

Determinación de la tasa de reaireación y modelación hidrodinámica de un tramo del río Tercero (Ctalamochita)

Ana F. Nadal¹, Ana M. Cossavella^{1,2,3} y Nancy B. Larrosa¹

¹Departamento de Química Industrial y Aplicada, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

²Departamento Hidráulica, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

³Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación, Córdoba, Argentina

Fecha de recepción del manuscrito: 26/12/2013

Fecha de aceptación del manuscrito: 18/02/2014

Fecha de publicación: 28/03/2014

Resumen—El objetivo del presente trabajo fue contribuir a la determinación de la capacidad de autodepuración del río Tercero (Ctalamochita), provincia de Córdoba, Argentina, a través de la medición experimental de la tasa de reaireación (K_a) y de la aplicación de un modelo hidrodinámico en un tramo del río. Los resultados obtenidos permiten desarrollar modelos matemáticos de calidad de agua que eliminen la incertidumbre generada al utilizar valores estimados o suposiciones que no se ajustan a la realidad.

Para calcular la longitud de mezcla y la del tramo a estudiarse se determinó la velocidad del fluido y el caudal mediante un Perfilador de Corriente Acústico Doppler (ADCP). Mediante ensayos con dos trazadores: conservativo (fluoresceína) y volátil (propano) se determinó K_a . La misma se comparó con la obtenida mediante ecuaciones empíricas y se estableció el comportamiento del río como una combinación de reactores ideales ajustando la curva de distribución de tiempos de residencia. La tasa de reaireación obtenida experimentalmente resultó entre 50 y 83 por ciento mayor que la obtenida mediante ecuaciones empíricas. Se comprobó que en el tramo estudiado, el río se comporta como un reactor flujo pistón seguido de 1,33 reactores mezcla completa, en paralelo con un flujo pistón en serie con dos reactores mezcla completa intercambio de flujo.

Palabras clave—tasa de reaireación, propano, fluoresceína, modelo hidrodinámico, red reactores ideales

Abstract—The aim of the present study was to contribute to the determination of the self-purification capacity of the Tercero (Ctalamochita) river through the experimental measurement of the reaeration rate (K_a) and of the application of a hydrodynamic model in a stretch of river. This will allow to develop of mathematical models of water quality in order to eliminate the uncertainty created by estimated values or assumptions that do not fit to the reality.

To calculate the mixing length of the section and the stretch length, fluid velocity and the discharge were determined by using an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). By testing with conservative tracers (fluorescein) and volatile (propane) K_a was determined. It was compared with those obtained by empirical equations and the behavior of the river was established as a combination of ideal reactors by adjusting the residence distribution time curve. Reaeration rate was between 50 and 83 percent higher than that obtained by empirical equations. It was found that in the studied section, river behaves like a plug flow reactor followed by 1,33 complete mix reactor, in parallel with a piston flow in series with two complete mix reactor with flow exchange.

Keywords— reaeration rate, propane, fluorescein, hydrodynamic model, ideal reactors network

INTRODUCCIÓN

Todos los organismos vivos dependen, de una u otra forma, del oxígeno para mantener sus procesos metabólicos. La presencia de oxígeno es vital para permitir la vida acuática y es un importante indicador de la calidad del agua. El oxígeno disuelto en un cuerpo de agua varía temporalmente en función de la reaireación atmosférica, de la fotosíntesis, de la respiración del fitoplancton, de la oxidación de materia orgánica y de la demanda de oxígeno del bentos.

La contaminación de los recursos de agua está directamente relacionada con la capacidad natural del

cuerpo receptor para autodepurarse, es decir, la capacidad de oxidar los compuestos biodegradables a través de la actividad de microorganismos que consumen el oxígeno disuelto en el agua (Da Costa, 2000).

La capacidad de recuperar el oxígeno consumido en procesos como la degradación de la materia orgánica, la nitrificación y el metabolismo de algunas especies, es descrita a través de la tasa de reaireación (K_a). Este parámetro debe ser calculado para cada río en particular previo a efectuar la modelación matemática. Existen ecuaciones empíricas que pretenden predecir la K_a , las cuales fueron determinadas en ríos de Europa y Estados Unidos, y cuyo uso debe hacerse con prudencia debido a que hay condiciones particulares que limitan su validez y aplicación.

Yotsukura et al., (1983) propusieron una metodología para medir y calcular la K_a a través de ensayos con

Dirección de contacto:

Nancy Larrosa, Avenida Vélez Sarsfield 1611 Ciudad Universitaria, X5016 CGA. Tel: 54 3514333078, nlarrosa@efn.uncor.edu

trazadores. Este método consiste en la inyección instantánea de un trazador conservativo a un cuerpo de agua al mismo tiempo que se inyecta un trazador volátil, el que continúa incorporándose hasta que todo el trazador conservativo haya pasado por la sección final del tramo de interés.

El trazador conservativo da información respecto al tiempo de vuelo pico (τ , Fig. 1), es decir, el tiempo que transcurre desde que la máxima concentración del trazador llega desde el inicio del tramo (S1) hasta el final del mismo (S2).

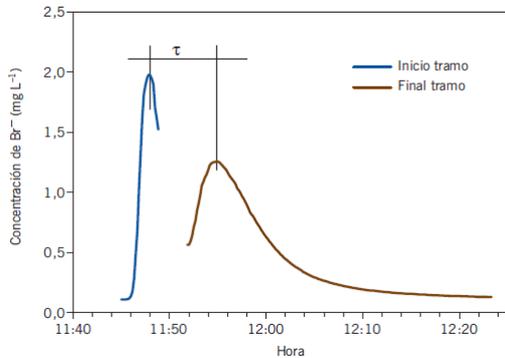


Fig. 1: Tiempo de vuelo pico en curvas típicas de paso de trazador conservativo (en este caso ion bromuro). Fuente: Acuña *et al.*, 2009.

El principio relacionado con la medición de la tasa de reaireación usando trazadores gaseosos, es que la volatilización del trazador está directamente relacionada con la absorción de oxígeno. La relación entre la tasa de reaireación y la de desorción del gas es constante e independiente de la temperatura o la intensidad de turbulencia (Kilpatrick *et al.*, 1989).

La expresión básica propuesta por Yotsukura *et al.*, (1983) para obtener el valor de K_a se muestra en la Ec. 1. Esta es de uso general e independiente de la distribución de las concentraciones.

$$\frac{C_{g1} Q_1}{C_{g2} Q_2} = \frac{\int_0^t E_1(t) e^{-k_p t}}{\int_0^t E_2(t) e^{-k_p t}} \quad (1)$$

Siendo:

C_{g1} y C_{g2} : Concentración media del trazador volátil en las secciones 1 y 2 respectivamente.

Q_{1y2} : Caudal del río que pasa por S1 y S2, respectivamente.

$E_{1y2}(t)$: Función de distribución de tiempo de residencia en las S1 y S2, respectivamente.

k_p : Coeficiente de desorción de propano

Si las curvas de concentración vs tiempo están normalmente distribuidas, la Ec. 1 se simplifica, resultando en la Ec. 2.

$$\frac{C_{g1} Q_1}{C_{g2} Q_2} = e^{-k_p (t_{m2} - t_{m1})} \quad (2)$$

Donde t_{m1y2} es el tiempo de residencia medio del trazador en S1 y S2, respectivamente (Ec. 3)

$$t_m = \frac{\int_0^t t C_c dt}{\int_0^t C_c dt} \quad (3)$$

Como se observa, este método requiere calcular la función tiempo de residencia $E(t)$ (Ec.4).

$$E(t) = \frac{C_c(t)}{\int_0^t C_c(t) dt} \quad (4)$$

Siendo:

$C_c(t)$: Concentración del trazador conservativo que pasa por las secciones de estudio en el tiempo t .

Una vez que se obtiene k_p , la tasa de reaireación se calcula de acuerdo a la Ec. 5 (Rathbun *et al.*, 1975).

$$K_a = \frac{k_p}{0,72} \quad (5)$$

Sin embargo, no solo es importante conocer las tasas cinéticas en los modelos de calidad de agua, sino también es necesario saber a qué modelo de reactores responde el tramo de río en estudio. Cuando se aplica un software para evaluar la calidad de agua de un sistema, se asume que el mismo es representado por un modelo de reactor determinado.

Según Cox (2003) los modelos más comúnmente utilizados son el de reactor flujo pistón (RFP) con dispersión, llamado en materia de transporte de contaminantes Ecuación Dispersión – Advección (ADE) y el modelo de serie de reactores mezcla completa (SRMC). La ADE se basa en la ley de difusión de Fick para flujo turbulento, que considera un coeficiente de dispersión longitudinal (D_L) en lugar del coeficiente de difusión molecular (Ec.6). El modelo SRMC simula la mezcla global de un sistema unidireccional (Ec. 7). Por otro lado, existen escasos programas computacionales que utilizan el modelo serie de reactores mezcla completa seguido de reactor flujo pistón (SRMC-FP), los que simulan zonas muertas a través de un retraso advectivo (Ec. 8). Las Ec. 6 a 8 responden a una inyección en pulso sin considerar reacción química.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial t} \quad (6)$$

Siendo U : Velocidad media del fluido.

$$\frac{V}{n} \frac{dC_n}{dt} + Q C_n = Q C_{n-1} \quad (7)$$

Donde:

V = Volumen total del sistema

n = número de RMC

Q = Caudal volumétrico

$$\frac{V dC}{dt} = Q(C_i - C) \quad (8)$$

Con:

C_i = Concentración a la entrada del sistema SRMC.

La curva E(t) puede ser normalizada (E_θ , Ec. 9 y 10) y compararse frente a los modelos arriba mencionados. Partiendo de las Ec. 6 a 8 se llega a las Ec. 11 a 13.

$$E_\theta = t_m E(t) \quad (9)$$

Siendo:

$$\text{Tiempo Normalizado } \theta = \frac{t}{t_m} \quad (10)$$

$$\text{Modelo ADE : } E_\theta = \frac{1}{2\sqrt{\pi \theta Pe}} e^{-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta Pe}} \quad (11)$$

Donde:

Pe = Número de Peclet

$$\text{Modelo SRMC : } E_\theta = \frac{n^n}{\Gamma n} \theta^{n-1} e^{-n\theta} \quad (12)$$

Modelo SRMC-FP:

$$E_\theta = \frac{n^n}{[1-(t_p/t_m)]\Gamma n} \left[\frac{\theta-(t_p/t_m)}{1-(t_p/t_m)} \right]^{n-1} e^{-n \left[\frac{\theta-(t_p/t_m)}{1-(t_p/t_m)} \right]} \quad (13)$$

Siendo:

t_p : tiempo de residencia del RFP

La ventaja de trabajar con reactores ideales es que, en caso de que la curva experimental no se ajuste a un determinado modelo, se pueden combinar reactores mezcla completa y/o de flujo pistón, sin perder significado físico, para representar la hidrodinámica del tramo. El sistema de combinación de reactores ideales puede resolverse empleando el dominio de Laplace, ya que la transformada permite la combinación de elementos lineales. Las transformadas de los modelos aquí vistos se muestran en las Ec.14 a 16.

$$\text{Modelo FP : } e^{-t_p s} \quad (14)$$

$$\text{Modelo SRMC : } \frac{1}{\left(1 + \frac{t_R}{n} s\right)^n} \quad (15)$$

Donde:

t_R = tiempo de residencia del conjunto de n tanques en serie

$$\text{Modelo SRMC - FP : } \frac{e^{-t_p s}}{\left(1 + \frac{t_R}{n} s\right)^n} \quad (16)$$

Estas transformadas se multiplican en caso que los elementos estén en serie, o su suman en caso que los reactores ideales estén en paralelo. Para obtener la expresión final se aplica la anti transformada.

Este enfoque utiliza datos de ensayos con trazadores pero no requiere del conocimiento de mecanismos de distribuciones internas en función del tiempo y/o espacio. Este proceso, denominado “Caja Negra”, es un simple método que usa una red interconectada de reactores ideales de mezcla completa y flujo pistón para ajustar los datos de distribución de tiempo de residencia provenientes de estudios con trazadores en campo. Los datos de concentración del trazador vs tiempo pueden servir como señales de entrada y salida, y por lo tanto, los complejos procesos internos (mezcla turbulenta, gradientes de concentración) están reflejados directamente en la red de reactores (Ahlert y Hsueh, 1980; Clarck, 2009).

ÁREA DE ESTUDIO

Desde el punto de vista hidrográfico, la subcuenca del río Tercero (Ctalamochita), en conjunto con la subcuenca del río Saladillo, conforman la cuenca del río Carcarañá con desagüe en el río Paraná, integrante del sistema exorreico del río de La Plata.

El río Tercero (Ctalamochita) atraviesa las Sierras Chicas por una estrecha quebrada, donde existen una serie de presas realizadas para el aprovechamiento de sus aguas, con fines hidroeléctricos. Así encontramos, aguas abajo del citado embalse, las presas de Ing. Cassaffouth, Ing. Reolín y Piedras Moras. Este último actúa como regulador además de generar energía, de acuerdo a las necesidades de funcionamiento de la Central Nuclear de Embalse y condiciona su caudal (Cossavella, et al., 2013)

Posteriormente, el río ingresa en la semi - llanura, con escasa pendiente y laderas limosas, tornándose en un río meandroso, recorriendo aproximadamente 300 km. En este recorrido el cauce principal no recibe tributarios de régimen permanente sino ingresos de régimen temporario que drenan desde las zonas rurales.

El río Tercero (Ctalamochita) es de destacada importancia en la red hidrográfica de la provincia de Córdoba. Durante su recorrido se lo utiliza para múltiples acciones como abastecimiento de agua potable para alrededor de 500.000 habitantes, volcamiento de efluentes, extracción de áridos, riego y recreación (O’Mill et al., 2009). El río nace en el departamento Calamuchita y prosigue por Tercero Arriba, General San Martín, Unión y Marcos Juárez. En sus márgenes se localizan ciudades importantes tales como Almafuerte, Río Tercero, Villa Ascasubi, Villa María y Bell Ville, entre otras. Luego de atravesar la ciudad de Bell Ville, recibe el aporte de un canal pluvial de riego alimentado por el arroyo Algodón, uniéndose luego al río Saladillo, para formar el río Carcarañá (Fig. 2).

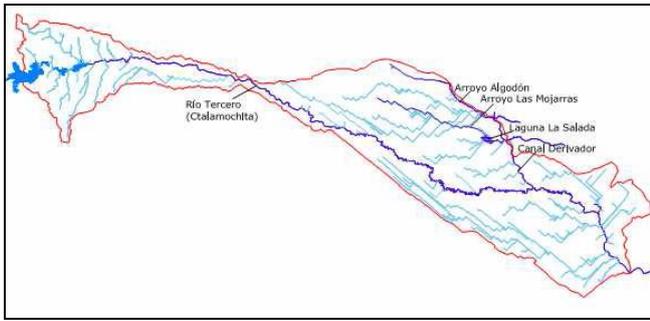


Fig. 2: Red Hidrográfica de la cuenca baja del río Tercero (Ctalamochita). Fuente: Saldaño, 2010.

METODOLOGÍA

Se realizó un relevamiento básico de las características hidráulicas y topográficas del cauce del río Tercero en la zona del Balneario Almafuerte (S ° 10' 11" W 64° 15' 59"- 1,97 km desde el embalse Piedras Moras) hasta el Puente Los Potreros (ubicado a 25,67 km. desde el embalse Piedras Moras).

Luego de analizar cada uno de los sitios en lo que respecta a sus características hidráulicas e importancia sanitaria, se eligió trabajar en el tramo del balneario de la ciudad de Río Tercero (BIII). El sitio elegido es el que presentó mayor linealidad en su tramo, es una zona importante para monitorear y gestionar debido a su uso recreativo y a la presencia de descargas industriales importantes en su proximidad, es de fácil acceso y posee un ancho adecuado. Sin embargo presenta la dificultad de tener una elevada velocidad de flujo.

Aforos del río y determinación de parámetros hidráulicos

Para la inyección de los trazadores se midieron las profundidades en las secciones del cauce, las velocidades de flujo y los caudales, utilizando un Perfilador de Corriente Acústico Doppler (ADCP) modelo River Surveyour S5 de la firma YSI/Sontek, perteneciente al Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, UNC. Se realizaron dos aforos preliminares, en época de bajo y alto caudal. El ADCP fue de vital importancia para la medición de estas secciones ya que las elevadas velocidades y la profundidad del río impedían posicionarse en su cauce y medir caudales mediante técnicas convencionales, tales como aforo por vadeo.

Con los datos arrojados se determinaron los coeficientes de mezcla transversal, longitud de mezcla, coeficiente de dispersión longitudinal y masa mínima de trazador a inyectar, según Fischer *et al.* (1979).

Ensayo preliminar con fluoresceína sódica

Una vez conocida la longitud de mezcla y habiéndose decidido la longitud del tramo en estudio, se realizó un ensayo preliminar con fluoresceína sódica como trazador conservativo con el fin de evaluar si la masa a emplear era lo suficientemente elevada para ser detectada por el instrumental de medición al final del tramo en estudio y conocer τ .

Las muestras se recogieron en viales de vidrio de 10 mL con tapa a rosca y teflón, sin cámara de aire. En S1, se recolectaron 24 muestras de agua. Las mismas se tomaron cada 30 seg. a partir de los 5 min. transcurridos desde la inyección. En S2 se recolectaron 20 muestras, las cuales se tomaron cada 1-1,5 min, a partir de los 15 min de la inyección. Las concentraciones se determinaron en laboratorio con un espectrofluorómetro Shimadzu modelo RF 1501.

Ensayo final para conocer K_a

El ensayo se realizó en época de caudal bajo. Como trazador volátil se utilizó gas licuado del petróleo (GLP), que es la mezcla de gases (propano y butano) condensables presentes en el gas natural, disueltos en el petróleo, obtenidos del proceso de refinación. El GLP es económico en comparación con el costo de otros gases (Calvachi *et al.*, 2009).

El caudal de gas a inyectar se calculó mediante la Ec. 17.

$$Q_p = \frac{0,00093 Q e^{k_p \tau}}{\eta} \quad (17)$$

Siendo:

Q_p : Caudal de inyección constante (L/min) de gas a 20°C y 1 atm.

Q : Caudal de río (pies³/s)

η : Eficiencia de absorción, igual a 0,05.

El factor k_p se calculó mediante la Ec. 5 y K_a fue estimado en un principio utilizando la Fig.3.

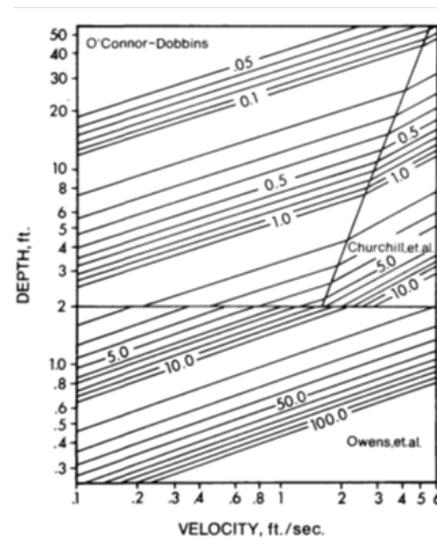


Fig. 3: Tasa de reaireación versus profundidad y velocidad media. Fuente: Bowie *et al.*, 1985.

El equipo de inyección consistió en un cilindro de GLP de 10 kg, que incluyó un sistema de manómetros para medir la presión en el cilindro y la presión a la salida del mismo, un rotámetro y una manguera para gas que hacía de difusor. La misma tenía un diámetro de 3/8' y fue perforada con un taladro eléctrico y mecha de 1 mm diámetro en la longitud que estuvo sumergida en el agua. El extremo de la manguera fue cerrado con tapón de bronce a presión (Fig. 4).



Fig.4: Cilindro de GLP utilizado para la inyección.

El caudal de inyección del gas fue de 20 L/min a 20 °C y 1 atm de presión, con una eficiencia de 0,05 (Ec. 17). Se decidió trabajar a 5 kgf/cm² (4,8 atm, presión que asegura que no exista riesgo de inflamación) para compensar las pérdidas de carga por la manguera difusora y el hecho de que no se utilizara propano puro sino diluido con butano. Por ende, al trabajar a mayor presión se inyectó mayor caudal másico que el calculado.

El gas se inyectó continuamente durante 80 min, que fue el tiempo estimado para que pasara toda la masa del trazador conservativo por S2. La manguera difusora fue anclada en el lecho permaneciendo sumergida durante el burbujeo del gas.

Antes de inyectar la fluoresceína, se dejó burbujear el gas durante unos 10 min (como se trabajó con GLP esto se hizo para evacuar posibles contaminantes gaseosos y establecer un caudal uniforme). No obstante, se consideró la inyección de ambos trazadores juntos en el $t=0$.

La temperatura del agua del río fue medida antes de empezar la inyección del gas y al finalizar la misma.

Se tomaron muestras de agua en S1 y S2, lo más cercano posible al centro del cauce. Las muestras de fluoresceína se recolectaron en viales de vidrio de 10 mL con tapa a rosca y teflón, sin cámara de aire. En S1 se recolectaron 22 muestras, se comenzó a tomar las mismas a partir de los 5 minutos de la inyección, cada 1 min, y cada 30 seg cuando se observó la mayor intensidad de color de la nube del trazador. En S2 se tomaron 25 muestras, 19 cada 1 min, a partir del minuto 15 desde la inyección y finalmente se tomaron 6 muestras más cada 5 min. Las concentraciones se determinaron en laboratorio con un espectrofluorómetro Shimadzu modelo RF 1501.

Para el trazador propano, se recolectaron 5 mL de muestra. En S1 se tomaron 4 muestras entre los 20 y 60 min. transcurridos desde t_0 . En S2 se tomaron 3 muestras entre el minuto 50 y 80 desde t_0 . Las muestras fueron conservadas con formaldehído y los viales se sellaron a presión con tapa de metal con septum, adecuadas para la técnica *Headpace*. El propano se midió en un cromatógrafo de gases Perkin Elmer Clarus 600 acoplado a un espectrómetro de masas Perkin Elmer Clarus 600T.

Cálculo de K_a y comparación con las tasas obtenidas mediante ecuaciones empíricas

Una vez que se obtuvo el valor experimental de K_a , este se comparó con los valores obtenidos mediante diversas

ecuaciones empíricas clásicas que aún hoy en día son utilizadas (Aristegi et al., 2009; Formentini, 2010; Riley y Dodds, 2012). Estas ecuaciones fueron desarrolladas por diversos autores (O'Connor y Dobbins, 1958; Churchill et al., 1962; Owens et al., 1964; Langbein y Durum, 1967; Isaac y Gaudy, 1968; Cadwallader y McDonnell, 1969; Padden y Gloyna, 1971; Lau, 1972; Parkhurst y Pomeroy, 1972; Tsivoglou y Neal, 1976; Parker y Gay, 1987; Melching y Flores, 1999) y se aplicaron con el fin de conocer si alguna de ellas se ajustaba a las características del río Tercero (Ctalamochita).

Modelación hidrodinámica del tramo seleccionado

Con las concentraciones de fluoresceína medidas en agua en ambos ensayos (preliminar y final), se calculó en S1 y S2 la E_0 . La misma fue comparada con la curva teórica de los modelos ADE, SRMC y SRMC-FP. Cuando no se encontró ajuste, se buscó la mejor configuración con significación física que correlacionara con la curva obtenida.

Para facilitar el trabajo de ajuste, las ecuaciones de la curva E_0 se transformaron del dominio tiempo al dominio s por medio de la Transformada de Laplace, tal como lo sugiere Walas (1995; 2001). Los parámetros de las ecuaciones fueron calculados con la herramienta Solver de Microsoft Excel 2010, utilizando la técnica de minimización de la suma de los errores al cuadrado (SEC) (Billo, 2005; Cervantes-Hernández et al., 2005). Los parámetros estadísticos de ajuste se calcularon con Excel y con el software SPSS Statistics v 17.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ensayo preliminar con trazador de fluoresceína

Los aforos preliminares determinaron un $Q= 15,3$ m³/s, una velocidad media $U=0,85$ m/s y una profundidad media $H= 0,6$ m. Estos datos fueron necesarios para calcular la longitud de mezcla, resultando en aproximadamente 600 m y un tramo de estudio de 900 m (Fig. 5).

La Fig. 6 muestra la concentración del trazador en agua en función del tiempo transcurrido desde la inyección instantánea del mismo en el ensayo preliminar para S1 y S2. El aforo en esta sección resultó en $Q=20,2$ m³/s, $H= 0,7$ m y $U= 0,8$ m/s.

Si bien las curvas no responden a una distribución normal, se calculó un tiempo de vuelo pico de 24 min, contando desde la concentración máxima en S1 a la concentración máxima en S2.

Ensayo final para la determinación de la tasa de reaireación

La Fig. 7 muestra las curvas de concentración de los trazadores conservativo y volátil para el cálculo de la tasa de reaireación. El aforo en S1 resultó en $Q= 17,9$ m³/s, $U= 0,6$ m/s y $H= 0,7$ m. La temperatura del agua se mantuvo en 19 °C, valor cercano a la temperatura que dictamina el caudal de gas a inyectar, proveniente de la Ec. 17 (20 °C).

En ambos ensayos (preliminar y final), las distribuciones de concentración del trazador conservativo mostraron un patrón similar. El tiempo medio de la curva de fluoresceína en S1 y S2 y la función E(t) se calcularon mediante las Ec. 3 y 4.



Fig. 5: Ubicación del tramo de estudio en el sitio BIII en el río Tercero (Ctalamochita), provincia de Córdoba

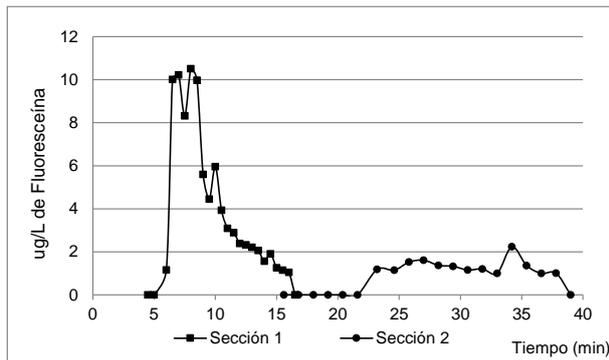


Fig. 6: Concentración de fluoresceína en agua en función del tiempo en S1 y S2 en el ensayo preliminar.

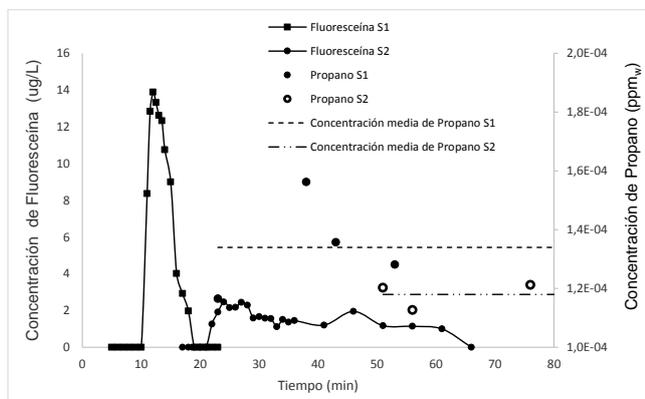


Fig. 7: Concentración de fluoresceína y propano en agua en función del tiempo en los puntos S1 y S2.

El valor de t_{m1} resultó en 13,5 min, mientras que t_{m2} fue igual a 38,5 min. Siguiendo la metodología de Yotsukura *et al.*, (1983), se procedió a utilizar la Ec. 1 para obtener el

valor de k_p . Para ello, fue necesario aplicar el procedimiento de iteración y resolver las integrales mediante la regla de Simpson. Se comenzó a iterar con un valor de k_p de $0,005 \text{ min}^{-1}$, estimada a través de la Ec. 2 que supone una distribución normal. El proceso requirió seis iteraciones, hasta que ambos miembros de la Ec. 1 se igualaron. De esta manera se llegó a un valor final de k_p para el tramo en estudio de $0,0145 \text{ min}^{-1}$ a $19 \text{ }^\circ\text{C}$. Aplicando la Ec. 18, se obtiene el valor de k_p a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, resultando $k_p = 0,0148 \text{ min}^{-1} = 21,4 \text{ d}^{-1}$.

$$k_{p,20^\circ\text{C}} = k_{p,T} 1,0241^{(20-T)} \quad (18)$$

Finalmente, aplicando la Ec. 5, se obtuvo de valor de $K_a = 29,7 \text{ d}^{-1}$.

El valor de K_a en el tramo estudiado indica una alta capacidad del río de incorporar oxígeno atmosférico, que es utilizado por metabolismo microbiano u oxidaciones químicas.

Comparación del valor de K_a real respecto al calculado por ecuaciones empíricas

La Tabla 1 muestra las K_a resultantes de aplicar las ecuaciones empíricas mostradas, en comparación con el valor real.

Se observa que los resultados obtenidos a partir de la aplicación de ecuaciones varían respecto al valor experimental en un 50 a 83 %. Esto puede deberse a que las condiciones hidráulicas de este tramo no se asemejan a las condiciones para las cuales fueron desarrolladas las diversas ecuaciones empíricas. Este tramo presentó variaciones pronunciadas dentro de las secciones en lo que respecta a su velocidad y a su profundidad. Posee una gran velocidad (con velocidades máximas aproximadas a 1,5 a 1,8 m/s), a pesar de que su pendiente es relativamente pequeña ($0,001125 \text{ m/m}$, de hecho, el río es bastante meandroso). Otro aspecto que se destaca es que este es un río controlado por el manejo de las presas que generan energía eléctrica.

TABLA 1: COMPARACIÓN DEL VALOR DE K_a EXPERIMENTAL CON VALORES OBTENIDOS DE ECUACIONES EMPÍRICAS.

Autor	$K_a(\text{d}^{-1})$ Estimada
Valor experimental $K_a = 29,7 \text{ d}^{-1}$	
Cadwallader y McDonnell (1969)	6,9
Churchill <i>et al.</i> (1962)	5,6
Isaac y Gaudy (1968)	4,7
Langbein y Durum (1967)	5
Lau (1972)	8,14
Melching y Flores (1999)	8,6
O'Connor y Dobbins (1958)	5
Owens <i>et al.</i> (1964)	7,9
Padden y Gloyna (1971)	4,7
Parker y Gay (1987)	14,2
Parkhurst y Pomeroy (1972)	4,5
Tsivoglou e Neal (1976)	10,33

TABLA 2: ESTADÍSTICOS DE AJUSTE Y PARÁMETROS DE LOS MODELOS PROBADOS.

	ADE	SRMC	SRMC - FP
R^2	0,9252		0,9774
SEC	2,62	11,28	0,4044
Pe	92,5	-	-
n	-	10,2	3,95
t_p/t_m	-	-	0,7
t_p	-	-	9,42 min
t_{SRMC}	-	-	1,43 min
Aleatoriedad de Residuos	-	-	p= 0,781

t_{SRMC} : Tiempo de residencia de la serie de reactores mezcla completa

Esta diferencia entre el valor experimental y el estimado concuerda con lo informado por Moog y Jirka (1998) quienes concluyeron que para pendientes inferiores a 0,004 m/m, ninguna de las ecuaciones analizadas representan completamente el valor real e incluso tampoco concuerdan en cualquier pendiente. De manera similar, el estudio llevado a cabo por Palumbo y Brown (2013) indica que raramente las ecuaciones simplistas que incluyen profundidad y velocidad representan de manera adecuada el valor real. Incluso, las ecuaciones con mejor desempeño mostraron grandes errores de predicción de al menos 40 a 50% superando el 100% en algunas regiones. Las variaciones que estos autores obtuvieron fueron similares a las obtenidas en este trabajo y ellos informan que este nivel de error tiene un impacto importante en la incertidumbre de las previsiones de oxígeno disuelto de la recepción de los modelos de calidad del agua.

El valor real también puede diferir del estimado debido a que en un río natural existen vórtices que se forman delante y detrás de las islas presentes en el cauce y al aumento o disminución del ancho del río (Bacchus, 1991; Gulliver 2007). Estos factores podrían tener una influencia directa sobre el coeficiente de aireación y sigue siendo un problema que no ha sido abordado en profundidad. Estas situaciones son las observadas en el tramo estudiado ya que entre S1 y S2, ante un mismo caudal, existe una diferencia de ancho en el río de 10 m., además de la presencia de algunos bancos de arena en el momento del ensayo en la primera parte del tramo.

Modelo red de reactores ideales: Tramo inyección del trazador – S1

La respuesta del trazador en S1 en ambos ensayos (preliminar y final) no se correspondió con los modelos de reactores que normalmente utilizan los software más comúnmente utilizados (ADE o SRMC). La Fig. 8 compara los diferentes ajustes que se realizaron a la curva experimental para el ensayo final (la curva del ensayo preliminar mostró valores muy similares).

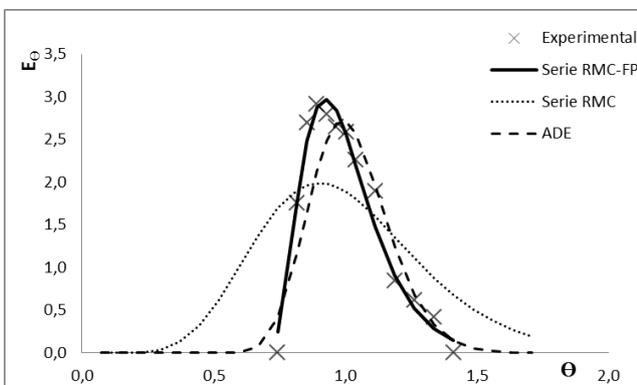


Fig. 8: Ajuste de la curva experimental de S1 al modelo ADE, SRMC SRMC-FP.

Los estadísticos de ajustes y parámetros empleados en los modelos se detallan en la Tabla 2.

El mejor ajuste lo proporcionó el modelo SRMC-FP. Al igual que lo citado por otros autores (Lees et al., 1998; Camacho y Díaz Granado, 2003), este tramo del río presentó un tiempo de retraso advectivo (mediante el modelo de reactor flujo pistón) que contabiliza el tiempo que transcurre hasta que borde ascendente de la nube de soluto es advectado a lo largo del tramo, representando todas las zonas muertas (u otros procesos de mezclas con efecto similar) en el tramo (Young y Lees, 1993). Este modelo se ajusta bien cuando se trabaja con eventos de escala de corto tiempo (Cox 2003), como por ejemplo, una descarga instantánea evaluada a una distancia relativamente corta, como lo ha sido este ensayo.

Modelo red de reactores ideales: Tramo Inyección – S2

Para este tramo la curva presentó dos picos (Fig.9) tanto en el ensayo preliminar como en el final. Según establecieron Gulliver (2007) y Fogler (2008), la forma descendente de la curva a partir de θ aproximadamente igual a 1,2 es indicativa de flujo paralelo, con regiones de almacenamiento temporal que presentan un gran tiempo de residencia. Debido a esto se pensó modelar el tramo como un sistema de flujos paralelos, con una de las corrientes que presente una región de almacenamiento con fugas (llamado también almacenamiento temporal).

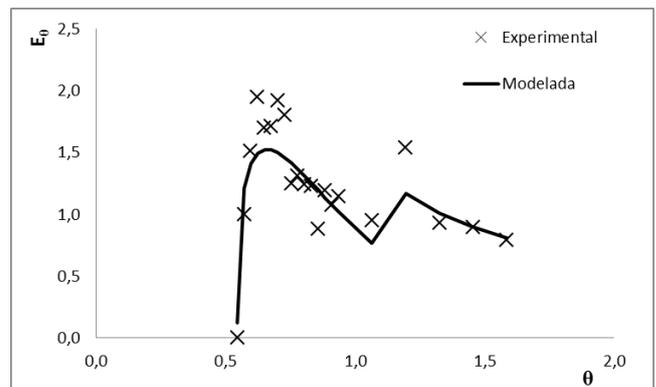


Fig. 9: Esquema del modelo utilizado en el tramo Inyección-S2 en el río Tercero (Ctalamochita)

Aplicando balance de masa y las transformadas de Laplace para un trazador conservativo inyectado en forma de pulso, se llegó a la Ec. 19 que representa el modelo.

En la Tabla 2 y Fig. 10 se muestran los estadísticos de ajuste y parámetros del modelo.

$$E_{\theta} = a \frac{n_a^{n_a}}{(1 - \frac{t_{pa}}{t_{ma}}) \Gamma n_b} \left[\frac{\theta - \frac{t_{pa}}{t_{ma}}}{1 - \frac{t_{pa}}{t_{ma}}} \right]^{n_a - 1} \exp \left[-n_b \frac{\theta - \frac{t_{pa}}{t_{ma}}}{1 - \frac{t_{pa}}{t_{ma}}} \right] \quad (19)$$

$$\mu(\theta - \frac{t_{pa}}{t_{ma}}) + b \frac{t_{mbd}}{t_{mbd2}} \exp(\lambda_2 (\theta - \frac{t_{pb}}{t_{mb}})) \mu(\theta - \frac{t_{pb}}{t_{mb}})$$

Donde:

a y *b*: Fracción del caudal total en el flujo rápido y el flujo lento, respectivamente.

n_b: Número de RMC en serie en el flujo

t_{ma}, *t_{mb}*: Tiempo de residencia medio en flujo rápido y lento, respectivamente.

t_{pa}, *t_{pb}*: Tiempo de residencia del FP en la corriente *a* y *b*.

t_{mbd}: Tiempo de residencia en el sistema de almacenamiento del flujo lento, compuesto por un Volumen Activo (*V1*) y un volumen muerto (*V2*).

t_{mbd2}: Tiempo de residencia en *V2*.

λ_2 : Operador matemático (Ec. 20)

$$\lambda_2 = -\frac{1}{2} \left(\frac{1}{V1/Q_d} + \frac{1}{t_{mbd2}} + \frac{1}{V1/Q} \right) \left[1 - \sqrt{1 - \frac{4}{(V1/Q_d)t_{mbd2} \left(\frac{1}{V1/Q_d} + \frac{1}{t_{mbd2}} + \frac{1}{V1/Q} \right)^2}} \right] \quad (20)$$

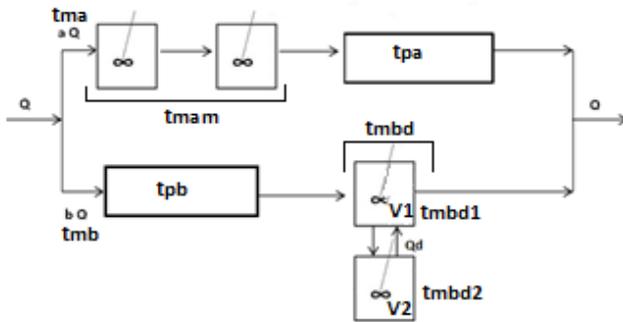


Fig. 10: Ajuste de la curva experimental al modelo propuesto.

Las experiencias a campo corroboraron lo que muestra el modelo. En el punto de inyección se observó una mancha de trazador que viajaba lentamente, en los primeros 6 a 10 m desde el margen derecho. Por la distancia restante, la mancha se transportaba a una velocidad más alta. Una vez que el trazador pasó por S1, se observó que más de una hora después de la toma de muestra este seguía recirculando por dicha sección en la que había presencia de bancos de arena y zonas estancas cerca de la margen derecha. El ancho de las zonas estancas comenzó a disminuir a medida

que se acercaba a S2, y las distribuciones de velocidades comenzaron a emparejarse.

TABLA 2: PARÁMETROS DEL MODELO DEL TRAMO S1-S2.

Parámetros importantes del modelo	Valor
<i>a</i>	0,932
<i>b</i>	0,068
<i>n_a</i>	1,33
<i>Q_d</i>	0,62 m ³ /s
<i>t_{pa}</i>	20,5 min
<i>t_{pb}</i>	16,3 min
<i>t_{mbd}</i>	34,3 min
<i>t_{mbd2}</i>	60,08 min
<i>t_{mam}</i>	17,1 min
<i>R²</i>	0,81738
Aleatoriedad de residuos Prueba	p=0,074
Mediana	
SEC	0,9592

Otros autores (Cantor y Camacho, 2006; Anderson y Phanikumar, 2011; Gooseff, et al., 2011) ajustaron las curvas de concentración del río (completa o parcialmente) al modelo de almacenamiento temporal, concluyendo que dicho modelo es adecuado cuando se encuentran bancos de arenas, meandros y zonas donde el agua rota lentamente cerca de las márgenes.

A partir de la aplicación de este modelo se deduce que el tiempo de muestreo debería ser más prolongado ya que una fracción del trazador quedó durante aproximadamente una hora “atrapado” en la zona muerta del río.

CONCLUSIONES

Se determinó experimentalmente la tasa de reaireación del río Tercero (Ctalamochita) en el tramo del balneario de la ciudad homónima. Se observó una importante diferencia (hasta 83 % mayor) entre estos resultados y los obtenidos mediante ecuaciones empíricas tomadas de bibliografía y comúnmente usadas en modelos de calidad de agua. Así, esta contribución resulta importante en cuanto permitirá disminuir la incertidumbre que se genera al utilizar datos estimados.

Aplicar software tradicionales, ya sean simples o sofisticados significa asumir que el río se comporta de manera que esos programas establecen (ya sea ADE, SRMC o SRMC-FP). Se ha observado que en el primer tramo estudiado del río se podría haber utilizado software que utilicen el modelo SRMC-FD, sin embargo, en el segundo tramo, ninguno de estos modelos pudo satisfacer el ajuste los resultados obtenidos empleando datos reales. En este tramo el río se comporta de manera más compleja, presentando dos canalizaciones y grandes zonas estancas con intercambio de flujo. La ventaja de emplear este método es que, una vez establecido el modelo de red de reactores ideales, se puede obtener mediante simples balances de masa de cada unidad la concentración del contaminante en el tramo de interés, conociendo las constantes cinéticas (de órdenes varios) y los tiempos de residencia.

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen a los Ing. Carlos Marcelo García y Horacio Herrero por su colaboración en las actividades de campo. Al Ing. Hernán Severini por su asesoramiento en la aplicación de trazadores volátiles. A la Dra. Mariana Melchiorre por su gestión para el uso del espectrofluorómetro. Al personal del Laboratorio de Hidráulica y del Centro de Tecnología del Agua de la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales por facilitar los equipos para la realización de los aforos. A la Secretaría de Recursos Hídricos por su colaboración para la movilidad en las campañas de monitoreo. Finalmente, a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la UNC que financió el proyecto (Código 05/M191) en cuyo marco se ejecutó este trabajo.

REFERENCIAS

- [1] Acuña V., Gausch H., Giorgi A., Izagirre O. (2009), "Flujo de energía en el ecosistema". En *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Elozegi A. y Sabater S. Ed. Bilbao.
- [2] Ahlert R. C. y Hsueh S. (1980), "A reactor network model of the Passaic River". *Ecological Modelling*, 10(1):47-61.
- [3] Anderson E. J. y Phanikunor M. S. (2011), "Surface store dynamics in large river. Comparing three-dimensional particle transport, one-dimensional fractional derivative and multirate transient storage models". *Water Resources Research* 47, doi: 10.1029 / 2010WR010228.
- [4] Aristegi L., Izagirre O., Elozegi A. (2009), "Comparison of several methods to calculate reaeration in streams, and their effects on estimation of metabolism". *Hydrobiology*, 635(1):113-124.
- [5] Bacchus A. (1991), "Measurement of stream reaeration coefficient" Ontario Ministry of the Environmental, Water Resource (13).
- [6] Billo J. (2005), *Excel for chemists: A comprehensive guide*. Wiley Ed. New York.
- [7] Bowie G., Mills W., Porcella D., Campbell C., Pagenkopf J., Rupp G., Johnson K., Chan P., Gherini S. (1985), *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling*. Project Officer. Tecnology Development and Applications Branco Environmental Research Laboratory, Athens, Georgias. Edition EPA/600/3-85/040
- [8] Cadwallader T. E., y Mc Donnell, A. J. (1969), "A multivariate analysis of reaeration data". *Water Research*, 3(10), 731-742.
- [9] Cadwalleder, T. E y Mc. Donnell, A. J. (1969), *A multivariate analysis of reaeration data*. Water Reseach, Pergamon Press, Oxford, England, Vol. 2 pp. 731-742.
- [10] Calvachi G.; Chaves M.; Mafla F. (2009), "Evaluación de una metodología experimental para la determinación de la tasa de reaeración en un río de montaña colombiano". *XXII Congreso Nacional del Agua*, Trelew, Argentina.
- [11] Camacho L.A., Díaz Granados M. (2003), "Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos - Caso Río Bogotá ", *Seminario Internacional la Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, Agua 2003*, Cartagena.
- [12] Cantor, M., Camacho L.A. (2006), "Calibración y análisis de la capacidad predictiva de transporte de solutos en un río de montaña colombiano", *Avances en Recursos Hidráulicos*, (14):39-51.
- [13] Cervantes-Hernández P., Flores Gómez A., Sánchez Mercoz B. (2005), "Mínimos cuadrados versus verosimilitud", *Ciencia y Mar* 10(27):41-45.
- [14] Churchill M. A., Elmore H. L., Buckingham R. A. (1962), "The prediction of stream reaeration rates". *Journal Sanitary Engineering Division* 88:1-46.
- [15] Clarck M. M. (2009), *Transport modeling for environmental engineers and scientists*, John Wiley y Sons Ed. New York.
- [16] Cossavella A., Carranza P., Oroná C., Monarde F., Larrosa N., Nadal F., Roque1 M., Nuño C., Hunziker L., Ferreyra1 M., Brito R., Saldaño V., Melián J., Bresciano J., Diaz A. (2013), "Gestión de efluentes líquidos en la cuenca del río Tercero (Ctlamochita), XXIV Congreso Nacional del Agua, San Juan, Argentina.
- [17] Cox B. A. (2003), "A review of currently available instream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers". *Science of the Total Environment*, 314:335-377.
- [18] Da Costa S. (2000), "Determinação indireta do coeficiente de reaeração a través de dissolução unidimensional de sondas de ácido oxálico". *XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Porto Alegre, Brasil
- [19] Fisher H. B., List J. E., Koh R. C. Y., Imberger J., Brooks, N. H. (1979), *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press Ed. San Diego.
- [20] Fogler H. S. (2008), *Elementos de ingeniería de las reacciones químicas*. Pearson Ed. México.
- [21] Formentini T G. (2010), "Coeficientes de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do rio Vacacaí Mirim". Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.
- [22] Gooseffin M. N. Benson D. A., Briggs M. A., Weaver M., Wollheim W., Peterson B., Hopkinson C. S. (2011), "Residence time distributions in surface transient storage zones in streams: Estimation via signal de convolution". *Water Resources Research*, 47W05509, doi:10.1029/2010WR009959.
- [23] Gulliver J. S. (2007), *Introduction to chemical transport in the environment*. Cambridge University Press Ed. New York.
- [24] Isaac W. R. y Gaudy A. F. Jr. (1968), "Atmospheric oxygenation in a simulated stream". *Journal Sanitary Engineering Division* 94(SA2):319 - 344.
- [25] Kilpatrick F., Rathbun R., Yotsukura, N., Parker G., DeLong L. (1989), *Determination of stream reaeration coefficients by use of tracers*. U.S Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations. Book 3, Chapter A18.
- [26] Langbein W. B., & Durum W. H. (1967), Aeration capacity of streams. U. S. Geological Survey Circular S42.
- [27] Lau Y. L. (1972), "Prediction equations for reaeration in open-channel flow." *Journal Sanitary Engineering Division*, 98(6):1063-1068.
- [28] Lees M. N., Camacho L., Whitehead P. G. (1998), "Extension of the QUASAR model water quality model to incorporate dead zone mixing", *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 2(2/3):353-365.
- [29] Melching C. y Flores H. (1999), "Reaeration equations derived from U.S. Geological Survey database". *Journal of Environmental Engineering* 125(5):407-414.
- [30] Moog D. B. y Jirka G. H. (1998), "Analysis of Reaeration Equations Using Mean Multiplicative Error. *Journal of Environmental Engineering* 124(2):104-110.
- [31] O'Connor D.J y Dobbins, W. E. (1958). "Mechanism of reaeration in natural streams". *ADCE Transactions* 2934:641 - 684.
- [32] O'Mill P., Larrosa N., Oviedo Zabala S., Bazán R., Glatstein D., Villegas Elorsa M., Cossavella A. (2009), "Estudio de la calidad bacteriológica de balnearios del Río Tercero y su aceptabilidad para uso recreativo". *XXII Congreso Nacional del Agua*, Trelew, Argentina.
- [33] Owens M., Edwards R. W., Gibb J. W. (1964), "Some reaeration studies streams". *Journal of Air Water Pollution* 8:469-486.
- [34] Padden T. J., y Gloyna E. F. (1971). Simulation of stream processes in a model river. University of Texas, Austin. Report N° EHE-70-23, CRWR-72, 130 p.
- [35] Palumbo J. E. y Brown L. C. (2013), "Assessing the Performance of Reaeration Prediction Equations", *Journal of Environmental Engineering*. 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000799, 04013013.
- [36] Parker G. W., Gay F. B (1987), "A procedure for estimating reaeration coefficients for Massachusetts streams". U.S. Geological Survey. Water Resources Investigations Report 86-4111.
- [37] Parkhurst J. D., and Pomeroy, R. D. (1972). "Oxygen absorption in streams" *Journal of Sanitary Engineering Division* 98(1):101-124.

- [38] Rathbun R. E., Shultz D. J., Stephens D W. (1975), "Preliminary experiments with a modified tracer technique form measuring stream reaeration coefficients". U.S. Geological Survey Open-File Report 75-256.
- [39] Riley A. J., Dodds W. K. (2012). Whole-stream metabolism: strategies for measuring and modeling diel trends of dissolved oxygen. *Freshwater Science*, 32(1), 56-69.
- [40] Saldaño V. (2010). "Modelación Hidrológica y de calidad de agua del Río Tercero (Ctalamochita)". Trabajo Final de la Carrera de Ingeniería Civil de Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.
- [41] Tsivoglou E. C. y Neal L.A. (1976). "Tracer measurement of reaeration. III. Predicting the reaeration capacity of inland streams". *Journal of Water Pollution Control* 48(12):2669–2689.
- [42] Walas S. (1995), *Chemical reaction engineering handbook of solved problems*. Gordon and Breach Ed. Australia.
- [43] Wallas S. (2001). "Reactores químicos". En *Manual del ingeniero químico* Vol. 23 pp. 1 – 31, McGraw-Hill Ed. Madrid.
- [44] Yotsukura N., Stedfast D. A., Jirka G. H. (1983), "An assessment of steady-state propane-gas tracer method for reaeration coefficients, Chenango River, New York", U.S. Geological Survey. *Water Resources Investigations* 83-4183.
- [45] Young P. C., y Lees M. J. (1993), "The active mixing volume: a new concept in modelling environmental systems". *Statistics for the Environment*, 2:3-46.