

La capacidad de autodepuración de un arroyo urbano y la pérdida de servicios ecosistémicos

MAURICIO PICCININI¹; MARINA TAGLIAFERRO²; VIRGINIA POZZOBON³; EDUARDO ZUNINO³
& ADONIS GIORGI^{3,4}✉

¹ Municipalidad de Luján. Luján, Buenos Aires, Argentina. ² Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET). ³ Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) (CONICET-UNLu). ⁴ Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján.

RESUMEN.

1. Todos los arroyos, incluso los muy transformados, conservan parte de su capacidad para brindar servicios ecosistémicos. El arroyo Salgado es urbano; se ubica en la ciudad de Lobos y está canalizado para evitar inundaciones y promover un rápido escurrimiento de sus aguas. En su tramo medio recibe el desagüe del efluente tratado de la ciudad.

2. Se analizó su capacidad de depuración mediante dos métodos aplicados en dos tramos contiguos. Un método consideró el efluente de la planta depuradora como una adición continua de nutrientes, estableciendo estaciones aguas abajo para analizar la posibilidad de retención de esos materiales y de autodepuración del arroyo. El otro método adicionó agua del efluente cloacal con una bomba peristáltica; después de que toda la masa de agua estuvo mezclada y estabilizada, se tomaron muestras aguas abajo para evaluar la capacidad de absorción de nutrientes y de retención de otros materiales. En ambos casos se usaron métricas para estimar la longitud de la espiral de nutrientes como medida de capacidad de autodepuración de fosfatos, nitratos, amonio y material particulado.

3. En los casos en que se pudo estimar la longitud de la espiral, esta resultó hasta 15 y 20 veces menor aguas arriba de la planta depuradora.

4. La eficiencia y la velocidad de captación también disminuyeron aguas abajo.

5. Estas diferencias se atribuyen a la intensidad y la persistencia del impacto luego de la depuradora.

6. Implicancias. El canal sigue funcionando como un arroyo —al menos parcialmente— y brindando el servicio de autodepuración de las aguas, aunque con menor eficiencia. La diferencia entre la capacidad de retención en cada uno de los tramos se puede considerar un modo de dimensionar la pérdida del servicio ecosistémico de autodepuración aguas debajo de una fuente puntual de contaminación.

[Palabras clave: servicios ecosistémicos, autodepuración, arroyo urbano, contaminación puntual]

ABSTRACT. The self-purification capacity of an urban stream and the loss of ecosystem services.

1. All streams, even those highly transformed, retain some of their capacity to provide ecosystem services. The Salgado stream is an urban stream located in the city of Lobos; it is channelled to prevent flooding and promote faster flow of its waters. In its middle section, this stream receives the drainage of treated effluent from the city.

2. Its purification capacity was analysed using two methods, applied in two adjacent reaches. In one approach, the wastewater treatment plant effluent was considered a continuous addition of nutrients, and stations were established downstream to analyse the potential for retention of these materials and the self-purification of the stream. In the other approach, sewage effluent was added using a peristaltic pump. After the entire water body was mixed and stabilised, samples were taken downstream to evaluate the nutrient uptake and the retention capacity of other materials. In both cases, metrics were used to estimate the length of the nutrient spiral as a measure of self-purification capacity for phosphates, nitrates, ammonium and particulate matter.

3. In cases where the spiral length could be estimated, it was up to 15 and 20 times shorter upstream of the wastewater treatment plant.

4. The efficiency and capture rate also decreased downstream.

5. These differences are attributed to the intensity and persistence of the impact after the wastewater treatment plant.

6. Implications. The canal continues to function —at least partially— as a stream, providing the self-purification service, although with reduced efficiency. The differences in retention capacity in each section can be considered a way of measuring the loss of the self-purification ecosystem service downstream of a point source of pollution.

[Keywords: ecosystem services, self-depuration, urban stream, point pollution]

INTRODUCCIÓN

Cada río o arroyo tiene una capacidad de autodepurar sus aguas; es decir, de retrotraer el sistema a una situación previa al ingreso de las sustancias contaminantes, sobre todo si estas son biodegradables o bioaprovechables. Este servicio ecosistémico se mantiene aun en ambientes con altos niveles de eutrofia (García et al. 2017).

Según Branco (1984), la depuración es obra de los propios recursos del cuerpo de agua, por lo cual se la designa autodepuración. Heindenwag et al. (2001) entienden que la autodepuración incluye procesos bioquímicos (e.g., la asimilación de las sustancias orgánicas y de los nutrientes en el agua por parte de bacterias, plantas y animales), procesos físicos (e.g., dilución y mezclado) y procesos hidroquímicos (e.g., hidrólisis). Smith y Smith (2001) sostienen que los arroyos pueden autodepurarse de forma natural por la descomposición de la materia orgánica a través de la actividad bacteriana. El tiempo requerido para la autodepuración depende del grado de contaminación y de las características del arroyo. Por otro lado, Palmeri (2002) dice que la posibilidad de soportar una carga adicional de materia orgánica se relaciona fundamentalmente con la capacidad homeostática del sistema, asociada a la biodiversidad de las comunidades que intervienen en la filtración y depuración de las aguas. De acuerdo con las menciones anteriores, se puede considerar que un curso de agua es capaz de soportar una carga adicional de materia orgánica o nutrientes dependiendo de su caudal, de las características naturales del curso y de su historia. La capacidad de autodepuración es un parámetro clave que describe su funcionamiento. Los arroyos transformados por actividades antrópicas continúan desempeñando diversas funciones ecosistémicas (e.g., provisión de hábitat para ciertas especies), por lo cual se puede esperar que también mantengan —al menos de manera parcial— el servicio ecosistémico de autodepuración.

El modelo de espirales de nutrientes de Newbold et al. (1981) representa al ciclo de los nutrientes en su recurrencia aguas abajo según el eje longitudinal del curso de agua. Cada vuelta de la espiral representa un ciclo y consta de tres compartimientos. A cada uno de ellos le corresponde una distancia en dicho eje: 1) S_w =distancia que recorre el nutriente libre en la columna de agua; 2) S_p =distancia que recorre el nutriente como partícula en

un organismo planctónico, por ejemplo, y 3) S_c =distancia que recorre el nutriente como parte de un consumidor. La suma de las tres distancias es la distancia total de la espiral (S). A S_w se la denomina distancia de retención o asimilación, y representa la mayor parte de la longitud de S ; a S_p y S_c se las designa conjuntamente distancia de retorno porque finalizado el ciclo, el nutriente retorna libre a la columna de agua. Ese camino teórico es el que deberían recorrer la materia orgánica y los nutrientes que ingresan al curso de agua por efluentes. En el caso de ambientes con una entrada constante de un efluente, se puede calcular una S_{net} (longitud neta del espiral) que es asimilable, en este caso, a la longitud de la espiral en agua (Haggard et al. 2005).

Nuestro objetivo general fue evaluar el efecto del efluente de una planta depuradora sobre la capacidad de depuración de un arroyo modificado morfológicamente. En ese contexto, los objetivos específicos fueron a) evaluar experimentalmente la capacidad de un arroyo modificado morfológicamente para autodepurar sus aguas frente al vertido ocasional de un efluente de una planta depuradora, y b) estimar en una situación real el efecto que produce el vertido constante del efluente en el arroyo sobre la capacidad de autodepuración.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El partido de Lobos (Figura 1) está en la provincia de Buenos Aires, entre las RN41 y la RP202, a 100 km de la ciudad de Buenos Aires. Se ubica en la Región Pampeana, en la llamada Pampa Deprimida. Su población es ~36000 habitantes y es parte de la cuenca del río Salado. La laguna de Lobos es una de sus principales atracciones turísticas (INDEC 2008), históricamente alimentada por el arroyo Las Garzas, cuyo último tributario es el arroyo Salgado. Debido a la carga contaminante que transporta por este último, en los '90 se desvió el cauce para que la carga no ingresara al arroyo Las Garzas y, por lo tanto, a la laguna. Su caudal se derivó al arroyo Muñiz, afluente de la cañada del Toro. La contaminación del arroyo Salgado se atribuye sobre todo a la descarga de efluentes cloacales provenientes de la ciudad de Lobos (Dangavs 1991). Sin embargo, en la actualidad existe un establecimiento frigorífico ~1000 m aguas abajo de la planta depuradora.



Figura 1. Área de estudio. Se indican los sitios de muestreo y experimentación, la ciudad de Lobos y su laguna. Ubicación de la planta depuradora: 35°11'28.69" S - 59°06'20.70" O.

Figure 1. Study area. Sampling and experimentation sites, the city of Lobos and its lake are indicated. Location of the sewage treatment plant: 35°11'28.69" S - 59°06'20.70" W.

Diseño metodológico y toma de muestras

Para cumplir los objetivos se estimó la distancia de procesamiento de materia orgánica particulada y nutrientes inorgánicos disueltos en el arroyo Salgado, antes y después de la descarga de efluentes de una planta depuradora de líquidos cloacales domiciliarios. Se estudiaron durante muestreos realizados dos días consecutivos en la primavera de 2016, en dos segmentos contiguos aguas arriba y abajo del punto de descarga de los efluentes de la planta depuradora. Esta planta tiene tratamiento primario y secundario, pero no para captar nutrientes (Figura 1). El segmento o tramo ubicado después de la planta depuradora se utilizó para evaluar el efecto real de la descarga de la planta depuradora sobre la capacidad de autodepuración del arroyo. En el segmento ubicado aguas arriba de la descarga de la planta depuradora se evaluó de manera experimental la capacidad de autodepuración.

La metodología aplicada se basó en Gordon et al. (1992) para las estimaciones de caudal, en Hauer y Lamberti (1995) para las adiciones

en la situación experimental, y en Acuña (2002) para tomar las muestras. Las métricas de captación de nutrientes se calcularon de acuerdo con lo propuesto en Stream Solute Workshop (1990).

Primera parte: situación real

1) Se definió un tramo del arroyo de 150 m de longitud, donde se establecieron 6 puntos de muestreo: -50, 0, 25, 50, 75 y 100 m. El punto 0 fue el sitio de vuelco y mezcla en el arroyo del efluente de la planta depuradora de líquidos cloacales de la ciudad de Lobos. Además, se tomaron muestras del efluente en la salida de la planta depuradora. 2) En cada punto de muestreo se tomaron muestras por duplicado para analizar sólidos suspendidos totales (SST), fósforo reactivo soluble (PRS), amonio (NH_4^+) y nitratos (NO_3^-); también una muestra para analizar demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y una muestra para análisis bacteriológico. Todas las muestras se tomaron utilizando recipientes limpios. Las muestras del arroyo se tomaron desde la ribera mediante un recipiente adherido a una vara telescópica

que nos permitió coleccionar las muestras del centro del cauce evitando la resuspensión de sedimentos del fondo. A continuación, se determinó pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto in situ utilizando una multisonda Hach HQ40. Al finalizar, se estimó el caudal del efluente de la planta depuradora vertido al arroyo en ese momento. 3) Se realizó una estimación de la velocidad del agua y del área de la sección transversal para poder estimar el caudal en tres sitios (100, 50 y -50 m) de acuerdo con el método de velocidad-área (Gordon et al. 1992). La velocidad del agua se estimó con un velocímetro marca SchiltKnecht MiniAir 20, mientras que el área de la sección transversal se calculó midiendo el ancho mojado en ese punto y la profundidad cada 20 centímetros. De acuerdo con el caudal estimado, se calcularon las cargas de los materiales transportados y liberados diariamente por el efluente cloacal. El caudal de la planta depuradora se estimó a partir del método volumétrico midiendo el tiempo de llenado de un recipiente de 200 L de modo de poder calcular el volumen del efluente liberado por segundo. 4) Las muestras se filtraron en el laboratorio mediante filtros GF/C de 0.7 μm (secos y pre-pesados). Se estimó la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) a partir del volumen filtrado y el peso de los filtros con el material retenido y secado en estufa a 60 °C. Para evaluar el porcentaje de materia orgánica de los SST, se determinó la pérdida de peso por ignición en mufla a 480 °C. A partir del líquido filtrado se estimaron las concentraciones en mg/L de PRS (mg P-PO_4^{-3}), usando el método del ácido ascórbico; NH_4^+ (mg N-NH_4^+), utilizando el método de indofenol y NO_3^- (mg N-NO_3^-) mediante reducción por columna de cadmio. Por otro lado, en las muestras sin filtrar se realizaron determinaciones de DBO_5 y coliformes termo tolerantes. En todos los casos se siguieron las técnicas detalladas en APHA (2005). 5) Teniendo como guía tres transectas transversales realizadas en los metros 25, 50 y 75 de cada uno de los tramos, se completaron planillas con las características del hábitat relevando el tipo y cobertura de vegetación acuática y algas del bentos presente mediante unidades areales de 0.40 m de lado que cubrieron completamente el largo de las transectas. Las mismas variaron de acuerdo al ancho del arroyo (entre 3 y 7 m). El relevamiento se realizó luego de la medición de variables in situ y la toma de muestras de agua para evitar alteraciones como consecuencia de la resuspensión de

sedimentos del fondo. Si bien es una medida complementaria sirvió para estimar qué porcentaje de algas o plantas se encontraron en el tramo y poder relacionar la depuración con ese porcentaje. En este tramo, también se tomaron muestras de algas del bentos (epipelon) y algas filamentosas o plantas presentes en un área conocida y se llevaron al laboratorio donde se secaron con estufa a 60 °C para determinar el peso seco y posteriormente se calcinaron en mufla para determinar el peso orgánico por diferencia entre el peso seco y el residuo final. En resultados se mencionan los porcentajes de cobertura de vegetación acuática y de algas del epipelon.

Segunda parte: situación experimental

1) Se definió un tramo del arroyo de 100 m de longitud aguas arriba del sitio de vuelco del efluente cloacal y se establecieron seis puntos de muestreo: -20, 0, 20, 40, 60 y 80 m. El punto 0 fue el sitio de mezcla de las adiciones realizadas en el arroyo. El efluente de la planta depuradora se colectó en el lugar de descarga al arroyo utilizando un tanque plástico de 200 L. Después se utilizó una bomba peristáltica mediante la que el efluente colectado se agregó al arroyo en el punto 0 con un caudal aproximado de 80-100 mL/minuto. Luego del tiempo estipulado para que se estableciera el flujo estacionario; es decir: cuando se alcanzó el plateau de conductividad, se procedió a la toma de muestras en el centro del cauce de los seis sitios de muestreo del arroyo y del efluente cloacal. 2) Del mismo modo que en la situación real, se procedió a tomar y tratar las muestras de los puntos establecidos. En esta situación no se tomaron muestras para determinar DBO_5 ni bacterias coliformes. 3) Se estimó el caudal del tramo mediante el método de la adición de sales (Gordon et al. 1992). Para ello, se preparó una solución de NaCl (concentración: 25 g/L). Se determinó la conductividad eléctrica de dicha solución madre y del agua del arroyo al final del tramo. Se volcó la solución salina al inicio del tramo y se registraron las variaciones de conductividad al final del tramo a intervalos de 30 segundos. A partir de esos valores se realizó posteriormente una curva de variación de conductividad en el tiempo mediante la cual se calculó la velocidad del agua y el caudal con la siguiente ecuación:

Caudal (L/s) = Conductividad de la solución madre * volumen adicionado / área de la curva de variación de conductividad en función del tiempo

Ecuación 1

Tercera parte: cálculo de las métricas de autodepuración en ambas situaciones

Al ingresar el efluente en el arroyo se producen procesos físicos (dilución), químicos (precipitación) y biológicos (asimilación biológica, nitrificación, desnitrificación) que pueden reducir las concentraciones de contaminantes. Para separar el efecto de dilución de los procesos de retención bióticos y químicos se emplea el factor dilución registrado en la variación de conductividad, de forma que solo queda la variación del nutriente o la de materia orgánica asociada a procesos de retención químicos y biológicos. Por ello, para determinar la retención de cada nutriente en ambas situaciones, se procedió de la siguiente manera: a) se obtuvo la concentración normalizada (CN) del nutriente en cada punto. Esto se consiguió restando a la concentración hallada (Cx) su concentración basal (Cb), que se estimó en el sitio previo al ingreso del efluente cloacal, antes de la adición de nutrientes. Luego, se dividió esta diferencia por la variación en la conductividad (lo cual corrige el efecto de dilución).

$$CN = (Cx - Cb) / \Delta C \quad \text{Ecuación 2}$$

b) Se representó en un gráfico de dispersión, al logaritmo natural de la concentración normalizada del nutriente en función de la distancia. Estos serían los valores estandarizados de las concentraciones obtenidas. (c) Se obtuvo de la representación anterior una recta de regresión, cuya pendiente indica la tasa de captación del tramo, y su inversa es la distancia de retención Sw (también llamada eficiencia de retención según Stream Solute Workshop [1990]). d) Además, se determinó la capacidad de retención U y el coeficiente de transferencia de masa Vf, según Stream Solute Workshop (1990).

Para cada una de las variables determinadas en el agua se estimaron la longitud de la espiral en agua (Sw) y dos métricas asociadas que se describen a continuación y que se utilizan para comparar con resultados de ríos o arroyos de distintos tamaños y caudales. La capacidad de retención es una estimación de la capacidad de retener nutrientes de acuerdo con las concentraciones basales de cada cuerpo de agua. La ecuación es:

$$U \text{ (mg/m}^2\text{.s)} = Cb * Q / Sw * A \quad \text{Ecuación 3}$$

donde Cb (mg/L) es la concentración basal, Q (L/s) es el caudal medio, Sw (m) es la distancia de retención y A (m) es el ancho medio del tramo. El coeficiente de transferencia de masa, Vf (cm/s), es una estimación de la velocidad con que un elemento es extraído de la columna de agua por el compartimento bentónico, tanto plantas como algas y bacterias del bentos, que es el principal responsable de la actividad biológica de los cursos de agua.

$$Vf = V * P / Sw \quad \text{Ecuación 4}$$

donde V (cm/s) es la velocidad media de la corriente, P (m) es la profundidad media del tramo y Sw (m) es la distancia de retención.

RESULTADOS

Situación real

Las concentraciones de nutrientes, bacterias coliformes termotolerantes, DBO₅, SST y materia orgánica suspendida aumentaron en el sitio de vuelco del efluente en comparación con el tramo situado aguas arriba. Aguas abajo del punto de vuelco del efluente, los valores de todas las variables disminuyeron, con excepción de los SST y materia orgánica suspendida, que se mantuvieron relativamente

Tabla 1. Variables registradas in situ antes y después de la planta depuradora.

Table 1. Variables recorded in situ before and after the treatment plant.

Sitios	Distancia a depuradora (m)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS/cm)	pH	Oxígeno disuelto (mg/L)	Saturación de oxígeno (%)
1	-50	11.8	3478	8.16	6.68	65.9
2	0	17.2	1897	7.87	7.19	75.6
3	25	15.6	2400	8.00	7.97	81
4	50	14.4	2436	7.99	7.60	77
5	75	15.4	2437	7.98	7.44	76.2
6	100	15.2	2444	7.88	7.47	75.5

constantes (Tabla 2). El caudal medio estimado para el tramo fue 78 (DS 4) L/s. Su profundidad media fue 0.15 (DS 0.05) m; el ancho medio, 4.90 (DS 2.4) m, y la velocidad, 0.105 (DS 0.08) m/s. El ingreso de agua por el efluente se estimó en 30 L/s. Si consideramos los valores a nivel carga diaria de contaminantes, se observa un ingreso diario de altas cantidades de materia orgánica, fósforo y nitrógeno desde el cloacal que afecta en forma constante al arroyo (Tabla 3). En el tramo se registraron 6 géneros de hidrófitas: *Potamogeton*, *Ludwigia*, *Eleocharis*, *Schoenoplectus*, *Bacopa* y el alga *Cladophora*. Las plantas cubrieron el 7% en el tramo donde se analizó la situación real, mientras que el área de algas del bentos (epipelón) —desarrolladas en zonas sin plantas— ocupó el 93% restante. La biomasa de las plantas fue más alta que la del epipelón. La biomasa de plantas fue 13.5 g peso seco/m², mientras que el epipelón presentó una biomasa de 0.24 g peso seco/m². La distancia de absorción o retención de materiales (*Sw*) fue mayor para el fósforo y menor para el amonio (Figura 2a-d). Si bien en todos los casos que se pudo realizar el ajuste a una recta se estimó la pendiente, en algunos de ellos, el R² resultó bajo. De todos modos, fue considerado para poder realizar los cálculos de las métricas correspondientes. Pese a ello, en el caso de nitratos en la situación real, el *Sw* no se pudo determinar, ya que no se

detectaba absorción ni retención; ello significa que los nitratos son exportados del tramo. En las Tablas 1 y 2 se muestran los valores de las variables registradas in situ y en laboratorio, respectivamente, en los tramos aguas arriba y aguas abajo de la planta depuradora.

Situación experimental

El caudal promedio estimado fue 36 (DS 1) L/s; la profundidad media, 0.11 (DS 0.6) m; el ancho medio, 2.04 (DS 0.25) m, y la velocidad, 0.16 (DS 0.11) m/s. En este caso, la cobertura vegetal fue 21%, y la del epipelón, 79%. La biomasa de plantas fue 65.75 g peso seco/m², mientras que el epipelón presentó una biomasa de 16.25 g peso seco/m². En la Tabla 4 se muestran los resultados de nutrientes y material particulado en suspensión una vez que se alcanzó el flujo estacionario; es decir, cuando se alcanzó el plateau de conductividad.

Los resultados obtenidos indican que la distancia de retención del fósforo es la más larga mientras que la de materia orgánica es la más corta (Figura 3 a-d). En la materia particulada inorgánica no se pudo estimar el *Sw*, ya que no se registró una disminución de materia inorgánica suspendida en los sitios muestreados aguas debajo de la adición.

Tabla 2. Valores de concentración registrados en laboratorio para variables físicas, químicas y microbiológicas. 1 a 6: sitios de muestreo. Cloacal: efluente de la planta depuradora. Se indican valor medio y desvío estándar entre paréntesis. SST indica sólidos suspendidos totales.

Table 2. Concentration values recorded at the different sites for physical, chemical and microbiological variables. 1 to 6: sample sites. Cloacal: sewage treatment plant effluent. Mean value and standard deviation are indicated in parentheses. SST indicates total suspended solids.

Sitios	Distancia al efluente (m)	SST (g/L)	Materia orgánica particulada (g/L)	Materia inorgánica particulada (g/L)	PRS (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	NH ₄ ⁺ (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	NO ₃ ⁻ (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	DBO (mg O ₂ /L)	Coliformes (NMP/100 mL)
1	-50	0.007 (0.001)	0.005 (0.002)	0.002 (0.002)	0.27 (0.02)	0.518 (0.008)	3.95 (0.007)	10	240
2	0	0.019 (0.007)	0.013 (0.002)	0.005 (0.0007)	1.10 (0.07)	1.447 (0.112)	5.4 (0.28)	70	>110000
3	25	0.021 (0.006)	0.015 (0.004)	0.006 (0.004)	0.83 (0.00)	1.106 (0.160)	4.55 (0.21)	50	>110000
4	50	0.018 (0.004)	0.014 (0.005)	0.005 (0.002)	0.82 (0.01)	1.072 (0.008)	4.5 (0.14)	35	>1100
5	75	0.020 (0.002)	0.013 (0.005)	0.007 (0.002)	0.81 (0.01)	1.282 (0.327)	5.0 (0.00)	35	>1100
6	100	0.016 (0.004)	0.013 (0.002)	0.003 (0.002)	0.79 (0.01)	1.152 (0.163)	4.7 (0.14)	35	>1100
Cloacal	0	0.0103 (0.001)	0.100 (0.09)	0.3 (0.01)	4.1 (0.1)	10.03 (0.5)	10.05 (1.00)	650	>1100

Tabla 3. Carga diaria eliminada por el efluente de la planta depuradora y transportada por el arroyo Salgado en forma previa al ingreso del efluente.

Table 3. Daily load eliminated by the effluent from the treatment plant and transported by the Salgado stream before the effluent input.

	SST (kg/día)	MO (kg/día)	MI (kg/día)	PRS (kg/día)	Amonio (kg/día)	Nitratos (kg/día)
Depuradora	69.41 (6.74)	673.92 (606.5)	2021.76 (67.4)	27.63 (0.67)	67.59 (3.37)	67.73 (6.74)
Arroyo	21.77 (3.11)	15.55 (6.22)	6.22 (6.22)	0.84 (0.06)	1.61 (0.02)	12.29 (0.02)

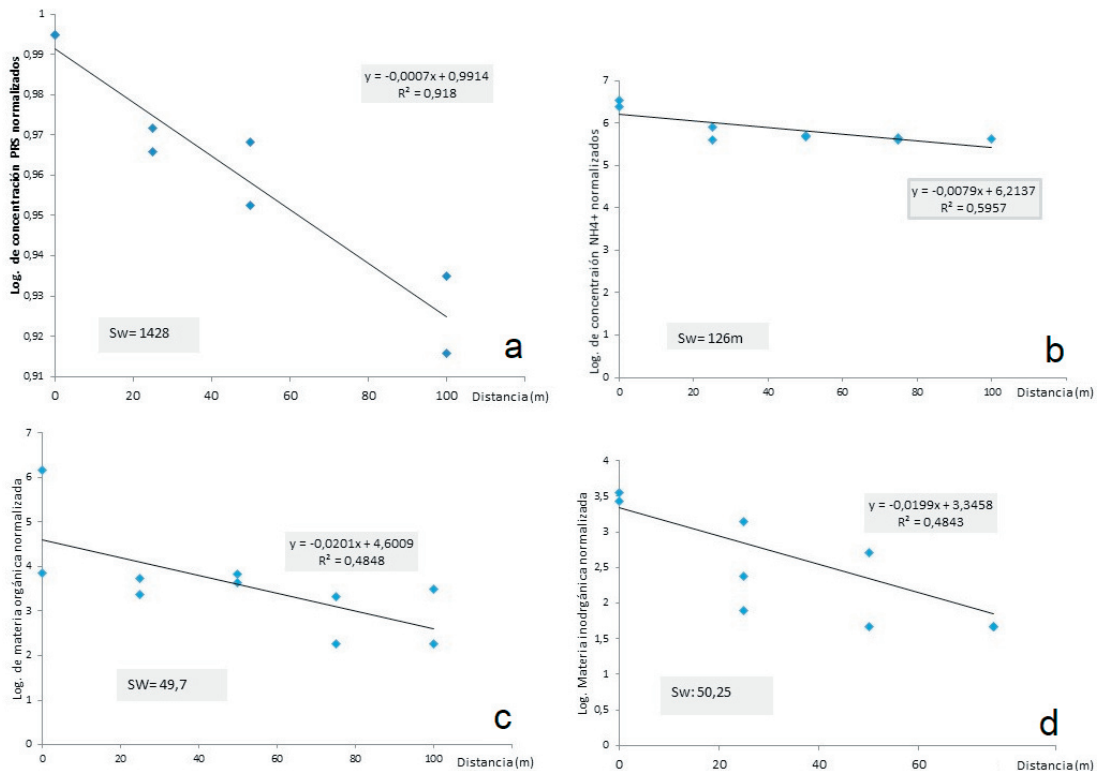


Figura 2. Representación de los valores normalizados y estimación de Sw en la situación real en función de la distancia en metros. a) Fósforo reactivo soluble (PRS). b) Amonio. c) Materia orgánica particulada. d) Materia inorgánica particulada.

Figure 2. Representation of the normalized values and estimation of Sw in the real situation as a function of the distance in meters. a) Soluble reactive phosphorus (SRP). b) Ammonium. c) Particulate organic matter. d) Particulate inorganic matter.

Comparación entre los resultados obtenidos en ambas situaciones

Sobre la base de los Sw estimados y de características del tramo como ancho, caudal y velocidad, se estimaron las distintas métricas que describen la capacidad de retención

tanto para la situación real como para la experimental. Para todas las variables que pudieron evaluarse en ambas situaciones (i.e., fósforo, nitrógeno y materia orgánica), la capacidad de retención fue menor en la situación real (Tabla 5).

Tabla 4. Variables físicas y químicas en cada sitio durante la etapa de estabilización de la adición en la situación experimental. Los valores entre paréntesis corresponden a los desvíos estándar.

Table 4. Physical and chemical variables at each site during the stabilization stage of the addition in experimental situation. The values of standard deviation are indicated in parentheses.

Sitio	Distancia al efluente (m)	SST (g/L)	Materia orgánica particulada (g/L)	Materia inorgánica particulada (g/L)	PRS (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	NH ₄ ⁺ (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	NO ₃ ⁻ (mg N-NO ₃ ⁻ /L)
1	-20	0.0075 (0.0021)	0.002 (0.0014)	0.0055 (0.0035)	0.364 (0.002)	0.118 (0.014)	4.100 (0.140)
2	0	0.010 (0.0014)	0.0045 (0.0007)	0.0055 (0.0007)	0.367 (0.007)	0.189 (0.024)	3.950 (0.490)
3	20	0.014 (0.0042)	0.055 (0.0007)	0.0085 (0.0035)	0.372 (0.004)	0.162 (0.080)	3.900 (0.570)
4	40	0.015 (0.00021)	0.003 (0.000)	0.0085 (0.0021)	0.367 (0.004)	0.114 (0.000)	4.300 (0.140)
5	60	0.011 (0.000)	0.004 (0.00014)	0.0070 (0.0014)	0.373 (0.002)	0.119 (0.002)	3.900 (0.280)
6	80	0.0095 (0.0007)	0.004 (0.00014)	0.0055 (0.0021)	0.365 (0.000)	0.121 (0.009)	3.400 (0.850)

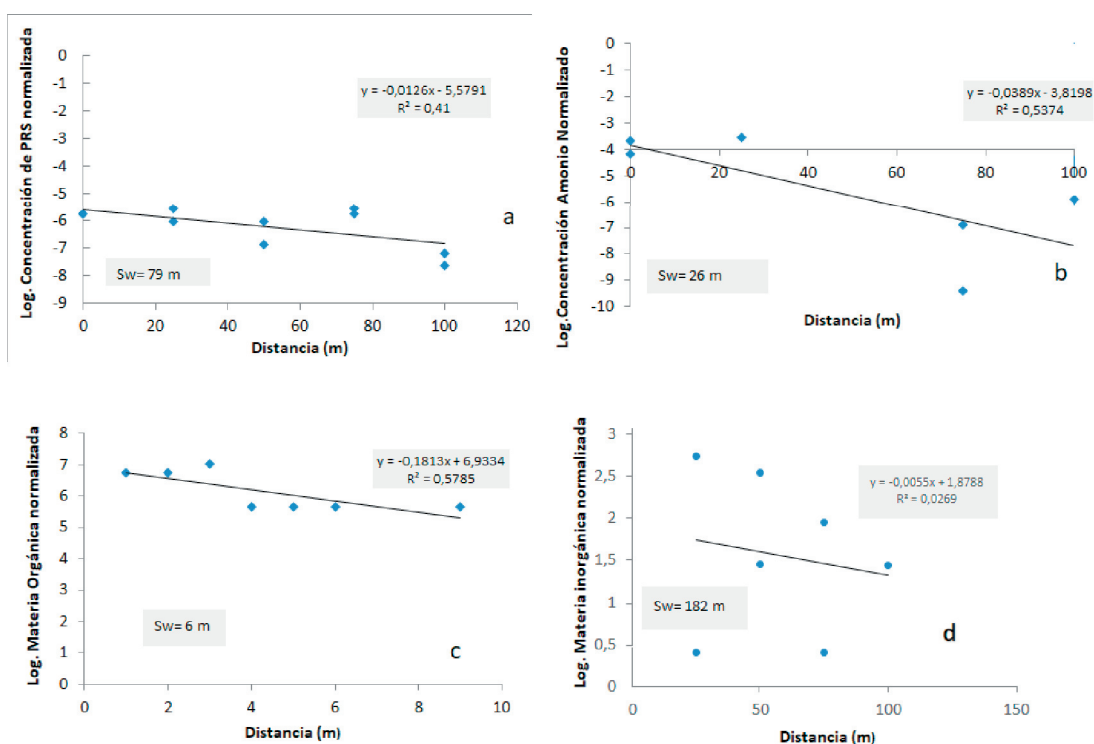


Figura 3. Representación de los logaritmos de valores normalizados y estimación de Sw en la situación experimental en función de la distancia en metros. a) Fósforo reactivo soluble (PRS). b) Amonio. c) Materia particulada orgánica (MPO). d) Materia particulada inorgánica (MPI).

Figure 3. Representation of the logarithmic normalized values and estimation of Sw in the experimental situation as a function of the distance in meters. a) Soluble reactive phosphorus (SRP). b) Ammonium. c) Organic particulate matter (OMP). d) Inorganic particulate matter (IPM).

Tabla 5. Comparación de las métricas de autodepuración en la situación real y experimental: PRS: Fósforo reactivo soluble; MPO: Material particulado Orgánico; MPI: Material particulado inorgánico. I a VI sitios de muestreo. Se indica n.s. cuando la métrica no pudo calcularse.

Table 5. Comparison of self-purification estimations in the real and experimental situation: PRS: Soluble reactive phosphorus; MPO: Organic Particulate Matter; MPI: Inorganic particulate matter; n. s. is indicated when the metric could not be calculated.

	PRS	Amonios	Nitratos	MPO	MPI
Cb (mg/L) - real	0.27	0.52	3.95	5	2.2
Cb (mg/L) - experimental	0.36	0.12	4.1	2	5.5
Sw (m) - real	1428	126	n.s.	49	50
Sw (m) - experimental	79	26	33	6	182
U (mg/m ² .s) - real	0.0030	0.066	n.s.	1.60	0.70
U (mg/m ² .s) - experimental	0.080	0.027	0.053	5.88	0.40
Vf (cm/s) - real	0.0012	0.014	n.d.	0.035	0.012
Vf (cm/s) - experimental	0.0199	0.06	0.048	0.26	0.009

DISCUSIÓN

Según Margalef (1994), las plantas depuradoras cumplen la misma función que los cuerpos de agua, pero en distancias más cortas. Su presencia es comparable al 'alargamiento' del río, ya que los fenómenos que se producen a lo largo del eje principal del curso de agua ocurren en espacios reducidos. En nuestro caso, a pesar de que la planta depuradora liberó al arroyo un efluente tratado, su DBO₅ fue más alto que el del arroyo y también aportó bacterias coliformes, cuya concentración disminuyó aguas abajo del ingreso del efluente.

Cabe destacar que, al igual que la DBO₅ y las bacterias coliformes, las concentraciones de PRS y de NH₄⁺ en el efluente (1.10 mg/L y 1.45 mg/L, respectivamente) excedieron a las del arroyo aguas arriba de la descarga (0.27 mg/L y 0.52 mg/L, respectivamente). Además, el caudal del efluente fue similar al del arroyo aguas arriba de la descarga, lo que produjo la elevación de la carga de nutrientes además del incremento de la concentración. Newbold et al. (1981) consideran que la distancia recorrida por una partícula o sustancia en el agua es representativa de la longitud real de la espiral, ya que siempre es la más larga. En el caso del PRS, la distancia de autodepuración (S_w) fue casi 20 veces mayor en la situación real que en la situación experimental (1428 m y 79 m, respectivamente). En el caso del NH₄⁺, la reducción de la distancia en la situación experimental se dio en una proporción menor (126 m en la situación real y 26 m en la experimental). En tanto, la distancia de retención de amonio en la situación real fue un orden de magnitud menor a la de fósforo.

En cuanto a la capacidad de retención (U), se observó un comportamiento similar entre el PRS y el NH₄⁺. En comparación con la situación real, la U de la situación experimental fue 26 veces mayor para el PRS y 5 veces mayor para el NH₄⁺.

En algunos casos, como en el del ion nitrato, no se pudo estimar la capacidad de captación, probablemente porque fue muy baja o hubo exportación desde el sedimento. En el caso de los nitratos, la canalización del arroyo reduce la sinuosidad, aumenta la profundidad y disminuye la conectividad con el sistema ribereño y el consiguiente aporte de materia orgánica terrestre, lo cual va en detrimento de la desnitrificación. Estos aspectos producirían la rápida saturación de la capacidad de retención y reducción de la velocidad de captación de este ion (Bernot and Dodds 2005).

La situación real de este trabajo fue comparable metodológicamente con los estudios realizados por Haggard et al. (2005) en el Columbia Hollow, donde estimaron un Sw de PRS de 6800 m y un Sw de NH₄⁺ de 800 m; también con Piccinini et al. (2015) en el río Luján, con estimaciones de Sw de PRS y de amonio de 1428 m y 1686 m, respectivamente. Con respecto a la Sw del PRS, el arroyo Salgado es comparable al río Luján, ya que se estimó la misma distancia (1428 m), y es cuatro veces inferior a la distancia del Columbia Hollow. Con respecto a la Sw del NH₄⁺, en el arroyo Salgado se estimó el valor más bajo: 126 m. Con respecto a la Sw de NO₃⁻, no se pudo determinar ni en el arroyo Salgado ni en el Columbia Hollow para una situación real.

En el río Luján, la distancia estimada para la retención de nitratos fue mucho más larga que para otros nutrientes. Las dificultades para determinar la distancia de retención —en especial en situaciones reales— se puede deber a que se producen en forma paralela la captación de nitratos por parte de la biota, pero también al incremento de su concentración por el paso de amonio y nitritos a nitratos promovido por la oxigenación de las aguas. Es decir que a cierta distancia del ingreso del efluente cloacal, una parte del amonio será retenida y otra parte será transformada en nitratos; por lo tanto, no existe una captación neta, sino un proceso dinámico de captación y transformación por oxidación (Branco 1984).

La U del PRS resultó ser menor en el arroyo Salgado ($0.003 \text{ mg/m}^2\cdot\text{s}$) que en los cursos mencionados (río Luján: $0.01 \text{ mg/m}^2\cdot\text{s}$; Columbia Hollow: $0.016 \text{ mg/m}^2\cdot\text{s}$). Del mismo modo, la velocidad de captación (V_f) del arroyo Salgado resultó más baja (0.0012 cm/s vs. 0.032 cm/s en el río Luján). La menor eficiencia y velocidad en captación de nutrientes en el arroyo Salgado se relacionaría con su baja calidad del agua, producida por la adición continua de nutrientes y materia orgánica.

La situación experimental del presente estudio fue comparable metodológicamente con las realizadas en ambientes conservados por Fellows et al. (2006), Hanafi et al. (2007), Argerich et al. (2008), Feijoó et al. (2011) y García et al. (2017). En todos los casos se obtuvieron estimaciones comparables en cuanto a los órdenes de magnitud con distancias de retención de PRS y amonio ubicadas entre 20 m y 300 m, como máximo.

La capacidad de depuración de los arroyos está muy condicionada por la carga contaminante que reciben. Esta capacidad puede verse comprometida por el ingreso de un efluente cuya concentración y caudal determinen una carga de materia orgánica o nutrientes excesiva para la capacidad de depuración del cuerpo receptor. En este sentido, dicha capacidad puede reducirse, aunque no desaparecer, con el ingreso de una adición o efluente en forma constante o con alta frecuencia, como ocurre con el efluente cloacal que tiene concentraciones de nutrientes y materia orgánica superiores al arroyo y un caudal similar. La metodología aplicada puede contribuir a valorar la pérdida del servicio ecosistémico de autodepuración en arroyos sometidos a la presión de efluentes biodegradables o biotransformables.

CONCLUSIONES

Este estudio estimó la distancia de autodepuración necesaria para algunas sustancias liberadas por una planta urbana de tratamiento de líquidos cloacales. También, mediante un experimento de adición, se estimó la distancia de depuración en una situación de menor impacto. Se comprobó que, tanto en la situación real como en la experimental, se produce captación por parte del arroyo.

En la situación real, en $\sim 1500 \text{ m}$ de su recorrido, el arroyo Salgado procesaría el excedente de nutrientes y de material particulado en suspensión aportados por el efluente de la planta de tratamiento municipal de la red cloacal de Lobos, cuyo caudal es similar al del arroyo. Sin embargo, esto no se verifica en la realidad por la existencia de otro efluente orgánico aguas abajo del tramo estudiado. En la situación experimental, aguas arriba de la planta depuradora, la distancia de autodepuración de los nutrientes resultó ser menor a 100 m debido a que si bien se trabajó con el mismo efluente y el mismo curso, el caudal de adición del efluente fue mucho más bajo que el caudal real desde la planta depuradora, y la adición se realizó en una sola oportunidad y no de modo continuo como sucede luego del efluente.

El vuelco de la planta de tratamiento considerado en este trabajo provocaría un estiramiento de la espiral calculada en la situación experimental de ~ 18 veces. La diferencia entre la longitud de las espirales o de otros parámetros como la eficiencia (U) o la velocidad de captación (V_f) en ambas situaciones sería una estimación de la reducción del servicio ecosistémico de autodepuración. La aplicación de estas técnicas aportan a la gestión la utilidad de monitoreo del estado del cuerpo de agua receptor y, además, la estimación de su capacidad de depuración de acuerdo a la carga y al tipo de contaminantes ingresantes, siempre que sean biodegradables. Estas estimaciones servirían también para planificar los lugares más adecuados para liberar efluentes líquidos producidos por industrias o poblaciones o para estimar la responsabilidad de cada vuelco en el estado del curso aguas abajo del mismo. En general, por cuestiones de construcción, suelen reunirse varios efluentes para ser liberados en forma conjunta a los ríos. Sin embargo, sería más conveniente distanciarlos de forma adecuada para que los ríos o arroyos tengan la posibilidad de depurarlos. El estudio de la

capacidad de autodepuración de los ríos y arroyos también puede servir para planificar la localización de industrias y otros tipos de efluentes puntuales, manteniendo márgenes de seguridad que incluyan la distancia de depuración aproximada y que permitan recuperar la calidad del agua del río antes de recibir el vertido de nuevos efluentes. En este caso particular, no habría sido recomendable que se vertiera otro efluente antes de cumplir la distancia de autodepuración para los cloacales.

Cabe destacar que gran parte de los procesos de captación de nitrógeno se produce en zonas de retención de los arroyos, tales como remansos, zonas vegetadas e interacción con el área ribereña. Es por eso que conservar la naturalidad de los arroyos evitando rectificaciones en la medida de lo posible, contribuye a producir mejoras en la calidad del agua a través de procesos de autodepuración.

Este estudio también nos permite afirmar que si bien es necesario mejorar la eficiencia

de la planta depuradora de líquidos cloacales de Lobos, ésta no sería la única responsable del estado del arroyo Salgado más allá de un kilómetro y medio a partir del vuelco, y tampoco explicaría el estado de eutroficación de la laguna, que se encuentra situada 10 km aguas abajo de los tramos estudiados.

AGRADECIMIENTOS. Queremos agradecer por su colaboración a los técnicos Cristian Scorccione, Carolina Rodríguez, Julián Gabba y Diego Staffolani que realizaron determinaciones en el laboratorio de la Municipalidad de Luján. A Marcelo Vassaro que colaboró en la toma de muestras. A Claudia Feijoó que facilitó algunos equipos para realizar las determinaciones de campo. Los gastos del estudio fueron cubiertos parcialmente por PICT N° 03128/20 (Investigador responsable: A. Giorgi). Agradecemos el aporte de las dos revisiones realizadas así como las observaciones y aportes realizados por la editora asociada que mejoraron sustancialmente la versión original de este artículo.

REFERENCIAS

- Acuña i Salazar, V. 2002. Variacions en el procés de la retenció de nutrients associades al desenvolupament algal en el riu de Perles (Vall d'Alinyà, Alt Urgell). *Butlletí de la Institució Catalana D'Historia Natural* 70:113-123.
- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington D.C.
- Argerich, A., E. Martí, F. Sabater, M. Ribot, D. von Shiller, and J. L. Riera. 2008. Combined effects of leaf litter inputs and a flood on nutrient retention in a Mediterranean mountain stream. *American Society of Limnology and Oceanography* 53(2):631-641. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.2.0631>.
- Bernot, M. J., and W. K. Dodds. 2005. Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems* 8: 442-453. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0143-y>.
- Branco, S. M. 1984. *Limnología Sanitaria, Estudio de la Polución de Aguas Continentales*. Monografía N° 28. OEA. Editora: Eva V. Chesnau.
- Dangavs, N. V. 1991. Estudio de solución para frenar el proceso de eutroficación en la laguna de Lobos. Buenos Aires. *Biología Acuática* N° 15(1):40-41.
- Feijoó, C., A. Giorgi, and N. Ferreiro. 2011. Phosphate uptake in a macrophyte-rich Pampean stream. *Limnologia* 41: 285-289. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.11.002>.
- Fellows, C. S., H. M. Valet, C. N. Dahm, P. J. Mulholland, and S. A. Thomas. 2006. Coupling nutrient uptake and energy flow in headwater streams. *Ecosystems* 9:788-804. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-0005-5>.
- García, M. V., P. Gantes, L. Giménez, C. Hegoburu, N. Ferreiro, F. Sabater, and C. Feijoó. 2017. High nutrient retention in chronically nutrient-rich lowland streams. *Freshwater Science*. 36(1):26-40. <https://doi.org/10.1086/690598>.
- Gordon, N. D., T. A. Mc Mahon, and B. L. Finlayson. 1992. *Stream hydrology*. J. Wiley and Sons, Toronto.
- Haggard, B. E., E. H. Stanley, and D. E. Storm. 2005. Nutrient retention in a point-source-enriched stream. *J N Am Benthol Soc* 24(1):29-47. [https://doi.org/10.1899/087-3593\(2005\)024<0029:NRIAPS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/087-3593(2005)024<0029:NRIAPS>2.0.CO;2).
- Hanafi, S., M. Grace, J. A. Webb, and B. Hart. 2007. Uncertainty in Nutrient Spiraling Indices to Small Errors in Measured Nutrient Concentration. *Ecosystems* 10:477-487. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9031-1>.
- Hauer, F. R., and G. A. Lamberti. 1996. *Methods in stream ecology*. Academic Press, U.S.A.
- Heidenwag, I., U. Langheinrich, and V. Lüderitz. 2001. Self-purification in upland and lowland streams. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 29(1):22-33. [https://doi.org/10.1002/1521-401X\(2001\)29:1<22::AID-AHEH22>3.0.CO;2-M](https://doi.org/10.1002/1521-401X(2001)29:1<22::AID-AHEH22>3.0.CO;2-M).
- INDEC. 2008. Estimaciones de población total por departamento y año calendario Período 2001-2010, serie análisis demográfico N° 34.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega S.A. Barcelona.
- Margalef, R. 1994. El Río Planetario. *Tankay* 1:3-9. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(94\)90021-3](https://doi.org/10.1016/0925-8574(94)90021-3).
- Martí, E., and F. Sabater. 1996. High variability in temporal and spatial nutrient retention in mediterranean streams.

- Ecology 77(3):834-869. <https://doi.org/10.2307/2265506>.
- Newbold, J. D., J. W. Elwood, R. V. O'Neill, and W. Van Winkle. 1981. Measuring nutrient spiraling in streams. *Can J Fish Aquat* 38:860-863. <https://doi.org/10.1139/f81-114>.
- Palmeri, F. 2002. Manual de Técnicas de Ingeniería Naturalística en Ámbito Fluvial. Administración de la Comunidad Autónoma del País Vasco, Departamento de Transporte y Obras Públicas.
- Piccinini, M., A. Sánchez Caro, M. L. Gultemiriam, and A. Giorgi. 2015. Estimating the Self-depuration Capacity of a Reach of the Luján River. *Int J Environ Res* 9(3):1037-1046. <https://doi.org/10.22059/IJER.2015.991>.
- Smith, R. L., and T. M. Smith. 2001. *Ecología*. Pearson Educación S.A. Editora.
- Stream Solute Workshop. 1990. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 9:95-119. <https://doi.org/10.2307/1467445>.