadores del estado de los sistemas fluviales, sino también de los ecosistemas terrestres adyacentes (Zhou *et al.*, 2012).

Las áreas riparias actúan como zonas de transición, cumpliendo funciones de filtrado de sólidos y retención de nutrientes y contaminantes, regulación de temperatura y entrada de luz, entre otras (Kutschker *et al.*, 2009). Adicionalmente, los sistemas lóticos suelen estar sujetos a pulsos de inundación en los cuales ocurre el desborde de las aguas hacia la llanura aluvial, situación que modifica los ciclos biogeoquímicos de nutrientes, la productividad de macrófitas y la diversidad biológica, entre otros (Mitsch *et al.*, 2008). Este fenómeno natural sólo es posible si existe conectividad entre el cuerpo de agua y la ribera. La extensión, ancho y continuidad longitudinal de la vegetación son algunos de los atributos más importantes de las comunidades riparias. La vegetación contribuye con su sistema radicular a la retención de contaminantes (Mendoza *et al.*, 2015) y estabiliza las márgenes disminuyendo la erosión hídrica (Elosegi & Díez, 2009).

El desarrollo y la aplicación de índices de calidad de riberas adaptados a las características de los sistemas acuáticos locales permite detectar, monitorear y gestionar riesgos asociados a la modificación del ambiente ripario autóctono. Aunque se han desarrollado índices con el objetivo de cualificar y cuantificar su calidad ecológica, por ejemplo el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) (Munné *et al.*, 2003) y su adaptación a los bosques andino-patagónicos (QBRp) (Kutschker *et al.*, 2009), existen pocos antece-

des (Feijoó *et al.*, 2012), sobre la aplicación de índices de calidad de ribera en ríos y arroyos pampeanos.

El objetivo del presente trabajo es elaborar un índice de calidad de aguas y un índice de calidad de riberas que contemplen las características de los cursos de agua de la región pampeana y cuya aplicación resulte fácilmente adaptable a otros ambientes acuáticos de llanura de distintas regiones geográficas.

MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del arroyo La Choza (Buenos Aires, Argentina) tiene una superficie aproximada de 555 km². Junto con los arroyos El Durazno y La Horqueta, desemboca en el Embalse Roggero (Fig. 1), que es el espejo de agua de mayor extensión de la RMBA, con una superficie de 460 ha a cota 17,5 m s.n.m. y una profundidad media de 1,8 m (Sadañowski, 2003). Este reservorio constituye la naciente del Río de la Reconquista (Fig. 1) y su origen está asociado a la construcción de la presa “Ingeniero Carlos Roggero” para el control de inundaciones en la cuenca media e inferior del río (Sadañowski, 2003), una de las áreas más densamente pobladas del país.

El relieve de la región pampeana incluye planicies con suaves lomadas, con pendientes regionales de 10⁻³ o levemente inferiores (Sala *et al.*, 1983). Los suelos de la región se han desarrollado en el loess pampeano y están caracterizados por una textura limosa y una composición mineralógica rica en nutrientes. Son suelos minerales con un horizonte superficial de color oscuro (AABA, 2010).

De acuerdo a la clasificación de Köppen, el clima de la región es templado húmedo con precipitaciones promedio anuales de 1055 mm, con máximos en marzo (125 mm/mes) y mínimos en junio (56 mm/mes) (WMO, 1996). La temperatura media del mes más frío (julio) es 10,4 °C y la del más cálido (enero) 23,7 °C. Los excesos de humedad se registran de marzo a noviembre (INTA, 2012).

En cuanto a los usos del suelo, la ganadería y la agricultura ocupan cerca del 90 % de la superficie de la cuenca, mientras que las áreas urbanas/suburbanas alcanzan aproximadamente el 6 % y el resto es ocupado por otras actividades productivas, como la horticultura (Basílico, 2008). Aguas arriba del tramo estudiado del arroyo La Choza existe un núcleo urbano correspondiente a la ciudad de General Rodríguez, mientras que aguas abajo, una pequeña parte de la superfi-

cie correspondiente a las riberas del Embalse Roggero está destinada a la conservación biológica, actividades recreativas y turísticas, educación ambiental e investigación, destacándose el Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero (Partido de Moreno). Las tendencias observadas en el uso del suelo indican un aumento en las superficies industriales y urbanizadas incluso en la modalidad de urbanizaciones cerradas, el reemplazo de ganadería tradicional por la siembra de soja y la transformación de la ganadería extensiva hacia prácticas más intensivas. La cuenca del arroyo El Durazno comprende un área de 360 km² y tiene una longitud de 32 km, siendo la ganadería y pasturas naturales y la agricultura los principales usos del suelo (60 % y 20 % respectivamente) (de Cabo *et al.*, 2010). La vegetación del valle aluvial del arroyo El Durazno está caracterizada por las helófitas *Schoenoplectus californicus* e *Hydrocotyle bonariensis* (Faggi *et al.*, 1999). En la cuenca baja del arroyo existen fuentes puntuales de contaminación, asociadas principalmente a la cría y engorde de ganado porcino.

Las características físico-químicas e hidrológicas de los principales cursos de agua de la cuenca superior del Río Reconquista han sido estudiadas por Arreghini *et al.* (2005, 2007), quienes propusieron al arroyo El Durazno como sitio de referencia de calidad de aguas de toda la cuenca. Por el contrario, en la cuenca del arroyo La Chozza pueden encontrarse sitios con muy bajos niveles de oxígeno disuelto (OD), concentraciones elevadas de amonio (N-NH₄⁺), fósforo reactivo soluble (PRS) y fósforo total (Pt), producto de descargas puntuales de efluentes industriales, agropecuarios y domésticos (Basílico *et al.*, 2013).

Muestreo de aguas superficiales

Se identificaron las principales fuentes puntuales de contaminación en ambos arroyos y se las evaluó a través de un muestreo aguas arriba y abajo de cada ingreso de efluente y en el propio efluente. Se realizaron cuatro campañas de muestreo con frecuencia estacional entre mayo de 2010 y febrero de 2011 en las que se colectaron muestras de agua superficial en sitios del arroyo La Chozza a 5,46 km, 5,30 km, 4,29 km y 1,93 km (C1, C2, C3 y C4, respectivamente) aguas arriba de la desembocadura del arroyo en el Embalse Roggero (34°40'9,58"S y 58°53'33,25"O) y en la desembocadura de dos canales (EC1 y EC2) que vierten efluentes mixtos de una industria avícola a este arroyo. El canal EC1 vierte sus aguas en un punto intermedio entre C1 y C2 y el canal EC2 entre C2 y C3. En la campaña correspondiente al ve-

rano del 2011 también se colectaron muestras en un sitio de la cuenca correspondiente a un entorno netamente rural en un afluente del arroyo La Chozza a 23,94 km de su desembocadura (C0, Fig. 1) con el objetivo de identificar un posible sitio de referencia de calidad de aguas para la cuenca de este arroyo. A partir de los resultados obtenidos en los primeros muestreos, se realizaron cuatro campañas de muestreo adicionales entre julio de 2012 y marzo de 2013, colectándose muestras de agua en los sitios C1 y C2 y en el efluente EC1. Durante estas fechas también se colectaron muestras en dos sitios del arroyo El Durazno (Fig. 1) a 2,26 km y 2,14 km (D1 y D2, respectivamente) de la desembocadura de este arroyo en el Embalse Roggero (34°41'49,49"S y 58°53'40,86"O) y en la desembocadura de un canal que vierte aguas residuales de un *feedlot* porcino (sitio ED1) en un punto intermedio entre ambos sitios del arroyo (aguas abajo del sitio D1).

Variables físicas y químicas

Las siguientes mediciones se realizaron *in situ*: temperatura del agua (T), pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD), en todos los casos con sensores marca Hanna®. En cada sitio se tomaron muestras por triplicado, que fueron filtradas a través de filtros Whatman GF/C y transportadas al laboratorio a 4 °C para su análisis dentro de las 48 h posteriores. Se determinaron sólidos suspendidos totales (SST) y cloruros (Cl⁻) según APHA *et al.*, (1992). Se dio especial valor al análisis de nutrientes (nitrógeno amoniacal y fósforo total) dada la importancia de estas variables en la producción de la biomasa de macrófitas y algas, y sobre el estado trófico del sistema. La determinación de amonio fue realizada sobre muestras filtradas, según Mackereth *et al.* (1989). Para la determinación de fósforo total (Pt) y DBO₅ se tomaron muestras adicionales que no fueron filtradas. El Pt fue determinado analíticamente utilizando la técnica del molibdato ascórbico, con digestión previa con ácido sulfúrico concentrado y persulfato de potasio, según Strickland & Parsons (1972). La DBO₅ fue determinada según APHA *et al.* (1992). Se realizaron comparaciones de medianas entre sitios aguas arriba y abajo del ingreso de cada efluente, utilizando la prueba no paramétrica *U* de Mann-Whitney. Al utilizar las medianas esta prueba resulta robusta en caso de valores atípicos y falta de normalidad.

Adaptación del Índice de Calidad de Agua

Para cada fecha y sitio de muestreo de los

arroyos La Choza, El Durazno y los efluentes, se calculó el Índice de Calidad de Aguas (ICA) propuesto por Berón (1984), a partir de la información completa de las variables requeridas (temperatura, cloruros, nitrógeno amoniacal, DBO y OD). Se seleccionó este índice dado que utiliza únicamente variables físicas y químicas y fue desarrollado para la evaluación de la calidad del agua en la cuenca Matanza-Riachuelo, también perteneciente a la RMBA. El cálculo de dicho índice se realizó de acuerdo a la siguiente expresión (Ecuación 1, Berón, 1984):

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n q_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Ecuación 1

donde q_i es un valor asignado a cada variable según el peso relativo y el valor de la misma y w_i es el peso relativo de la variable de acuerdo a su importancia en relación a la calidad de las aguas.

Se elaboró un nuevo índice de calidad de aguas, el Índice de Calidad de Aguas Pampeanas (ICAP), seleccionando variables indicadoras de contaminación orgánica y por nutrientes (SST, N-NH₄⁺, Pt, DBO₅, OD) (Anexo 1). Esta selección tuvo en cuenta el uso actual de las aguas superficiales en el área, descartándose las variables temperatura y cloruros por no estar directamente relacionadas con la contaminación orgánica y con el objetivo de reducir el número de variables que componen el índice. El cálculo del índice ICAP se realizó utilizando el algoritmo de Berón (1984) pero incluyendo las variables SST y Pt y considerando que todas las variables tienen el mismo peso relativo. Los valores de ICA e ICAP pueden variar en el rango de 0 ("semejante a cloacal crudo séptico") a 10 ("pureza original") (Berón, 1984). Para las variables SST y Pt se aplicó el criterio de INA (2011) porque los arroyos estudiados pertenecen a la cuenca del Plata y se trata de niveles guía que tienen en cuenta el uso del agua.

Se analizó la correlación de Pearson entre ICA e ICAP y la variable "déficit de oxígeno disuelto" (D), definida como la diferencia entre la concentración de saturación de OD teórica en agua para la temperatura y la presión atmosférica al momento del muestreo (Wetzel, 1981) y la concen-

tración de OD medida *in situ*. A fin de eliminar la fuente de variabilidad diaria de la concentración de OD asociada a la fotosíntesis de algas y macrófitas (Margalef, 1983) la determinación de esta variable fue realizada aproximadamente a la misma hora en todos los muestreos. Se descartaron los datos correspondientes a fechas donde el valor de la concentración OD fue de sobresaturación, dado que esta condición interfiere con el análisis ya que puede relacionarse con tasas fotosintéticas altas asociadas a concentraciones elevadas de nutrientes. Se analizó la existencia de una relación lineal entre los valores de los índices ICA e ICAP y D, que permitiría caracterizar aproximadamente la calidad de las aguas de nuevos sitios de muestreo en base a la estimación de D (Sánchez *et al.*, 2007).

Para la determinación del valor de q_i (Anexo 1) que se le asigna a cada variable según la concentración medida, se consideró la aptitud de las aguas de ambos arroyos para distintos usos: consumo humano con tratamiento convencional (I), actividades recreativas con contacto directo (II), actividades recreativas sin contacto directo (III), actividades recreativas pasivas (IV), preservación de la vida acuática con exposición prolongada (V); preservación de la vida acuática sin exposición prolongada (VI), preservación de especies de peces sin efectos subletales (VII) y preservación de especies de peces sin efecto letal (VIII), propuestas por INA (2011) para la evaluación de calidad de agua.

Adaptación del Índice de Calidad de Riberas

En cada arroyo se seleccionaron tramos de 100 m de longitud cuyo punto medio coincidiera aproximadamente con los puntos de muestreo de calidad de aguas superficiales C0, C1, C2 (incluye el ingreso del efluente EC1 desde la ribera Norte), C3 (incluye el ingreso del efluente EC2 desde la ribera Norte), C4 y D1 (incluye el ingreso del efluente ED1 desde la ribera Sur). Se aplicó un índice de calidad de riberas pampeanas (ICRP) en cada tramo y en las mismas fechas que los muestreos de agua. Éste índice fue elaborado a partir del índice QBRp modificado por Kutschker *et al.*, (2009) (Anexo 2, Parte A), el cuál fue ampliado con el objetivo de incorporar información adicional sobre el terreno adyacente a la ribera (Anexo 2, Parte B). Para la parte A se mantuvo el mismo criterio de puntuación que en el trabajo de Kutschker *et al.* (2009). Para la parte B se asignó un valor máximo de 33 puntos para los criterios a y b y un valor de 34 para el criterio c,

sumando un total de 100 puntos. Se determinaron *in situ* las especies vegetales más abundantes (cobertura estimada >5 %) como también el uso del suelo y la pendiente de los lotes adyacentes. El criterio para establecer la calidad de la ribera según la pendiente se explicita en el Anexo 2 (criterio a, parte B). Se asumió que a menor pendiente y mayor permeabilidad de los suelos ribereños, la remoción de contaminantes de las aguas de escorrentía es más eficaz. La puntuación final para cada ribera de cada tramo se calculó como el promedio de las puntuaciones de ambas partes. El rango teórico de variación del índice es de 0 a 100 puntos, distinguiéndose diferentes rangos de calidad de ribera entre “calidad pésima” y “estado natural” (Kutschker *et al.*, 2009).

RESULTADOS

Variables físicas y químicas

En la Tabla 1 se presentan los valores medianos, mínimos y máximos de las variables fisicoquímicas determinadas en cada estación de muestreo. La temperatura mediana del agua en los sitios C1 a C4 del arroyo La Chozza varió entre 16,0 y 17,0 °C, mientras que el efluente EC1 tuvo una temperatura algo superior (20 °C). El agua residual EC1 estuvo caracterizada, además, por valores muy elevados de SST, N-NH₄⁺, Pt y DBO₅. El pH resultó alcalino en todas las fechas y sitios, con un valor máximo de 8,70 en EC2. Los valores máximos de CE se registraron en los sitios del arroyo El Durazno, con un máximo de 2603 µS/cm en el agua residual proveniente del *feedlot* porcino (ED1). En el arroyo La Chozza, la concentración de OD descendió a partir del ingreso de las aguas residuales de la industria avícola, con valores medianos de 3,0 mg/L y 2,1 mg/L en los sitios C2 y C3, ubicados aguas abajo EC1 y EC2 respectivamente. El ingreso de las aguas residuales del *feedlot* porcino (ED1) en el arroyo El Durazno, no alteró de manera significativa el nivel de OD ($p > 0,05$), con valores medianos superiores a 5,00 mg/L en D1 y D2, aunque las muestras de agua residual colectadas revelaron valores muy elevados de N-NH₄⁺ (máx = 74,34 mg/L) y valores elevados de SST, Pt y DBO₅. Comparando los valores medianos de distintas variables en los sitios C1 y C2, el ingreso de estas aguas residuales (EC1) en el arroyo La Chozza produjo el incremento de las concentraciones de SST, N-NH₄⁺, Pt y DBO₅, siendo estadísticamente significativa ($p < 0,05$) la diferencia en la concentración de SST entre los sitios C1 y C2. Cerca de la desembocadura del arroyo La Chozza en el

embalse Roggero (sitio C4), los valores de SST y DBO₅ resultaron similares a los determinados en C1. Sin embargo, no ocurrió lo mismo en el caso de N-NH₄⁺ y Pt, con valores superiores en C4 con respecto a C1.

Índices de calidad de agua

Los déficits de oxígeno disuelto (D) estimados variaron en el rango de 0,0 a 9,3 mg/L, con un valor medio de 5,5 mg/L, mientras que los valores medios de ICA e ICAP resultaron similares en todos los sitios, siendo 3,9 y 3,5 respectivamente. Según los valores calculados del ICA las muestras varían entre “semejante a cloacal crudo séptico” (ICA = 0) y “polución leve” (ICA = 8). En el caso del ICAP el valor mínimo también lo sitúa en líquido cloacal puro y el máximo hallado (8,2) se encuentra incluido entre “polución leve” y “pureza original” (ICA = 10). Según ambos índices, la mejor calidad de agua correspondió al arroyo El Durazno y la peor a las aguas residuales EC1, EC2 y ED1, en las cuales se encontró el mayor déficit de OD (D = 9,3 mg/L).

En la Fig. 2 se muestran los valores medios de los distintos índices calculados en cada sitio. Según el ICA, la mejor calidad de agua en el arroyo La Chozza correspondió al sitio C1 con una media de 4,1 puntos (polución-polución elevada), mientras que el menor valor correspondió al sitio C3, con una media de 2,7 puntos (polución elevada). Según el ICAP, el mayor valor del índice corresponde al sitio C4 (4,3 puntos), el más alejado del efluente EC1, y el menor a C2 (2,9 puntos), el más cercano aguas abajo de EC1. En el arroyo El Durazno, los valores medios de ambos índices fueron similares. En los sitios D1 y D2, la aplicación de los índices no permite una clasificación adecuada en relación a la calidad de aguas ni a lo observado *in situ*. El sitio D2 se encuentra aguas abajo del vertido de aguas residuales de criadero porcino, sin embargo los valores de ambos índices son mayores que en D1 y son muy superiores a los obtenidos para los sitios del arroyo La Chozza. La clasificación de las aguas residuales del sitio EC1 según los índices de calidad de agua utilizados, obtuvo los valores medios más bajos de todos los sitios (ICA = 1,9, ICAP = 0,8), mientras que para el efluente EC2 los valores resultaron levemente superiores (ICA = 3,1, ICAP = 3,3). El efluente ED1 obtuvo valores de ICA e ICAP de 5,1 y 2,9, respectivamente.

El análisis estadístico de los datos permitió establecer una correlación de Pearson negativa altamente significativa ($p < 0,01$) entre ICA y D e ICAP y D y una correlación positiva altamen-

Tabla 1. Valores medianos, mínimos y máximos de las variables fisicoquímicas determinadas en distintos sitios de los arroyos La Chozza (C0 a C4), El Durazno (D1, D2) y aguas residuales (EC1, EC2 y ED1). Mediana [min-max].

Sitio	Temp (°C)	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	OD (mg/L)	SST (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Pt (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	CL ⁻ (mg/L)
C0	30,0 (n = 1)	7,86 (n = 1)	457 (n = 1)	10,7 (n = 1)	84 (n = 1)	0,90 (n = 1)	1,30 (n = 1)	0 (n = 1)	10 (n = 1)
C1	17,0 [8,0- 26,0] (n = 7)	7,97 [7,20- 8,44] (n = 7)	1250 [601- 1328] (n = 7)	4,0 [0,9-6,7] (n = 6)	22 [10-65] (n = 7)	5,36 [2,23- 9,53] (n = 7)	1,21 [0,80- 1,58] (n = 7)	10 [4-61] (n = 6)	67 [30-73] (n = 7)
C2	16,0 [10,0- 25,0] (n = 7)	7,74 [7,12- 8,54] (n = 7)	1232 [606- 1367] (n = 7)	3,0 [1,0-5,2] (n = 6)	53 [25-66] (n = 7)	6,40 [2,09- 13,33] (n = 7)	1,80 [0,76- 3,25] (n = 7)	33 [6-91] (n = 5)	67 [31-81] (n = 7)
C3	17,0 [9,0- 25,0] (n = 4)	7,92 [7,65- 8,63] (n = 4)	1169 [1059- 1261] (n = 4)	2,1 [0,1-5,8] (n = 3)	31 [20-43] (n = 4)	6,41 [3,26- 8,44] (n = 4)	1,29 [1,00- 2,38] (n = 4)	14 [7-69] (n = 3)	59 [53-66] (n = 4)
C4	16,5 [10,0- 26,0] (n = 4)	8,00 [7,88- 8,62] (n = 4)	1079 [1041- 1244] (n = 4)	4,8 [4,6-7,1] (n = 3)	18 [17-25] (n = 4)	6,15 [4,28- 9,69] (n = 4)	1,30 [0,86- 1,99] (n = 4)	9 [8-61] (n = 4)	58 [52-61] (n = 4)
D1	17,5 [8,3- 22,0] (n = 4)	7,72 [7,17- 8,51] (n = 4)	1076 [342- 1882] (n = 4)	5,3 [4,0- 13,3] (n = 4)	33 [7-40] (n = 4)	0,44 [0,21- 1,35] (n = 4)	0,42 [0,23- 0,52] (n = 4)	0 (n = 1)	104 [25-185] (n = 4)
D2	10,5 [7,9- 13,0] (n = 2)	7,94 [7,42- 8,50] (n = 2)	1115 [344- 1886] (n = 2)	9,2 [5,7- 12,8] (n = 2)	21 [9-33] (n = 2)	1,57 [0,35- 2,79] (n = 2)	0,41 [0,30- 0,52] (n = 2)	2 (n = 1)	107 [25-189] (n = 2)
EC1	20,0 [16,7- 27,0] (n = 7)	7,30 [7,09- 8,04] (n = 7)	1330 [1118- 1555] (n = 7)	0,7 [0,0- 18,5] (n = 6)	194 [7-247] (n = 7)	20,38 [0,48- 25,94] (n = 7)	5,22 [0,48- 7,39] (n = 7)	210 [39-548] (n = 5)	85 [48-116] (n = 7)
EC2	16,5 [10,0- 23,0] (n = 4)	8,13 [7,42- 8,70] (n = 4)	905 [872- 1530] (n = 4)	8,7 [0,0-9,3] (n = 4)	35 [20-331] (n = 4)	14,01 [1,76- 35,83] (n = 4)	0,57 [0,43- 6,52] (n = 4)	50 [8-94] (n = 4)	23 [20-246] (n = 4)
ED1	11,9 [10,8- 13,0] (n = 2)	7,33 [7,24- 7,41] (n = 2)	1672 [740- 2603] (n = 2)	5,6 [3,0-8,3] (n = 2)	84 [69-99] (n = 2)	54,62 [34,90- 74,34] (n = 2)	4,88 [4,21- 5,55] (n = 2)	6 (n = 2)	117 [33-200] (n = 2)

Tabla 2. Lista de especies vegetales halladas en las riberas de los arroyos La Choza y El Durazno con un porcentaje de cobertura superior al 5%. Formas de vida: hierba (H), leñosa (L) o palustre (P).

Nombre de la especie	Nombre vulgar	Forma de vida	Invasora
Exóticas			
<i>Acer sp.</i>	Arce	H	-
<i>Arctium minus</i>	Bardana	H	-
<i>Arundo donax</i>	Caña de Castilla	H	Si
<i>Carduus acanthoides</i>	Cardo negro	H	Si
<i>Cynodon dactylon</i>	Gramilla	H	Si
<i>Dipsacus sativus</i>	Carda	H	Si
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Acacia negra	L	Si
<i>Lotus tenuis</i>		H	Si
<i>Morus alba</i>	Mora	L	Si
<i>Rorippa sp.</i>		H	-
<i>Salix babylonica</i>	Sauce llorón	L	-
<i>Salix fragilis</i>	Mimbres negro	L	-
<i>Sorghum halepense</i>	Sorgo	H	Si
Nativas			
<i>Bothriochloa laguroides</i>		H	-
<i>Conyza bonariensis</i>	Rama negra	H	-
<i>Cortaderia selloana</i>	Cortadera	H	-
<i>Cypella herbertii</i>	Lirio del bajo	H	-
<i>Cyperus sp.</i>		H	-
<i>Echinochloa helodes</i>	Pasto de laguna	H	-
<i>Eryngium horridum</i>	Falso Caraguatá	H	-
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	Redondita de agua	P	-
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Redondita de agua	P	-
<i>Jaborosa integrifolia</i>	Flor de sapo	H	-
<i>Parkinsonia aculeata</i>	Cina cina	L	-
<i>Paspalum distichum</i>		H	-
<i>Polygonum punctatum</i>	Catay dulce	P	-
<i>Sagittaria montevidensis</i>	Saeta de agua	P	-
<i>Sisyrinchium sp.</i>		H	-
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	Revienta caballos	H	-

te significativa entre ambos índices. El ajuste de los datos de ICA y D e ICAP y D a una función lineal resultó regular en ambos casos, con coeficientes de determinación (R^2) de 0,402 y 0,585 para ICA(D) e ICAP(D), respectivamente. Sin embargo, se destaca que el mejor ajuste fue obtenido a partir de los datos del índice ICAP, que

fue elaborado teniendo en cuenta las condiciones específicas del sistema estudiado.

Analizando la aptitud de los tramos bajo estudio según los criterios de INA (2011), el tramo correspondiente al arroyo La Choza (C1 a C4) resultó no apto para ninguno de los usos evaluados en relación a los bajos niveles de OD y elevados ni-

veles de DBO_5 . El tramo correspondiente al arroyo El Durazno (D1 a D2) resultó apto para los usos I (consumo humano con tratamiento convencional), III (actividades recreativas sin contacto directo) y IV (actividades recreativas pasivas).

Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP)

Los valores del ICRP (promedio de ambas riberas) variaron entre 40 (calidad mala) y 74 puntos (calidad buena), con los valores promedio más elevados obtenidos en los tramos correspondientes a C0 y C4 (Fig. 2). En los tramos correspondientes a C1 y C4 los valores de ICRP fueron similares en ambas riberas en todas las fechas de campaña, ubicándose dentro del rango de “calidad intermedia” (ambos sitios) y “calidad buena” (tramo C4). En la mayoría de los tramos no existieron diferencias marcadas en el valor del ICRP entre las distintas fechas. Por otra parte, las mayores diferencias en el valor del índice entre riberas de un mismo sitio, se obtuvo en tramos que reciben el aporte de agua residual. Los valores promedio más bajos se obtuvieron en C2, correspondiendo el menor valor a la ribera norte, que recibe el aporte del efluente EC1. Este resultado coincide con la caracterización físico-química y los valores del ICAP que asignan la peor calidad de agua a este tramo del arroyo La Choza (Fig. 2).

En la Tabla 2 se incluye una lista de las especies más abundantes encontradas en las riberas de ambos cursos de agua durante las campañas de muestreo. Las principales condiciones que redujeron el valor del ICRP fueron la ausencia o escasa abundancia de hierbas palustres (*Hydrocotyle bonariensis*, *H. ranunculoides*, *Polygonum punctatum*, *Sagittaria montevidensis*, entre otras), la presencia de especies vegetales exóticas e invasoras y la existencia de estructuras transversales al cauce (puente Irigoyen, tramo C2) (Fig. 3). En ambas riberas del tramo C1 se encontraron parches e individuos aislados de la especie invasora *Gleditsia triacanthos* (“acacia negra”). En los tramos C0 y C4, con los valores más altos, la estructura de ambas riberas conservó al menos parcialmente su condición natural, con vegetación predominantemente nativa (Fig. 3).

DISCUSIÓN

El patrón espacial hallado en la calidad de agua en ambos arroyos está definido principalmente por las descargas residuales industriales. Los resultados ponen de relieve el impacto que

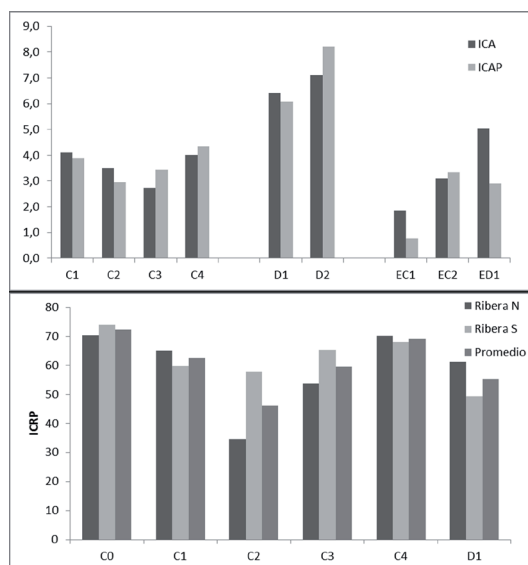


Fig. 2. Valores medios de los índices ICA e ICAP (arriba) e ICRP (abajo) calculados para distintos sitios de las cuencas de los arroyos La Choza y El Durazno.

puede tener el vertido de efluentes con escaso tratamiento sobre la calidad del agua en arroyos de bajo orden lótico. Por otra parte la extensión del impacto suele ser local, dado que la calidad del agua se incrementa a mayor distancia del vertido, por efecto del aporte de agua superficial y subterránea no contaminada, sedimentación de los sólidos, y distintos procesos de autodepuración que tienen lugar en el curso de agua (degradación de la materia orgánica, biofiltración, adsorción, fijación de C, etc.). Tanto el pH como la CE de la mayoría de los sitios resulta comparable a los niveles base de los tributarios de los ríos Paraná y de la Plata (Feijó & Lombardo, 2007). La caracterización físico-química de los arroyos La Choza y El Durazno resultó similar a la reportada por Arreghini *et al.* (2007) para los mismos cursos de agua para todas las variables estudiadas.

Si bien el deterioro de la calidad del agua y de las riberas responde a diferentes factores, en el tramo C2 se observaron las peores condiciones de ambos aspectos. Cabe destacar que los índices de calidad de agua suelen ser más variables que los de ribera. El nivel de los sólidos suspendidos suele correlacionar con los niveles de nutrientes y materia orgánica (Basílico *et al.*, 2014), por lo tanto su inclusión en el ICAP resulta relevante. La adaptación de los índices de calidad de agua a las características locales de los sistemas acuáticos, es una alternativa metodológica a la aplicación de un índice genérico, aunque ésta última per-



Fig. 3. Riberas sujetas a distintos impactos. A: riberas en buen estado de conservación con vegetación predominantemente nativa aguas arriba del alambrado (tramo C0). B: riberas sujetas a invasiones biológicas (*G. triacanthos*) e ingreso de efluentes de industria avícola (EC1) desde la margen izquierda (fotografía tomada desde el puente Irigoyen, tramo C2).

mite una comparación cualitativa entre sistemas acuáticos de características disímiles. También se destaca la posibilidad de aplicar el mismo índice tanto a las aguas residuales como a los sistemas acuáticos receptores. Sin embargo, existen factores como la variación de la intensidad de la radiación solar a lo largo del día y el año, la abundancia de algas y macrófitas, la intensidad del viento, la presencia de desniveles en el terreno, que no están asociados con la contaminación hídrica sino que resultan característicos del medio natural, pero que inciden sobre la concentración de OD, por lo tanto deberían tenerse en cuenta al momento de aplicar este tipo de índices. Cabe señalar que tanto ICA como ICAP son aplicables únicamente cuando la contaminación hídrica es de tipo orgánica, dado que no consideran otros contaminantes, por ejemplo, metales (Lacoste & Collasius, 1996).

En general, las principales condiciones que disminuyeron el valor del índice ICRP fueron la escasa permeabilidad de los suelos, determinados usos del suelo (por ejemplo ganadero e industrial) y la existencia de vertidos de efluentes agro-industriales. La baja permeabilidad de los suelos posibilita el lavado de nutrientes hacia los arroyos durante las precipitaciones que generan escorrentía, aunque las bajas pendientes del terreno favorecen la infiltración. Se consideró que el uso del suelo ganadero de los terrenos adyacentes a la ribera incrementa los riesgos de contaminación hídrica e invasión biológica en los arroyos, dado que el acceso del ganado a la ribera es una práctica común en la región que favorece, entre otras, la erosión y la dispersión de semillas de *G. triacanthos*. Giorgi et al., (2013) destacan la presencia de esta especie como invasora en riberas de arroyos cercanos al área de estudio y postulan que la invasión, además de disminuir la biodiversidad por reducción de las macrófitas y de los organismos asociados a ella, reduce la producción primaria provocando cambios en la red trófica de estos ambientes. Si bien se encontraron otras especies invasoras tales como *Arundo donax* o *Sorghum halepense*, la invasión por *G. triacanthos* es un problema crítico dada su elevada velocidad de crecimiento y el éxito escaso que suelen tener las técnicas de control.

El uso de los lotes adyacentes a la ribera y la existencia de ingresos laterales directos de agua, resultan características relevantes que también fueron incluidas en el índice aplicado por Feijóo et al., (2012) en un arroyo de características similares, orientado principalmente a la valoración del impacto por contaminación difusa.

La caracterización de tramos de arroyos por medio de los índices de calidad de aguas (ICAP) y riberas pampeanas (ICRP) coincidió en que la peor valoración correspondió al sitio con mayores impactos (C2). Sin embargo, cada uno de los índices refleja aspectos diferentes de los ambientes acuáticos cuya relación no siempre es evidente. En arroyos de primer orden, la cobertura ribereña tiene una influencia muy importante sobre la calidad de las aguas, mientras que en cursos de agua de mayor orden tiene mayor importancia el uso del suelo a escala de cuenca (Dodds & Oakes, 2008) poniendo de relieve la necesidad de conservar y/o restaurar la cubierta vegetal de los ambientes ribereños en general, y en particular los de cursos de agua de bajo orden lótico.

Por otra parte, cada índice refleja condiciones ambientales distintas, mientras que el ICAP brinda información no sólo del tramo bajo estudio sino de los impactos aguas arriba (conectividad longitudinal), el ICRP pone de relieve la conectividad lateral al incorporar información de la ribera y de los ambientes terrestres adyacentes. La gran variabilidad temporal que puede tener la calidad de las aguas en los arroyos estudiados implica que el ICAP refleja la condición instantánea al momento de la toma de muestras, mientras que la condición de la ribera, aunque no aporta información relevante sobre la calidad del agua en un momento puntual, puede reflejar los impactos ambientales ocurridos a una escala temporal mayor.

CONCLUSIONES

El arroyo La Choza se encuentra severamente contaminado, producto del vertido de efluentes mixtos de diversos orígenes, con tratamiento insuficiente. Ésta situación se observa también, aunque en menor medida, en la cuenca del arroyo El Durazno. El deterioro de las riberas de estos cursos de agua está caracterizado por invasiones biológicas (principalmente *G. triacanthos*), por la existencia de estructuras transversales al cauce y por el uso industrial o ganadero de los terrenos adyacentes. Los índices de calidad de agua y de riberas desarrollados en este trabajo resultan de interés para la gestión y el monitoreo de la contaminación hídrica y del estado ecológico de los ríos y arroyos de la Región Metropolitana de Buenos Aires. Asimismo, su aplicación puede adaptarse a otros ambientes de la llanura pampeana. La utilidad potencial de estas herramientas no se limita al diagnóstico ambiental dado que pueden resultar relevantes en la evaluación de estrategias de

remediación y restauración ecológica de tramos deteriorados por distintas actividades humanas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”-CONICET y a la Universidad de Flores por el financiamiento parcial de este trabajo. Además a Ignacio Healión y Roberto Ferrer del Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero por su asistencia durante las campañas de muestreo y a Amalia González por su asistencia en la elaboración de figuras.

BIBLIOGRAFÍA

- AABA. 2010. Atlas Ambiental de Buenos Aires. <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/aaba/>.
- Allan, D. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257-284.
- APHA, AWWA & WPCF. 1992. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Editorial Díaz de Santos, Madrid, 1816 pp.
- Arreghini, S., L. de cabo, R. Seoane, N. Tomazin, R. Serafini & A.F. de Iorio. 2005. Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the “Pampa Ondulada” (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica* 24(3-4): 225-236.
- Arreghini, S., L. de cabo, R. Seoane, N. Tomazin, R. Serafini & A.F. De Iorio. 2007. A methodological approach to water quality assessment in a ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *GeoJournal* 70: 281-288.
- Basílico, G. 2008. *Calidad de Aguas en la cuenca superior del río Reconquista*. Proyecto final. Universidad de Flores, Buenos Aires, 114 pp.
- Basílico, G., L. de Cabo & A. Faggi. 2013. Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in batch reactors. *Journal of Environmental Management* 115: 53-59.
- Basílico, G., L. de Cabo & A. Faggi. 2014. Sólidos suspendidos totales (SST) como indicador de la contaminación hídrica en agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires. En: A. Fernández Cirelli, (ed.), *III Jornadas Interdisciplinarias “Ciclo del agua en agroecosistemas”*, p. 9. FVET-UBA, Buenos Aires.
- Berón, L. 1984. *Evaluación de la Calidad de las Aguas de los ríos de La Plata y Matanza-Riachuelo, mediante la utilización de índices de calidad de agua*. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental, Ministerio de Salud y Acción Social, Argentina, 38 pp.
- Branco, S.M. 1984. *Limnología sanitaria*. Estudio de la polución de aguas continentales. Secretaría General de la Organización de Estados Americanos, Washington, 120 pp.
- de Cabo, L.L., R. Seoane, S. Arreghini & A. Callau. 2010. Análisis de dos sistemas acuáticos: un enfoque ecohidrológico. *Revista FCA UNCuyo* 42 (1): 39-51.
- Dodds, W.K. & R.M. Oakes. 2008. Headwater influences on downstream water quality. *Environmental Management* 41: 367-377.
- Elosegi, A. & J. Díez. 2009. La vegetación terrestre asociada al río: el bosque de ribera. En: , A. Elosegi y S. Sabater (eds.) *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, 311-321 pp. Fundación BBVA, Bilbao.
- Faggi, A.M., M. Arriaga & S. Aliscioni. 1999. Composición florística de las riberas del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 1(1): 1-6.
- Feijó, C.S. & R.J. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41: 1399 – 1410.
- Feijó, C., P. Gantes, A. Giorgi. J.J. Rosso & E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo Pampeano y su relación con las comunidades de Macrófitas y peces. *Biología acuática* 27: 113-128.
- García, A.R. & A.F. de Iorio. 2003. Phosphorus distribution in sediments of Morales Stream (tributary of the Matanza-Riachuelo River, Argentina). The influence of organic point source contamination. *Hydrobiologia* 492(1-3): 129-138.
- Giorgi, A., C. Vilches, M.C. Rodríguez Castro, E. Zunino, J. Debandi, S. Kravetz & A. Torremorell. 2013. Efecto de la invasión de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L., Fabaceae) sobre la temperatura, luz y metabolismo de un arroyo pampeano. *Acta Biológica Colombiana* 19(1): 113-118.
- INA. 2011. *Evaluación de la calidad del agua en la franja costera sur del Río de la Plata mediante modelación matemática*. Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires 186 pp.
- INTA. 2012. Datos de precipitación y temperatura. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Instituto de Clima y Agua. http://climayagua.inta.gov.ar/consulta_historica_castelar.
- Kutschker, A., C. Brand & M.L. Miserendino. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral* 19: 19-34.
- Lacoste, C. & D. Collasius. 1996. Instrumentos de diagnóstico ambiental: índice de calidad de agua. *Gerencia Ambiental* 24: 286-290.
- Mackereth, F., J. Heron & J. Talling. 1989. *Water analysis: Some revised methods form limnologists*. Titus Wilson and Son Limited, Kendal, 120 pp.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona, 1010 pp.
- Mendoza, R., I. García, L. de Cabo, C. Weigandt & A.F. de Iorio. 2015. The interaction of heavy metals and nutrients present in soil and native plants with arbuscular mycorrhizae on the riverside in the Matanza-Riachuelo River Basin (Argentina). *Science of the Total Environment* 505: 555-564.
- Mitsch, W.J., L. Zhang, D.F. Fink, M.E. Hernandez, A.E.

- Altor, C.L. Tuttle & A.M. Nahlik. 2008. Ecological engineering of floodplains. *Ecohydrology & Hydrobiology* 8(2-4): 139-147.
- Munné, A., N. Prat, C. Solà, 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: Maritime and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- O'Farrell, I., R.J. Lombardo; P. de Tezanos Pinto & C. Loez. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120: 207-218.
- Pesce, S.F. & D.A. Wunderlin. 2000. Use of Water Quality Indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Research* 34: 2915-2926.
- Sadañowski, I. 2003. *El problema de las inundaciones en la cuenca del río Reconquista: la represa Ing. Carlos F. Roggero, y las funciones ecológicas*. Tesina de grado. Universidad Nacional de General Sarmiento, Los Polvorines, 102 pp.
- Sala, J.M., N. Gonzalez & E. Kruse, 1983. *Generalización hidrológica de la provincia de Buenos Aires*. Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras: 976-1009.
- Salibián, A. 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 185: 35-65.
- Sánchez, E., M.F. Colmarejo, J. Vicente, A. Rubio, M.G. García, L. Travieso & R. Borja. 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators* 7: 315-328.
- Seeboonruang, U. 2012. A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. *Journal of Environmental Management* 101: 134-142.
- Strickland, J. & T. Parsons. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Bulletin No. 167. Fisheries Research Board, Ottawa.
- Wetzel, R. 1981. *Limnología*. Omega, Barcelona, 679 pp.
- WMO. 1996. *Normales climatológicas para el período 1961-1990. Reporte No. 847, Región 3: Sudamérica, Argentina*, pp. 257-270. World Meteorological Organization.
- Zhou, T., J. Wu & S. Peng. 2012. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. *Ecological Indicators* 23: 166-175.

Recibido: 12-V-2015
Aceptado: 21-X-2015

Anexo 1. Guía para el cálculo del Índice de Calidad de Aguas Pampeanas (ICAP).

Variable	w_i	Rango (mg/L)	Referencia	q_i
Sólidos suspendidos totales (SST)	2	≤ 50	(uso II, INA, 2011)	20
		≤ 80	(uso IV, INA, 2011)	10
		> 80		0
Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺)	2	0-0,2	(Berón, 1984)	20
		> 0,2-0,5		18
		> 0,5-1,0		14
		> 1,0-2,0		10
		> 2,0-5,0		6
		> 5,0-10,0		3
		> 10		0
Fósforo total (Pt)	2	< 0,010	(uso V, INA, 2011)	20
		< 0,100	(usos II, VI, INA, 2011)	14
		≤ 1	(usos III y IV, INA, 2011)	8
		> 1		0
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)	2	0-2	(Berón, 1984)	20
		> 2-4		17
		> 4-6		14
		> 6-10		11
		> 10-15		8
		> 15-25		5
		> 25-50		2
		> 50		0
Oxígeno disuelto (OD)	2	> 9	(Berón, 1984)	20
		> 8-9		16
		> 6-8		12
		> 4-6		8
		> 1-4		4
		0-1		0

Anexo 2. Guía para el cálculo del Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP). Modificado de Kutschker et al. (2009).

Parte A: ribera.

Criterio	Puntuación
a) Grado de cubierta de la zona de ribera (puntuación entre 0 y 25)	
> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	20
50-80 % de cubierta vegetal	15
10-50 % de cubierta vegetal	10
< 10 % de cubierta vegetal	5
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es total	(+5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es superior al 50 %	(+2,5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es entre 25-50 %	(-2,5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es inferior al 25 %	(-5)
b) Estructura de la cubierta (puntuación entre 0 y 25)	
Cobertura de hierbas palustres (hp) superior al 90 % de la superficie	25
Cobertura de hp entre 75-90 % de la superficie	18
Cobertura de hp entre 50-75 % de la superficie	15
Cobertura de hp entre 25-50 % de la superficie y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	15
Cobertura de hp inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10-25 %	10
Sin hp o cobertura inferior al 10 %	5
c) Calidad de la cubierta (puntuación entre 0 y 25)	
Sólo existen especies vegetales autóctonas	15
Predominan las especies autóctonas pero existen individuos de especies no arbóreas exóticas	10
Sin especies autóctonas	5
Si hay árboles nativos	(+5)
Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial entre 50-75 % de la longitud del tramo	(+2,5)
Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial en más del 75 % de la longitud del tramo	(+5)
Si hay de 0-50 % de la superficie cubierta por árboles exóticos	(-2)
Si hay de 50-100 % de la superficie cubierta por árboles exóticos	(-5)
d) Grado de naturalidad del canal fluvial (puntuación entre 0 y 25)	
El canal del río no está modificado	25
Modificaciones de las terrazas adyacentes sin reducción del canal	20
Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	15
Signos de alteración y estructuras que modifican el canal	10
Estructuras transversales	5
Río canalizado en la totalidad del tramo	0
Puntuación total (A) (suma de los puntajes a, b, c y d)	

Parte B: terreno adyacente a la ribera.

Criterio	Puntuación
a) Tipo de suelo y topografía	
Suelos permeables y baja pendiente (1-10%)	27
Suelos permeables y pendientes moderadas (>10%)	20
Suelos impermeables y baja pendiente	13
Suelos impermeables y pendientes moderadas	7
Zonas de almacenamiento transitorio de agua	(+6)
Relieve plano (<1%)	(-6)
b) Uso del suelo adyacente a la ribera	
Área protegida municipal, provincial, nacional o privada	27
Lotes baldíos sin ganadería o ganadería extensiva	20
Cultivos o ganadería intensiva	16
Urbanización	13
Industrial	7
Si hay 50 % o más de superficie destinada a espacios verdes públicos	(+6)
Si hay menos de 50 % de superficie destinada a espacios verdes públicos	(-6)
c) Aportes laterales	
Ausencia de afluentes artificiales o canales	34
Canales de drenaje local o afluentes intermitentes	27
Canales pluviales	20
Canales combinados (pluviales+cloacales)	13
Canales cloacales o industriales	7
Descarga directa de afluentes	0
Puntuación total (B) (suma de los puntajes a, b y c)	