

EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE AUTO-DEPURACIÓN DE UN ARROYO URBANO Y EL USO DE MACRÓFITAS NATIVAS COMO ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN

S.T. EFRON¹, J. AQUINO¹, L. DE CABO², M. DOS SANTOS AFONSO¹ & M. GRAZIANO¹

¹Laboratorio de Química del Agua, INQUIMAE-CONICET, Facultad de Cs. Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Intendente Güiraldes 2160, CABA.

²Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" – CONICET, Av. Angel Gallardo 470, CABA.
e-mail: thaisefron@gmail.com

ABSTRACT. Environmental degradation is one of the most serious problems in the metropolitan area of Buenos Aires, especially water pollution. The main aim of this work was to study mechanisms of self-purifying of a segment of San Francisco stream (located in Almirante Brown district), evaluating its *in situ* capacity of self-purifying downstream of a tubing and, in addition, by static bioassays in a greenhouse with native macrophytes. A stream section of 1500m was sampled twice during autumn 2013. The stream was generally hypoxic throughout the section ($DO < 2$ mg/l), presenting low velocity (0.084 ± 0.008 m/s), moderate organic load ($COD = 72 \pm 3$ mg/l), high dissolved inorganic nitrogen (9.2 ± 0.9 mg/l) mostly as ammonium, and high levels of coliforms (7600 ± 700 cfu/ml). There was no increase in the dissolved oxygen and no decrease in the nutrients and COD along the section, suggesting that the self-purifying process for these parameters, along this section and this time of this year was negligible. Almost complete removal of ammonium (90-95%) and nitrites was observed in the bioassays. Based on our results, the present condition of the stream may be modified by increasing water oxygenation and macrophytes biomass, among other strategies. It is planned to incorporate the analysis of seasonal effects and complementary bioassays with macrophytes minimizing the algal growth.

Key words: contamination; self-purifying; bioassays; macrophytes.

Palabras clave: contaminación; auto-depuración; bioensayos; macrófitas.

INTRODUCCIÓN

La degradación ambiental, en particular la contaminación de las aguas, es de gran relevancia en diferentes aspectos de índole social, ecológico y sanitario. A nivel mundial organismos como la ONU y la UNESCO, y a escala nacional, la Secretaría de Ambiente de la Nación y diversas ONGs, entre otros, reconocen el papel primordial de los ambientes acuáticos-terrestres (humedales) en el bienestar humano y la necesidad de la conservación, cuidado y restauración de los mismos (Secretaría de Ambiente y Desa-

rollo Sustentable, 2008; World Resources Institute, 2005).

Los arroyos pampeanos en su estado natural se caracterizan por tener una baja velocidad de corriente, aguas alcalinas, con una alta conductividad eléctrica y una elevada concentración de nutrientes y oxígeno disuelto (Feijoó y Lombardo, 2007). Por otro lado, debido a la ausencia de bosque ribereño reciben elevados niveles de radiación solar, favoreciendo así el crecimiento de macrófitas en sus márgenes y cauce. Sin embargo, la mayoría de los ríos y arroyos de

las principales cuencas que drenan el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) se encuentran muy modificados, con canalizaciones, rectificaciones, desviaciones, y entubamientos parciales o totales (Bertoni, 2004; Atlas Ambiental de Buenos Aires, 2010; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2010), y un alto grado de contaminación industrial, cloacal, doméstico y rural (Magdaleno *et al.*, 2001; Castañé *et al.*, 2006; Fernández Cirelli y Ojeda, 2008; Vilches *et al.*, 2011). En respuesta a estas alteraciones, los cuerpos de agua presentan una reducción en los niveles de oxígeno disuelto y un aumento en los niveles de nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo (Dhote, 2007; Dhote y Dixit, 2007). La zona de estudio no presenta red de agua potable ni cloacas y generalmente los pozos ciegos no se encuentran bien construidos lo que conlleva a filtraciones de los mismos que por escurrimiento llegan al arroyo (Taller de aguas, 2009; Fernández y Herrero, 2008). Por otro lado, en esta región la gran mayoría de los efluentes domésticos desaguan a los arroyos que surcan los asentamientos poblacionales a través de las zanjas de las calles y entran al sistema de desagüe pluvial, conformando una red de drenaje doméstico-pluvial. La composición típica de estos efluentes consiste principalmente en altos niveles de N (desechos de comida), P (detergentes), carbono orgánico (comida, materia orgánica en descomposición, desechos de animales), incluyendo algunos persistentes en el ambiente y de alta toxicidad para organismos acuáticos (Eriksson *et al.*, 2002; Di Marzio *et al.*, 2005).

Ante este panorama, la capacidad de auto-depuración que presentan ríos y arroyos pasa a ser un factor importante a tener en cuenta para evaluar distintas estrategias de restauración de los mismos, y maximizar su eficiencia. La auto-depuración puede definirse como la suma de procesos tanto

físicos como químicos y biológicos que conllevan a una disminución del grado de contaminación presente en el cuerpo de agua (Elosegi *et al.*, 1995; Heidenwag *et al.*, 2001). Entre ellos, pueden destacarse los procesos de absorción o biodegradación por parte de microorganismos, hongos y macrófitas, reacciones químicas de oxidación, hidrólisis y degradación, y procesos físicos de dilución y adsorción a superficies (Heidenwag *et al.*, 2001). En particular, experiencias previas de restauración de ríos y arroyos han demostrado la capacidad de las macrófitas en modificar diferentes parámetros físico-químicos del agua (disminución del nivel de nutrientes en el agua, disminución del contenido de materia orgánica oxidable, aumento en los niveles de oxígeno disuelto, etc.) (Clarke, 2002; Desmet *et al.*, 2008; Riis *et al.*, 2009; Zhao *et al.*, 2012) y mejorar las condiciones ambientales y sanitarias para la vida acuática y recreativa del lugar (Instituto Nacional de Investigación del Medio Ambiente Provincia de Sønderjylland, 1997; Purcell *et al.*, 2002). De esta manera, evaluando el tipo de contaminación presente, las características físico-químicas del arroyo en estudio, y su capacidad de auto-depuración actual, se pueden determinar los procesos más importantes a tener en cuenta en una restauración (Calow y Petts, 1992; Brookes y Shields, 1996); y a su vez, mediante ensayos de laboratorio, las plantas acuáticas más adecuadas para la misma (Alvarez *et al.*, 2010; Basílico *et al.*, 2013).

El objetivo principal de este trabajo fue estudiar mecanismos de recuperación de un tramo de un arroyo urbano contaminado a través de: la evaluación de la capacidad de autodepuración del arroyo aguas abajo de un entubamiento, y la realización de bioensayos con agua del arroyo en microcosmos utilizando distintas especies de plantas acuáticas nativas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El arroyo San Francisco se origina en una depresión en la localidad de Claypole, Provincia de Buenos Aires. Desde su nacimiento se encuentra entubado hasta las calles El Rodeo e Italia. El área de muestreo abarca desde la salida del entubamiento hasta 1500 metros aguas abajo (Fig. 1). Se trata de un arroyo de primer orden de acuerdo a la clasificación de Strahler (Gordon *et al.*, 1994) el cual se encuentra en una zona urbanizada y recibe los pluviales de las calles que lo atraviesan así como algunos desagües de las casas marginales.



Figura 1. Mapa del área de muestreo en el barrio Mariano Moreno, Claypole, Almirante Brown, provincia de Buenos Aires (Argentina). T1 a T5 son los puntos de muestreo.

Muestreos de agua y análisis físico-químicos y biológicos

Se tomaron muestras por triplicado en 5 puntos a lo largo 1500m del Arroyo San Francisco (Fig. 1) durante el otoño de 2013 (14/06/13). Durante ese mismo período se realizó otra campaña (6/06/13) para analizar más detalladamente los 500m posteriores a la salida del entubamiento en cuanto a la variación espacial del oxígeno disuelto (OD), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la concentración de amonio y de clorofila a, muestreando cada 80m. Se determinaron *in situ* pH, conductividad y OD median-

te sensores de campo Hanna (HI 9812-5 y HI 9146 respectivamente). Se determinó la velocidad de corriente midiendo el tiempo que tardaba en recorrer 5 metros un objeto esférico flotador aguas abajo (Gordon *et al.*, 1994), el ancho y la profundidad del arroyo en los distintos puntos, y a partir de ellos se estimó el caudal. La demanda Biológica de Oxígeno (DBO) se midió por el método de determinación manométrico, incubando durante 5 días a 20°C. DQO, alcalinidad, nitratos, nitritos, amonio, fósforo reactivo (PRS), sulfatos, cloruros y dureza se determinaron en laboratorio siguiendo la metodología adecuada (APHA-AWWA-WPCF, 1992). Para las determinaciones colorimétricas se utilizó un espectrofotómetro marca Hach (DR2800). Para la determinación de nitratos, nitritos, amonio, PRS, sulfatos, cloruros y dureza, las muestras fueron filtradas previamente utilizando filtros GF/F. A partir del sólido remanente se determinó la biomasa algal (clorofila a) por espectrofotometría siguiendo el método de Lichtenthaler (1987) por extracción con acetona 80% e incubación a 4°C en oscuridad durante 24hs. El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se obtuvo a partir de la suma de las especies nitrogenadas inorgánicas disueltas determinadas previamente.

Por otra parte, los parámetros microbiológicos (Coliformes totales y *E. coli*) se determinaron por recuento en placas obtenidas comercialmente (Petrifilms 3M), y bacterias aerobias totales por triplicado en medio APC, incubando durante 24-48hs a 37°C.

Bioensayo

A partir de muestras de agua tomadas durante la 1er campaña se realizaron ensayos estáticos en microcosmos en condiciones controladas en el invernáculo del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Los mismos fueron

de 6 días de duración bajo 4 tratamientos, 3 con agregado de macrófitas: *Hydrocotyle bonariensis*, *Salvinia minima* y *Spirodela intermedia*; y un control (agua sin macrófitas). Se midieron las concentraciones de clorofila a, amonio, nitritos, nitratos, PRS, OD y DQO en el agua al iniciar y al finalizar el ensayo.

De manera de asegurar que la cantidad de biomasa fuese la misma en el inicio en todos los tratamientos, se utilizó el criterio de 50% de cobertura en cada unidad experimental y se reservó una muestra equivalente de cada especie para determinar el peso seco inicial. Tanto este como el peso seco final de la biomasa total en cada tratamiento se determinaron luego de la desecación a 60°C durante 48hs. Se calculó la tasa de crecimiento relativo (TCR) de las distintas macrófitas como:

$$TCR = (\ln B_f - \ln B_i) / \Delta t$$

donde B_f y B_i son biomasa final e inicial respectivamente, medidas en peso seco y Δt es la duración del bioensayo (Basílico *et al.*, 2013).

Análisis de datos

Se calcularon las tasas de remoción (%R) y de incremento (%I) de los distintos parámetros como:

$$\%R = 100 \times (V_i \times C_i - V_f \times C_f) / V_i \times C_i$$

$$\%I = 100 \times (V_f \times C_f - V_i \times C_i) / V_i \times C_i$$

donde V_i y V_f son los volúmenes iniciales y finales del agua en cada unidad y C_i y C_f son las concentración iniciales y finales de los parámetros a evaluar.

Se realizaron ANOVAs de un factor y test de Tukey para analizar las diferencias, entre las 2 campañas realizadas y entre los tratamientos para los distintos parámetros. En caso de no cumplirse los supuestos del ANOVA se realizaron pruebas no paramétricas (Kruskal Wallis). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa InfoStat.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan los resultados de uno de los muestreos realizado en otoño de 2013. La zona del arroyo San Francisco abarcada (Fig. 1) presenta un caudal y una velocidad de corriente muy baja (media= 0,084 ± 0,008 m/s), con estancamientos en algunos sectores e incluso mostrando cierto reflujos. Se midieron concentraciones elevadas de NID (media= 9,2 ± 0,9 mg/l), principalmente debido a la alta concentración de amonio, de DQO (media= 72 ± 8 mg/l) y de PRS (media= 3,5 ± 0,4 mg/l). Además se evidenció la presencia de contaminación microbiológica por los altos niveles de coliformes totales (media= 8000 ± 1000 UFC/ml) y de *E. coli* (media= 2200 ± 500 UFC/ml) encontrados. Excepcionalmente, en esta campaña se observaron altos niveles de OD de T2 a T5 (Tabla 1).

En la Fig. 2 pueden observarse los datos obtenidos en el estudio detallado del tramo posterior a la salida del entubamiento del A° San Francisco del 6/06/13. No se observó una recuperación natural del agua de los niveles de oxígeno disuelto luego de la salida del entubamiento ya que en todos los sitios muestreados las concentraciones son menores a la concentración de salida (Fig. 2,

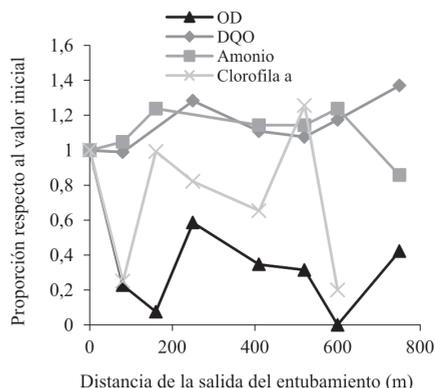


Figura 2. Variación espacial a lo largo del arroyo San Francisco, estandarizadas respecto a los valores de los parámetros en la salida del entubamiento. OD (oxígeno disuelto), DQO (demanda química de oxígeno). Campaña realizada el 6/06/13

Tabla 1. Parámetros físicos, químicos y microbiológicos medidos en la campaña del 14/06/13.

Parámetro	Punto de muestreo				
	T1	T2	T3	T4	T5
OD (mg/l)	1,59	6,78	8,85	7,42	7,41
pH	7,6	7,9	8	7,9	7,8
Temperatura (°C)	17,6	18,1	16,5	14,2	12,6
Conductividad (µS/cm)	780	850	780	850	830
Caudal (m³/s)	0,025	0,016	0,024	0,028	0,018
Vel. de corriente (m/s)	0,24±0,02	0,021±0,004	0,051±0,007	0,074±0,001	0,030±0,008
Amonio (mg/l N-NH ₃ ⁺)	10±2	6,3±0,2	6,2±0,7	8,5±0,4	5,3±0,9
Nitritos (mg/l N-NO ₂ ⁻)	0,270±0,005	0,338±0,004	0,297±0,005	0,193±0,009	0,139±0,001
Nitratos (mg/l N-NO ₄ ⁻)	1,6±0,2	1,27±0,04	0,93±0,04	0,93±0,04	0,83±0,04
NID (mg/l N)	12±2	7,9±0,2	7,4±0,7	9,6±0,4	9,3±0,9
PRS (mg/l PO ₄ ³⁻)	5±1	2,77±0,04	3,13±0,04	3,7±0,6	3,07±0,04
Clorofila a (mg/l)	0,056±0,009	0,057±0,005	0,051±0,009	0,042±0,003	0,051±0,002
DQO (mg/l)	94,3±0,4	57±3	63±5	83±6	63±2
DBO (mg/l)	6	8	14	24	12
Turbidez (NTU)	41,4±0,3	19,4±0,4	19,3±0,2	25,8±0,1	17,40±0,07
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	238±3	238±2	233,3±0,4	270±8	284±1
Dureza (mg/l)	14±21	129,3±0,4	135,7±0,8	151,7±0,4	145,3±0,8
Sulfatos (mg/l SO ₄ ⁻)	36,7±0,8	38±1	40,6±0,4	44,3±0,4	40,0±0,7
Cloruros (mg/l Cl ⁻)	56,0±0,5	51±1	58±3	62,3±0,7	59±1
Coli totales (UFC/ml)	10867±600	5200±400	5800±1020	8667±400	7267±900
<i>E. coli</i> (UFC/ml)	2733±500	800±300	1800±200	3467±600	2400±500

OD= oxígeno disuelto, NID= nitrógeno inorgánico disuelto, PRS= fósforo reactivo soluble, DQO= demanda química de oxígeno, DBO= demanda biológica de oxígeno, Valores informados como media ± EE (n=3) salvo para oxígeno disuelto, pH, conductividad, caudal y DBO que son valores únicos.

concentración inicial= 1,59 mg/l). El valor medio medido durante esta campaña (0,5 ± 0,1 mg/l) difiere significativamente (ANOVA, p< 0,05) y es mucho menor al medido durante la otra campaña (6 ± 1 mg/l) del otoño 2013. La carga orgánica (DQO, concentración inicial= 92 mg/l) y los niveles de amonio (concentración inicial= 10,5 mg/l) son similares a lo largo del tramo analizado por lo que no se observa una auto-depuración apreciable del mismo (Fig. 2). Si bien la concentración promedio de clorofila a es baja en el arroyo en esta época del año (Tabla 1), la misma presenta fluctuaciones en este tramo, que podrían deberse a la va-

riabilidad en la presencia de árboles en los márgenes que proyectan sombra sobre el arroyo (Fig. 2).

Respecto a los bioensayos realizados, se utilizaron muestras de agua correspondientes a la campaña del 14/06/13. Si bien los niveles de OD fueron excepcionalmente altos, continuó incrementándose en todos los tratamientos, sólo se halló un aumento significativamente menor en el tratamiento con *S. intermedia* (Tukey, p< 0,05). Las concentraciones iniciales y finales de los distintos parámetros medidos en los bioensayos se informan en la Tabla 2, utilizándose para los cálculos de

Tabla 2. Parámetros físicos, químicos y biológicos medidos al inicio y al final del bioensayo realizado en microcosmos.

Parámetro	Inicial	Tratamiento			
		Control	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	<i>Salvinia minima</i>	<i>Spirodela intermedia</i>
Oxígeno disuelto (mg/l)	7,42	14±2	10,3±0,9	11,0±0,4	8,9±0,5
pH	7,9	9,43±0,02	8,90±0,09	9,17±0,03	9,05±0,04
Conductividad (µS/cm)	850	703±22	687±40	579±20	683±28
Amonio (mg/l N-NH ₄ ⁺)	7,5±0,1	0,8±0,5	0,9±0,5	0,6±0,5	0,5±0,3
Nitritos + nitratos (mg/l N-NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻)	1,1±0,3	1,9±0,1	0,7±0,1	1,2±0,4	1,1±0,3
NID (mg/l N)	8,6±0,4	2,7±0,5	1,5±0,7	1,8±0,4	1,6±0,5
PRS (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	0,71±0,05	0,36±0,02	0,27±0,05	0,22±0,04	0,29±0,06
Clorofila a (mg/l)	0,06±0,01	0,6±0,1	0,12±0,02	0,42±0,06	0,15±0,02
DQO (mg/l)	6±3	130±9	70±10	100±3	68±7
DBO (mg/l)	8	24	19	26	24
Turbidez (NTU)	19,4±0,4	49±21	23±3	65±29	17±2
SST(mg/l)	17,9±0,2	105±29	33±5	91±19	39±11
TCR	-	-	0,21±0,02	0,020±0,001	0,05±0,01

NID= nitrógeno inorgánico disuelto, PRS= fósforo reactivo soluble, DQO= demanda química de oxígeno, DBO= demanda biológica de oxígeno, SST= sólidos en suspensión totales, TCR= tasa de crecimiento relativa. Valores informados como media ± EE (n=3) salvo para DBO y las medidas iniciales de oxígeno disuelto, conductividad y pH que son valores únicos.

remoción e incremento de cada parámetro. Se observó entre un 90 y 95% de remoción de amonio en todos los tratamientos. Los nitritos mostraron una remoción de entre 95-100 % en los tratamientos con macrófitas, siendo estos valores significativamente mayores que la remoción en el control (30%) (Kruskal Wallis, $p < 0,05$), con excepción de *S. intermedia* donde las diferencias no son significativas ($p > 0,05$). En cuanto a los nitratos, se observó más de un 100% de incremento en el control, entre un 35 y 50% de incremento en los tratamientos con *S. minima* y *S. intermedia* y una remoción del 15% en el caso de *H. bonariensis*. En el caso del PRS se observó entre un 50 y 70% de remoción en los distintos tratamientos siendo significativamente mayores los valores para *S. minima* y *H. bonariensis* (ANOVA, $p < 0,05$), sin encontrarse diferencias significativas entre ellos (Tukey, $p = 0,16$). En todos los casos se observó un aumen-

to del pH. En todos los tratamientos se observó un incremento superior al 100% en sólidos totales en suspensión, con excepción de *H. bonariensis* y *S. intermedia*, donde no se encontraron diferencias significativas respecto al valor inicial. Se observó un comportamiento similar en lo que respecta al aumento de la biomasa algal durante el bioensayo, el cual es significativamente menor en estos 2 tratamientos con respecto al resto (Fig. 3), encontrándose diferencias significativas respecto al valor inicial (Tukey, $p < 0,05$). Por último, la DQO siguió una tendencia similar al aumento de biomasa algal, la cual es significativamente mayor en el control y en *S. minima* respecto al inicial y los otros dos tratamientos (Tukey, $p < 0,05$; Fig. 4). La tasa de crecimiento relativo (TCR) fue significativamente mayor para *H. bonariensis* respecto a las otras 2 especies de macrófitas analizadas (Tabla 2, Tukey, $p < 0,05$).

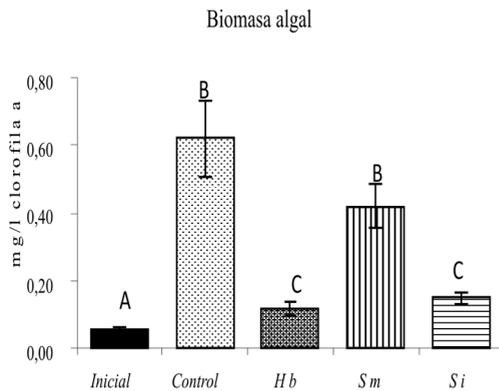


Figura 3. Variación de la biomasa algal en los distintos tratamientos (Hb= *Hydrocotyle bonariensis*, Sm= *Salvinia minima* y Si= *Spirodela intermedia*) medida como concentración de clorofila a. Las barras de error indican el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey $p < 0,05$) entre los tratamientos.

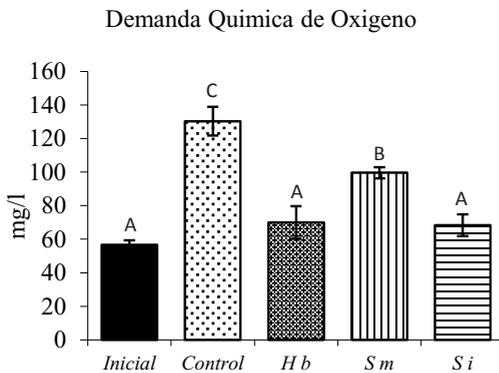


Figura 4. Variación en la demanda química de oxígeno en los distintos tratamientos (Hb= *Hydrocotyle bonariensis*, Sm= *Salvinia minima* y Si= *Spirodela intermedia*). Las barras de error indican el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey $p < 0,05$) entre los tratamientos.

DISCUSIÓN

En este trabajo se evaluó, por un lado, la capacidad de recuperación natural o auto-depuración de un tramo del Arroyo San Francisco a la salida de su entubamiento en la localidad de Claypole (a 2km aprox. de

su nacimiento), y por el otro, la capacidad de macrófitas nativas de remover el exceso de nutrientes y carga orgánica que presenta el mismo. Los resultados indican que el tramo del arroyo estudiado, por lo menos en las condiciones experimentales de nuestro estudio (otoño), presenta: 1) elevadas concentraciones de DQO, NID (en particular, amonio), DBO, PRS, y 2) una baja o nula capacidad de auto-depuración de los principales contaminantes (DQO, amonio), manteniendo niveles bajos de oxígeno disueltos luego de la salida del entubamiento. Por otro lado, los bioensayos realizados muestran que es posible lograr una remoción de niveles de amonio de hasta un 90-95% a partir de la utilización de plantas nativas que pueden crecer en el cauce del arroyo.

El grado de contaminación tanto de nutrientes y materia orgánica es similar a lo encontrado en otras cuencas del AMBA (Magdaleno *et al.*, 2001; Feijoó y Lombardo, 2007) proviniendo ésta mayormente de fuentes no-puntuales (Vilches *et al.*, 2011). La presencia de *E. coli* es indicadora de contaminación fecal debida a filtraciones de los pozos ciegos, los cuales generalmente en el barrio no se encuentran correctamente construidos, al igual que los pozos de agua de consumo, lo que genera un riesgo para la salud de la población (Taller de Aguas, 2009). Dichas filtraciones también contribuyen a aumentar los niveles de nutrientes (nitrógeno, fósforo y carga orgánica) en el cauce ya que tienen aportes de los desagües de las aguas grises de las casas, observándose ya un alto grado de contaminación desde el inicio del tramo en estudio. En ese sentido, no observamos un efecto pronunciado de descargas puntuales a lo largo del mismo, aunque no se puede descartar que tengan cierto grado de contribución al estado de contaminación presente.

Durante el primer muestreo realizado se encontró que el agua del arroyo tenía nive-

les elevados de OD, aunque también elevados niveles de DQO, DBO y nutrientes en el arroyo. Sin embargo, durante el 2do muestreo y otra campaña realizada en el mes de junio (Efron *et al.*, 2013) se encontraron niveles muy bajos de OD (incluso llegando a anoxia) en casi toda la extensión analizada. En base a esto y a otros resultados (Taller de Aguas, 2010) en donde también los niveles fueron bajos, inferimos que las condiciones encontradas durante el primer muestreo no fueron las condiciones normales para la época. Si bien se tuvo el cuidado de no muestrear en las 48 hs posteriores a una lluvia, el muestreo se realizó 72hs después de una importante lluvia (18mm), por lo que es posible que ese tiempo no haya sido suficiente para recuperar las condiciones de estacionalidad propias del arroyo.

La capacidad de auto-depuración del arroyo tanto por procesos biológicos como físico-químicos de retención, puede considerarse despreciable. En las condiciones de trabajo, es decir con bajos niveles de biomasa algal y una muy baja proporción de plantas acuáticas (menor al 1% en todo el tramo, con sectores de hasta 10-15% a través de una estimación visual), la capacidad de auto-depuración queda notablemente reducida. La capacidad de retención de los sedimentos puede estar probablemente saturada por los elevados niveles de nitrógeno y fósforo encontrados (McColl, 1974). Esto es consistente con diversos estudios que muestran que los arroyos urbanizados poseen una menor capacidad de depuración en comparación a ríos o arroyos en condiciones más prístinas (Walsh, 2000; Paul y Meyer, 2001). Estos resultados son preliminares y sirven de base para futuros estudios con un mayor rango temporal para obtener una mayor representatividad de lo que ocurre en el cuerpo de agua, y que analicen en detalle aspectos claves de los procesos de auto-depuración como el ciclado de nutrientes,

la capacidad de retención de los sedimentos, la presencia de comunidades biológicas que puedan producir transformaciones biogeoquímicas de estos contaminantes y el aporte de las descargas domésticas sobre el tramo en estudio, entre otros.

En lo que respecta a los bioensayos, en todos los tratamientos se observó un aumento del oxígeno disuelto, debido al intercambio de oxígeno entre los tejidos aéreos y las raíces (Reddy *et al.*, 1990) y por la fotosíntesis del fitoplancton. Se realizaron regresiones parciales para analizar por separado el efecto de las macrófitas y las algas sobre el aumento del oxígeno disuelto, pero no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos.

Se observaron incrementos notorios de DQO y de biomasa algal determinada a partir de la medición de clorofila a, en el control y en el ensayo con *S. minima* respecto de los valores iniciales. Este resultado debería ser tenido en cuenta a la hora de planificar el tratamiento de restauración del tramo de arroyo.

En todos los tratamientos se encontraron altas remociones de amonio, posiblemente porque ésta es la principal especie del nitrógeno que absorben las plantas (Caicedo *et al.*, 2000; Taiz y Zeiger, 2006). Por otro lado, el aumento del pH crea las condiciones óptimas para la volatilización del amonio (Basilico *et al.*, 2013). Nuestros resultados son consistentes con el hecho que las macrófitas pueden absorber grandes cantidades de nutrientes del agua y convertirlos en biomasa por el proceso de fotosíntesis (Biudes y Camargo, 2008). Analizando todos los nutrientes en su conjunto, podemos decir que la *H. bonariensis* sería la macrófita más eficiente en este sistema para la remoción de los mismos, ya que es la única que presentó una remoción neta de nitratos (en el resto hubo incrementos) y tuvo una de las remociones más altas de PRS. Sin

embargo, otros autores han detectado que la asimilación de fósforo es de corto plazo ya que rápidamente es liberado nuevamente al ambiente (Patel y Kanungo, 2010). Además Reddy *et al.* (1995) observaron un 80% de liberación de fósforo en 15 días para *Hydrocotyle sp.* La duración de nuestro ensayo fue de 6 días por lo que este efecto no pudo verificarse, pero es importante tener en cuenta esta característica de la dinámica del fósforo al momento de poner en práctica la restauración en el arroyo. Por otro lado, en los tratamientos con *H. bonariensis* se observaron menores tasas de crecimiento algal y menor aumento de DQO. Asimismo, fue la macrófita que tuvo una TCR significativamente mayor que el resto. Además, es la única macrófita de las halladas que en su ambiente natural se encuentra arraigada al sedimento, lo cual en un sistema lótico representa una ventaja, ya que es menos susceptible a los cambios en el caudal y corre menos riesgo de ser arrastrada por la corriente. Esto se observa en otros estudios donde macrófitas arraigadas tienen mayor riqueza específica que las flotantes y sumergidas en los arroyos pampeanos. En particular, *Hydrocotyle sp. L.* se encuentra entre las más frecuentes en los arroyos pampeanos (Feijó y Lombardo, 2007). Por estos motivos creemos que de este primer ensayo se desprende como recomendación utilizar principalmente *H. bonariensis* en el arroyo San Francisco para disminuir la carga de nutrientes, evitando el aumento de DQO y de biomasa algal. Se planea analizar el efecto de ésta y otras macrófitas arraigadas en agua del arroyo bajo las condiciones de estacionalidad descriptas (bajo OD) y teniendo especial cuidado en minimizar el crecimiento algal durante los ensayos.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, M., L. Proia, A. Ruggiero, F. Sabater y A. Butturini. 2010. A comparison

- between pulse and constant rate addition as methods for the estimation of nutrient uptake efficiency in-streams. *Journal of hydrology*, 388: 273-279.
- APHA-AWWA-WEF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th Edition.
- Atlas Ambiental de Buenos Aires. 2010. <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/>.
- Basilico, G., L. de Cabo y A. Faggi. 2013. Impacts of composite wastewater on Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in bath reactors. *Journal of Environmental Management*, 115: 53-59.
- Bertoni, J.C. 2004. Inundaciones Urbanas en Argentina. Ed. GWP-SAMTAC. Córdoba, Argentina.
- Biudes, J.F.V. y A.F.M. Camargo. 2008. Estudos dos fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 7-19.
- Brookes, A. y F.D. Shields (eds.). 1996. River channel restoration: guiding principles for sustainable projects, Chichester, Wiley, 433 pp.
- Caicedo, J.R., N.P. Van der Steen, O. Arce y H.J. Gijzen. 2000. Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela polyrrhiza*). *Water Research*, 34: 3829-3835.
- Calow, P. y G.E. Petts. 1992. The river handbook. Vol. II. Backwell Scientific Publications, 536 pp.
- Castañé, P.M., M.G. Rovedatti, M.L. Topalián, y A. Salibián. 2006. Spatial and temporal trends of physicochemical parameters in the water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Environmental monitoring and assessment*, 117(1-3): 135-144.
- Clarke, S.J. 2002. Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and

- nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography*, 26(2), 159-172.
- Desmet, N., S. Ballegheem, P. Seuntjens, E.T. Bouman, K. Buis y P. Meire. 2008. Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 479-489.
- Dhote, S. 2007. Role of macrophytes in improving water quality of an aquatic ecosystem. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 11: 133-135.
- Dhote, S. y S. Dixit. 2007. Water quality improvement through macrophytes: a case study. *Asian Journal of Experimental Sciences*, 21: 427-430.
- Di Marzio, W.D., M. Sáenz, J. Alberdi, M. Tortorelli y G. Silvana. 2005. Risk assessment of domestic and industrial effluents unloaded into a freshwater environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3): 380-391.
- Efron, S.T., J. Aquino, L. de Cabo, M. dos Santos Afonso y M. Graziano. 2013. Caracterización y estrategias de restauración de un arroyo urbano. VII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP). 19 y 20 de Septiembre de 2013, Río Cuarto (Córdoba).
- Elosegi, A., X. Arana, A. Basaguren y J. Pozo. 1995. Self-purification processes along a medium-sized stream. *Environmental Management*, 19(6): 931-939.
- Eriksson, E., K. Auffarth, M. Henze y A. Ledin. 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban water*, 4(1): 85-104.
- Feijoó, C.S. y R.J. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41(7): 1399-1410.
- Fernández Cirelli, A. y C. Ojeda. 2008. Wastewater management in Greater Buenos Aires, Argentina. *Desalination*, 218(1): 52-61.
- Fernández, L. y A.C. Herrero. 2008. De los ríos no me río: diagnóstico y reflexiones sobre las cuencas metropolitanas de Buenos Aires. Ed. Temas Grupo Editorial.
- Gordon, N.D., T.A. McMahon y B.L. Finlayson. 1994. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Ed. John Wiley & sons, Chichester.
- Heidenwag, I., U. Langheinrich y V. Luederitz. 2001. Self-purification in upland and lowland streams. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 29(1): 22-33.
- Instituto Nacional de Investigación del Medio Ambiente Provincia de Sønderjylland, Dinamarca. 1997. *Restauración de Ríos y Arroyos – Experiencias y ejemplos de Dinamarca*.
- Lichtenthaler, H.K. 1987. Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic membranes. *Methods in Enzymology*, 148: 350-382.
- Magdaleno, A., A. Puig, L. De Cabo, C. Salinas, S. Arreghini, S. Korol, S. Bevilacqua, L. López y J. Moreton. 2001. Water pollution in an urban Argentine river. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 67(3): 0408-0415.
- McCull, R.H.S. 1974. Self-purification of small freshwater streams: phosphate, nitrate and ammonia removal. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 8(2): 375-388.
- Patel, D.K. y V.K. Kanungo. 2010. Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L: a tiny aquatic plant) in the removal of pollutants from domestic wastewater with special reference to nutrients. *The Bioscan*, 5: 355-358.

- Paul, M.J. y J.L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 333-365.
- Purcell, A., C. Friedrich y V. Resh. 2002. An assessment of a small urban stream restoration project in Northern California. *Restoration Ecology*, 10 (4): 685-694.
- Reddy, K.R., E.M. D'Angelo y T.A. DeBusk. 1990. Oxygen transport through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment. *Journal of Environmental Quality*, 9: 261-267.
- Reddy, K.R., O.A. Diaz, L.J. Scinto y M. Agami. 1995. Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin. *Ecological Engineering*, 5: 183-207.
- Riis, T., R. Schultz, H.M. Olsen y C.K. Katborg. 2009. Transplanting macrophytes to rehabilitate streams: experience and recommendations. *Aquatic Ecology*, 43(4): 935-942.
- Rodríguez Capítulo, A., N. Gómez, A. Giorgi y C. Feijoó. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657(1): 53-70.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos. 2006. *Humedales de la República Argentina*. Buenos Aires, Argentina.
- Taiz, L. y E. Zeiger. 2006. Assimilation of mineral nutrients. En: Taiz, L. y E. Zeiger (eds.). *Plant physiology*, fourth edition. Sinauer Associates. Sunderland, USA: 289-314.
- Taller de Aguas. 2009. Informe Relevamiento de la calidad del agua para consumo humano en Barrios del Gran Bs. As., Estudio de la calidad del agua de consumo en el barrio Mariano Moreno y alrededores de Claypole (Partido de Almirante Brown). Facultad de ciencias Exactas y Naturales, UBA, 39 pp.
- Taller de Aguas. 2010. Informe Determinación de la calidad del agua del Arroyo San Francisco (Pdo de Almirante Brown, Pcia. De Buenos Aires). Facultad de ciencias Exactas y Naturales, UBA, 24 pp.
- Vilches, C., A. Giorgi, M. Mastrángelo y L. Ferrari. 2011. Non-point Contamination Homogenizes the Water Quality of Pampean Streams. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 87(2): 147-151.
- Walsh, C.J. 2000. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia*, 431(2): 107-114.
- World Resources Institute. 2005. *Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua*. Informe de Síntesis. En: *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio*. Washington, DC.
- Zhao, F., S. Xi, X. Yang, W. Yang, J. Li, B. Gu y Z. He. 2012. Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. *Ecological Engineering*, 40: 53-60.