

Modelación de oxígeno disuelto y DBO5 con tasas cinéticas determinadas experimentalmente: Un aporte para la gestión del arroyo Chicamtoltina.

Ana Florencia Nadal¹, Paula Fortunato², Santiago Aguirre², Jorge Zamar³, Nancy Larrosa¹

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

²FCEFYN, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

³Área Preservación y Control del Recurso, Secretaría de Recursos Hídricos y coordinación, Córdoba, Argentina

Fecha de recepción del manuscrito: 30/03/2016

Fecha de aceptación del manuscrito: 22/08/2016

Fecha de publicación: 15/03/2017

Resumen— El arroyo Chicamtoltina o Alta Gracia se encuentra en el Valle de Paravachasca en la provincia de Córdoba. Dicho arroyo atraviesa la ciudad de Alta Gracia de oeste a sureste, para luego recibir los efluentes provenientes de la estación depuradora de aguas residuales (EDAR). Aproximadamente a siete kilómetros aguas abajo de la descarga, el arroyo desemboca en el río Anisacate el cual tiene en época estival un importante uso recreativo. En este trabajo se evaluó la capacidad que posee este curso de agua de asimilar los efluentes descargados en él, a través de una modelación matemática utilizando constantes cinéticas determinadas experimentalmente en un tramo del arroyo. Las constantes determinadas experimentalmente permiten disminuir la incertidumbre generada al utilizar valores estimados o adoptar suposiciones que no se ajustan a la realidad. Se modelaron cuatro tramos del arroyo (uno aguas arriba y tres aguas abajo de la EDAR de la ciudad de Alta Gracia) utilizando el programa RIOS IV.

Los análisis de oxígeno disuelto (OD) y de demanda biológica de oxígeno (DBO) mostraron que el arroyo no logró autodepurarse luego de la descarga de la planta de tratamiento de efluentes, manteniendo una condición de hipoxia hasta su desembocadura en el río Anisacate, con la consiguiente afectación a la vida acuática.

Palabras clave— reaireación, trazadores, desoxigenación, calidad de agua, arroyo Chicamtoltina

Abstract— The stream Chicamtoltina or Alta Gracia is located in the Valley of Paravachasca in the province of Cordoba. That stream flows through the city of Alta Gracia from west to southeast, then receives the effluents from the wastewater treatment plant (WWTP). Approximately seven kilometers downstream from the discharge, the stream flows into the Anisacate river which has an important recreational use in summer. In this work the capacity of this watercourse to assimilate effluent was evaluated through a mathematical modeling using kinetic constants determined experimentally on a stretch of the stream. The constants determined experimentally allowed reducing the uncertainty generated due to estimated values or adopting assumptions that do not conform to reality. Four sections of the stream (one upstream and three downstream from the discharge of the WWTP of the city of Alta Gracia) were simulated using the program RIOS IV.

Analyses of dissolved oxygen (DO) and biological oxygen demand (BOD) showed that the stream does not recover after the discharge of WWTP, keeping a condition of hypoxia to its mouth in the Anisacate river, resulting impairment to life aquatic.

Keywords— reaeration, tracer, desoxygenation, quality water; Chicamtoltina stream

INTRODUCCIÓN

Los modelos de calidad de agua son capaces de predecir y simular el impacto que generan fuentes difusas y/o puntuales de sustancias contaminantes en un cuerpo de agua. Son herramientas para la elaboración de planes y políticas de gestión con el fin de proteger el recurso hídrico. Las descargas de aguas residuales aceptables, generalmente se determinan por simulación de procesos de calidad de

agua en cuerpos lóticos utilizando un modelo computacional (Brown y Barnwell, 1987). Estas decisiones requieren que los datos tengan la mayor confiabilidad posible.

El coeficiente de reaireación superficial (K_2) y el de desoxigenación carbonácea (K_d) son los parámetros dominantes en cuanto a la confiabilidad de la simulación de concentraciones de oxígeno disuelto en corrientes (Melching y Yoon, 1996). Estas constantes, si son determinadas experimentalmente permiten disminuir la incertidumbre generada al utilizar valores estimados o adoptar suposiciones que no se ajustan a la realidad.

En muchos ríos se puede asumir que los contaminantes fluyen en la dirección de la corriente (aguas abajo), es decir

Dirección de contacto:

Ana Florencia Nadal, Avenida Vélez Sarsfield 1611 Ciudad Universitaria, X5016 CGA. Tel: 54 3514333078, ana.nadal@unc.edu.ar

que no hay dispersión longitudinal. A este sistema se lo asemeja a un reactor flujo pistón, donde se tienen gradientes de concentración en la dirección longitudinal del reactor y la concentración en cada elemento infinitesimal es uniforme en la dirección radial o transversal.

Ríos IV (Sarasti y Salas, 1996) es un modelo matemático unidimensional de calidad de agua que evalúa el impacto de fuentes puntuales o dispersas de contaminantes en ríos mediante el análisis en estado permanente de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno (DBO), considerando que la dispersión no es significativa en comparación con el transporte advectivo.

El objetivo de este trabajo fue contribuir a la gestión del recurso, modelando el comportamiento del arroyo después de un impacto, utilizando la tasa de reaireación y de desoxigenación determinadas experimentalmente. Los resultados obtenidos permitieron realizar simulaciones más precisas de calidad de agua eliminando la incertidumbre generada al utilizar valores estimados o adoptar suposiciones que no se ajustan a la realidad.

ÁREA DE ESTUDIO

El arroyo Chicamtoltina se encuentra en el Valle de Paravachasca, en la provincia de Córdoba. En este valle se localiza la ciudad de Alta Gracia y las comunas de Anisacate, Valle de Anisacate, Los Aromos, La Bolsa, La Paisanita, La Rancherita, La Serranita, Potrero de Garay, San Clemente, San Isidro, San José de la Quintana y Despeñaderos. La ciudad de Alta Gracia se encuentra a 36 km hacia el suroeste de la ciudad de Córdoba con una población de 48.506 habitantes según INDEC, 2010.

El arroyo Chicamtoltina tiene un régimen irregular con crecidas estivales y bajos caudales en invierno. En toda su extensión, el relieve es variado tanto en el perfil longitudinal como en las secciones transversales, con diversas alturas a cada lado del mismo. Por tramos corre encajonado entre fuertes pendientes que hacen que sea poco accesible; en otros tramos, el cauce es más plano en algunos de sus bordes, principalmente en el sur, lo que hace posible su acceso, estancia y recorrido (Municipalidad de Alta Gracia, 2015).

A lo largo de la ciudad de Alta Gracia tiene uso recreativo y es el receptor de los efluentes provenientes de la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) aguas abajo de dicha ciudad.

En los últimos años, el estado del arroyo Chicamtoltina ha motivado diversas movilizaciones por parte de los ciudadanos de Alta Gracia y de organizaciones no gubernamentales. En ellas se reclama por la disminución de su caudal y el cercado del mismo por parte de un barrio cerrado, como también por la contaminación que presenta el arroyo aguas abajo de la ciudad de Alta Gracia. Asimismo, el Concejo Deliberante de Anisacate, en su Decreto N° 28/2013, declaró al arroyo Chicamtoltina en estado de emergencia y de protección especial por su grado de contaminación, con el consecuente riesgo de esta situación para el entorno ambiental y para la salud integral de la población local y sus visitantes.

METODOLOGÍA

En mayo de 2015 se realizó un relevamiento básico de las características hidráulicas y topográficas del cauce, en el que se evaluaron aspectos tales como la accesibilidad, el ancho y la profundidad del cauce, la velocidad de la corriente, el grado de homogeneidad de las características morfológicas de las secciones, la presencia de islas, ollas, meandros o confluencias, la presencia de captaciones de agua o de descargas de agua, etc.

En base al relevamiento realizado y tomando en consideración las recomendaciones de Kilpatrick et al. (1989), se decidió adoptar como tramo de estudio un segmento del arroyo ubicado a aproximadamente 1 km. aguas abajo de la descarga de la EDAR. La Figura 1 muestra el tramo comprendido entre S1 y S2, donde se determinó la constante de reaireación.

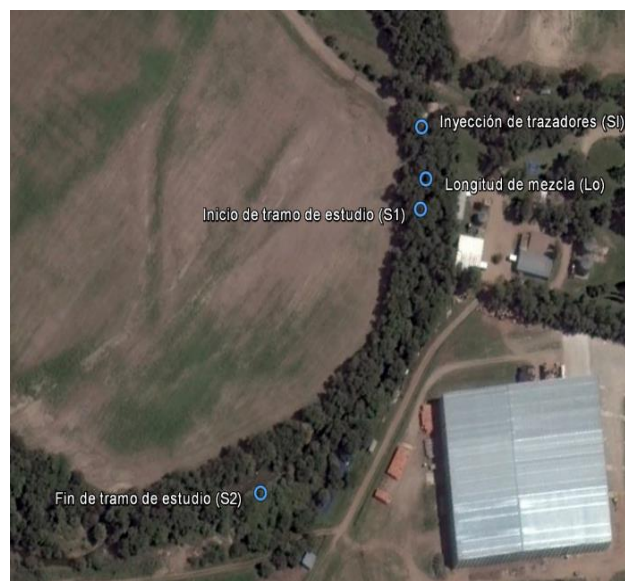


Fig 1: Tramo de estudio para la determinación de la constante de reaireación

Para el estudio de la cinética de desoxigenación carbonácea en el arroyo Chicamtoltina se seleccionaron tres puntos de muestreo (Tabla 1). Como criterio, se seleccionó un punto aguas arriba de la descarga de la EDAR, un punto aguas abajo y un tercer punto próximo a la confluencia con el río Anisacate. Los puntos escogidos se visualizan en la Figura 2 y sus coordenadas GPS en la Tabla 1.

TABLA 1: PUNTOS DE MUESTREO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA Kd.

N°	Criterio	Lugar	Coordenadas
1	Previo a la EDAR.	Puente Garzón	31° 40' 10,5'' S 64° 25' 52,2'' O
2	Posterior a la EDAR.	Depósito de la empresa Becerra.	31° 41' 01,3'' S 64° 24' 31,6'' O
3	Confluencia con el río Anisacate.	Camping de Anisacate.	31° 43' 19,9'' S 64° 24' 19,6'' O

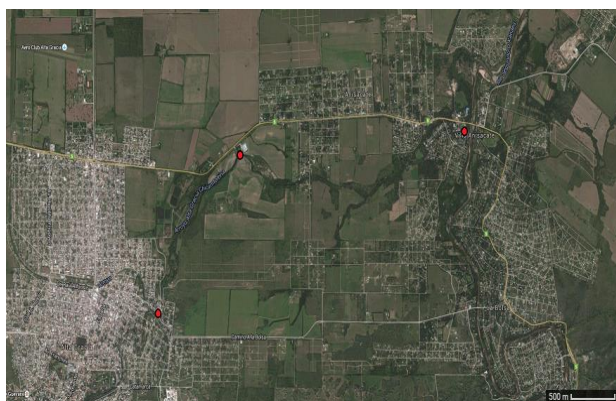


Fig. 2: Puntos de muestreo para la determinación de la constante de desoxigenación carbonácea.

Aforos del río y determinación de parámetros hidráulicos

Las características hidrodinámicas del tramo se determinaron en S1 por el método área-velocidad mediante aforo por vadeo. Para ello se utilizó un molinete hidrométrico Pygmy, con varilla de vadeo y digitalizador Rickly Hydrological como accesorios.

Se determinó la pendiente empleando nivel óptico Topcon AT-22A con trípode y mira estadimétrica, realizando mediciones in situ de diferencia de altura y distancia para 9 puntos a lo largo de 232 metros de cauce, respecto a 4 puntos de referencia o estaciones.

Con los datos arrojados de velocidad media (U), ancho de cauce (W), profundidad media (H) y pendiente 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).

Determinación de la constante de reaireación (K2) y de desoxigenación carbonácea (Kd)

Para la determinación de K2 en el tramo comprendido entre S1 y S2, se siguió la metodología empleada por Nadal et al. (2014). Como trazador gaseoso se trabajó con gas licuado del petróleo (GLP) y se utilizaron las ecuaciones establecidas por Yotskura et al. (1983). El caudal de gas a inyectar, tiempo de inyección y masa de cloruro de sodio se calculó de acuerdo a Kilpatrick et al. (1989). Para conocer el caudal del arroyo en el momento de realizar el ensayo, se empleó el método químico de trazador conservativo, según UNAM (2013).

Para obtener Kd, se determinó la constante de desoxigenación carbonácea “de botella” (K1) a partir de los resultados de la demanda bioquímica de oxígeno carbonácea (DBOC) empleando la metodología de linealización de la ecuación de Thomas. Así, se obtuvo la ecuación de ajuste por mínimos cuadrados de la gráfica de $(t/DBO_c)^{1/3}$ vs t (Ec. 1), y se determinó el valor de K1 y Lo (DBO última) por medio de las Ecuaciones 2 y 3.

$$\left(\frac{t}{DBO_c}\right)^{1/3} = a + b t \quad (1)$$

$$a = \frac{1}{(2,3 K1 L_0)^{1/3}} \quad (2)$$

$$b = \frac{(2,3 K1)^{2/3}}{6 (L_0)^{1/3}} \quad (3)$$

Para la determinación de la DBOC se recolectaron muestras de agua del centro de la corriente en recipientes de 1 L de capacidad, que se mantuvieron en conservadoras con refrigerantes hasta su traslado a laboratorio. La determinación se realizó mediante método respirométrico 5210-D del Standard Methods (APHA; WWA; WFA, 2012). Se utilizó un respirómetro Hach BODTrak II, que dispone de tres escalas diferentes de acuerdo al rango estimado de DBOC de la muestra y realiza mediciones cada 8 horas. Se obtuvo así tres lecturas diarias de la DBOC a 20 °C durante un período de ensayo de 7 días.

Una vez que se determinó K1 en los sitios ubicados en la Figura 2, Kd fue calculada de acuerdo a la Ecuación 4.

$$K_d = K1 + \frac{U}{H} \eta \quad (4)$$

Donde η es un coeficiente de actividad de cama que varía desde 0,1 para aguas profundas a 0,6 para una corriente que fluye rápidamente. Cabe aclarar que, si bien Kd representa el mismo proceso de descomposición que la constante de desoxigenación obtenida por incubación o método de la botella (K1), difiere de esta última debido a los procesos físicos y biológicos que presenta un río respecto a una botella. En los sistemas fluviales, la descomposición de materia orgánica está influenciada por la mezcla turbulenta, por la presencia de organismos en suspensión y sedimentados, por la profundidad del cauce, entre otros factores (Karamouz et al., 2013).

Modelación de la capacidad de autodepuración del tramo seleccionado

Para poder conocer los valores de OD y DBO, y así la capacidad de autodepuración que posee el arroyo hasta su confluencia con el río Anizacate aguas abajo de la descarga de la EDAR, se aplicó un modelo simplificado de calidad de agua. Para la simulación se trabajó con el programa RIOS IV (v4.0), que toma en cuenta el transporte advectivo en régimen permanente. Este software fue elegido debido a su disponibilidad, su fácil manejo y el requerimiento de poca información de entrada, en gran medida disponible.

Las relaciones básicas del modelo se expresan en las Ecuaciones 5 a 7.

$$\frac{dL}{dt} = 0 = -U \frac{dL}{dx} - K_r L + \frac{WL}{A} \quad (5)$$

Con L: DBO carbonácea (mg/L); Kr: tasa de remoción de DBO; A: área transversal de la sección; W: ancho de la sección y x: segmento del tramo en estudio.

$$\frac{dN}{dt} = 0 = -U \frac{dN}{dx} - K_{rN} N + \frac{WN}{A} \quad (6)$$

Donde N: nitrógeno oxidable (mg/L) y KrN, la tasa de remoción de nitrógeno oxidable (día-1).

$$\frac{dD}{dt} = 0 = -U \frac{dD}{dx} - K_2 D + K_d L + K_N N + SB - (P - R) \quad (7)$$

Con D: déficit de oxígeno disuelto (mg/L); SB: demanda de oxígeno disuelto de los sedimentos (mg/L d¹); P y R: tasa de producción de OD por fotosíntesis y por respiración, respectivamente (mg/L d⁻¹)

Se realizó una simulación en cuatro tramos, tomando como punto de inicio el puente Garzón (definido como punto N° 1 para determinación de K1) y como punto final la confluencia con el río Anisacate (Figura 3).

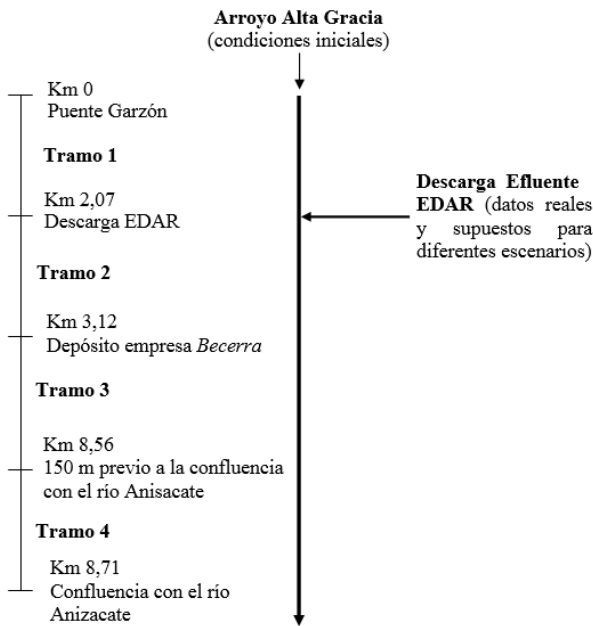


Fig. 3: Tramos definidos para el modelo RIOS IV.

En el tramo de simulación se realizaron las siguientes suposiciones: ausencia de descargas difusas; efecto despreciable de la demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada, por ser pequeño el tramo simulado aguas abajo de la descarga de materia orgánica; ausencia de microorganismos anaerobios, en base a los niveles de oxígeno disuelto medidos experimentalmente; efecto despreciable de la fotosíntesis y respiración de algas.

Los parámetros de entrada del modelo se obtuvieron de la siguiente manera:

- Mediante el método químico se obtuvo caudal (Q) en S₁ y S₂. Este valor se consideró constante para los tramos 2 a 4. El caudal del tramo 1 se estimó por sustracción del caudal de descarga de la EDAR.

- Mediante el ensayo con trazadores se obtuvo la K₂ en el tramo de estudio, que se consideró representativa para los tramos 2 a 4. Para el tramo 1, K₂ se estimó mediante la ecuación de Long (1984), por presentar la menor diferencia respecto al valor experimental en el tramo de estudio.

- Los parámetros hidrodinámicos H y A se obtuvieron por el aforo por vadeo realizado en S₁

- Como demanda béntica de oxígeno de los sedimentos se tomó el valor promedio para proximidades, aguas abajo, de descargas de lodos de depuradoras municipales (Thomann y Mueller, 1987) para el tramo 2. Se tomó un valor inferior para los tramos siguientes, al aumentar la distancia desde la descarga.

Mediante el software Google Earth se estimó la altitud media sobre el nivel del mar de cada tramo como un promedio entre los valores correspondientes al inicio y final del tramo. También se utilizó dicho software para obtener las distancias correspondientes a cada final de segmento.

- Se estableció la temperatura del arroyo medida durante la realización del ensayo con trazadores como temperatura de simulación.

- El caudal de descarga de la EDAR se estimó en función del número de conexiones y los valores representativos de volumen de efluente por conexión aportados por la Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación de la provincia. Este valor coincidió con lo expresado por Chicala (2014).

- Los datos de OD fueron determinados en los Puntos N° 1, N° 2 y N° 3 (Tabla 1) a través de la técnica *Standard Methods 4500-O-C* (APHA; WWA; WFA, 2012).

- El oxígeno disuelto de la descarga de la EDAR se tomó a partir de la caracterización de efluentes líquidos cloacales según el Decreto N° 415/99.

- La demanda bioquímica de oxígeno carbonácea a los cinco días (DBO_{C5}) de la descarga de la EDAR se estimó por balance de masa de materia orgánica, expresada como L₀ (Ec. 8), y posterior conversión mediante la razón L₀/DBO_{C5} obtenida experimentalmente para el punto N° 3. En tanto, para el inicio del tramo de simulación se usó la L₀ determinada experimentalmente por método respirométrico.

$$L_m = \frac{Q_w L_0 + Q_r L_r}{Q_w + Q_r} \quad (8)$$

Donde Q_w y Q_r representan los caudales [L/s] de la descarga y del río antes de la descarga, respectivamente; L₀, L_r y L_m, la demanda bioquímica de oxígeno carbonácea última [mg/L] de la descarga, del río antes de la descarga y de la mezcla (río después de la descarga), respectivamente.

- Como razón L₀/DBO_{C5} se utilizó el valor obtenido por método respirométrico tanto en el punto N° 1 como en el punto N°2.

Con estos datos, por medio del modelo RIOS IV, se simularon cuatro escenarios teniendo en cuenta distintas temperaturas del agua y concentraciones de DBO₅ del efluente. El caudal de la descarga de la EDAR se estimó en 65 L/s, calculado a partir del número de conexiones a la planta de tratamiento declarado en Chicala (2014).

Escenario 1:

Se modeló utilizando la temperatura del agua medida en campo (14 °C) y una descarga de efluente con DBO₅ = 160 mg/L estimada por balance de masa a partir de los datos de DBO₅ obtenidos del respirómetro.

Para los tramos 2 a 4, se consideró representativa la constante de remoción carbonácea (K_r) estimada a partir de la Ecuación 9 considerada por Chapra (1997). Para el tramo 1, dado que el contenido de materia orgánica es muy bajo, se supuso que K_r=K_d.

$$K_r = \ln \left[\frac{(L_0)_2}{(L_0)_3} \right] \frac{U}{\Delta x} \quad (9)$$

Escenario 2

Los parámetros ingresados son idénticos al escenario 1, a excepción de la DBO₅ de la descarga de la EDAR, que adquiere un valor de 40 mg/L por constituir el límite máximo de normativa provincial sobre vertido de efluentes (Decreto N° 415/99), y la constante de remoción Kr de los tramos 2 a 4, que se estima por medio de las Ecuaciones 10 y 11, con v_s=0,5 m/día (Chapra 1997) y suponiendo que Kd se mantiene constante en relación al escenario 1.

$$K_r = K_s + K_d \quad (10)$$

$$K_s = \frac{v_s}{H} \quad (11)$$

Donde v_s: velocidad de sedimentación de la materia orgánica en m/día

Escenario 3:

Se trabajó con las condiciones reales, igual que en el escenario 1, pero se modificó la temperatura para todos los tramos, asumiendo un valor de 25 °C. De esta manera, se buscó conocer el efecto de la temperatura del agua en los procesos de autodepuración.

Escenario 4:

Por último, se trabajó del mismo modo que en el escenario 2, cumpliendo la descarga con el Decreto N° 415/99, pero con una temperatura del agua de 25 °C por el mismo motivo que en el escenario 3.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros hidráulicos y constantes cinéticas

Los resultados obtenidos en los distintos aforos realizados en la sección S₁ se presentan en la Tabla 2.

TABLA 2: RESULTADOS DE AFOROS EN SECCIÓN S₁.

Fecha de aforo	Q (m ³ /s)	U (m/s)	H (m)	W (m)
09/05/2015	0,47	0,30	0,31	5,15
06/06/2015	0,37	0,20	0,28	6,41
04/10/2015	0,18	0,21	0,15	5,60

Respecto a las constantes cinéticas, el valor de la constante de reaireación a 20 °C en el tramo de estudio fue de **K2 = 6,16 día⁻¹**. La ecuación empírica que arroja el valor más cercano al valor real es la de Long (1984), con una K2=6,40 día⁻¹. La mayoría de las estimaciones aplicadas en Nadal *et al.* (2014) y utilizadas para calcular K2 sobrestiman el valor real, encontrándose diferencias de hasta 12 veces más grandes que el valor experimental.

La Tabla 3 se exponen los resultados de K1 y Lo punto de muestreo normalizadas a 20°C.

TABLA 3 | CONSTANTE DE DESOXIGENACIÓN Y DBO ÚLTIMA EN CADA PUNTO DE MUESTREO.

Punto N°	1	2	3
K1	0,13	0,25	0,30
Lo	3,71	36,91	4,57
R²	0,93	0,89	0,93

Los valores expresados en la Tabla 3 corresponden a resultados puntuales. Para conocer la constante de desoxigenación en el segmento comprendido por los puntos de muestreo 2 y 3, se promediaron los valores de la K1 de ambos puntos obteniéndose una **K1=0,27 día⁻¹**.

El valor de K1 obtenido en el segmento 2-3 se encuentra dentro del rango de valores referentes a un río contaminado según Metcalf y Eddy (1998). Se puede entender entonces que cerca de la confluencia con el río Anisacate (punto N° 3) la materia orgánica aportada por la descarga de la EDAR aún no se ha degradado en su totalidad.

Para el tramo 2-3, el valor de Kd, obtenido a partir de K1, resultó en 0,72 día⁻¹ y el valor de Kr, en 7,32 día⁻¹, denotando una importante remoción de materia orgánica por sedimentación en ese segmento.

Aplicación del modelo RIOS IV para simular el impacto de la descarga de la EDAR para diferentes escenarios

En las Figuras 4 y 5 se muestran los gráficos obtenidos a través del modelo para el escenario 1. Los valores obtenidos experimentalmente por medio de ensayos en campo se representan por cruces, mientras que el perfil de concentraciones de DBO y OD en función de la distancia obtenido por modelado se representa en línea continua. Los valores simulados de este escenario tienen una alta correlación con los obtenidos experimentalmente. Podría asumirse que el modelo se encuentra calibrado.

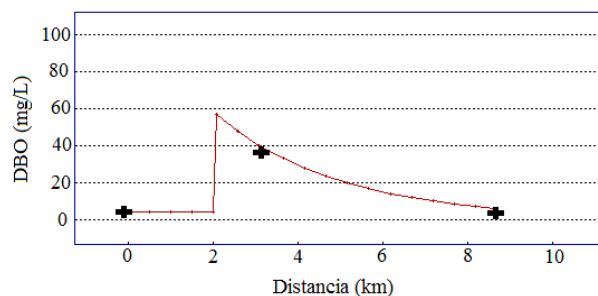


Fig. 4: Resultado de la modelación de DBO para el escenario 1. Las cruces representan los valores medidos experimentalmente.

Se puede observar el impacto que genera la descarga de efluentes (km. 2), donde la concentración de materia orgánica cerca de la confluencia se acerca al valor de DBO previo a la descarga y el oxígeno disuelto no llega a recuperar su concentración inicial.

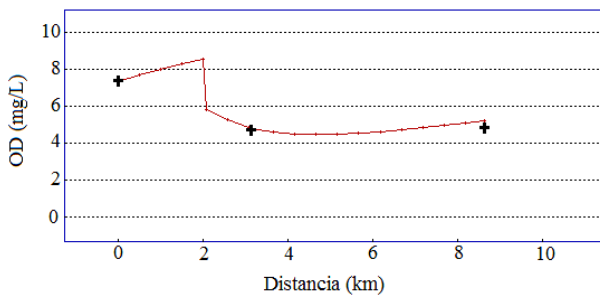


Fig. 5: Resultado de la modelación de OD para el escenario 1. Las cruces representan los valores medidos experimentalmente.

En las Figuras 6 y 7 se muestran los gráficos obtenidos por el modelo para DBO y OD para el escenario 2. Se observa que, al cumplir el efluente vertido con el parámetro exigido por la normativa, el arroyo tampoco logra recuperar los valores de OD previos a la descarga (aunque sí lo hace con la DBO, como ocurre en el escenario 1). Sin embargo, con una concentración de descarga de 40 mg/L, se observa que el OD del tramo no disminuye por debajo de los 5 mg/L, como sí lo hace en el escenario 1. Esto significa que se evitaría una condición de hipoxia que resultaría perjudicial para los organismos vivos del ecosistema acuático.

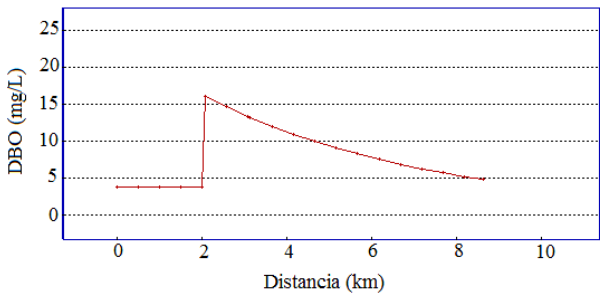


Fig. 6: Resultado de la modelación de DBO para el escenario 2.

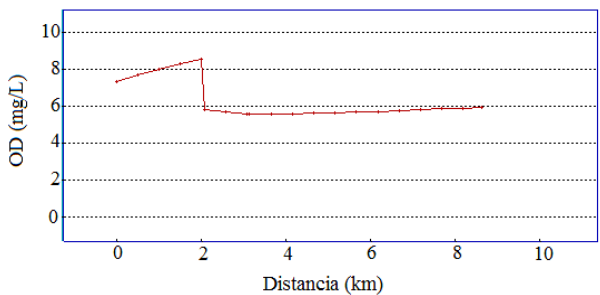


Fig. 7: Resultado de la modelación de OD para el escenario 2.

En las Figuras 8 y 9 se muestran los gráficos obtenidos por el modelo para DBO y OD para el escenario 3. Asimismo, se aclara que este escenario sólo se puede considerar representativo del período estival suponiendo una época de sequía en la cual el caudal del arroyo sea similar al utilizado en el modelo (aproximadamente 200 L/s). Generalmente en esta época del año el arroyo presenta un mayor caudal debido al régimen de precipitaciones, lo cual produciría una reducción del impacto de la descarga de la EDAR por el factor de dilución y cambios significativos en los parámetros hidrodinámicos y en las constantes asociadas a los procesos de reaeración y desoxigenación.

En los resultados obtenidos para este escenario se observa que a 6 kilómetros aguas abajo de la descarga de la EDAR

Alta Gracia el arroyo no llega a recuperar sus condiciones iniciales de OD (sí lo hace la DBO), llegando a valores que verdaderamente perjudican el ecosistema acuático.

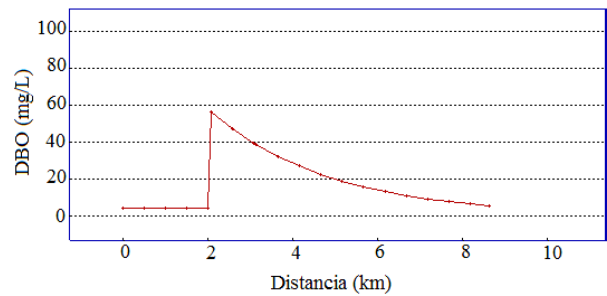


Fig. 8: Resultado de la modelación de DBO para el escenario 3.

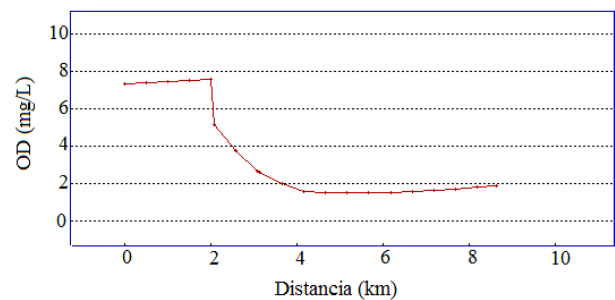


Fig. 9 | Resultado de la modelación de OD para el escenario 3.

En el escenario 4, al igual que en el escenario anterior, al llegar a la confluencia con el río Anisacate el arroyo presenta valores de DBO similares a los iniciales, aunque el nivel de OD cae hasta aproximadamente 3 mg/L. Esto pone en evidencia que, al menos que el caudal sea mayor, el cumplimiento de las características del efluente de acuerdo al Decreto 415/99 no es suficiente para que el arroyo logre autodepurarse completamente.

Comparando los escenarios 3 y 4, los dos modelados se realizaron a la misma temperatura, 25 °C, por lo que tienen la misma constante cinética para el proceso físico-químico de reaeración y la misma tasa de actividad metabólica de los microorganismos, pero cambia la DBO del efluente. Después de la descarga, los valores de DBO llegan a valores similares en la confluencia (23% de diferencia), pero se remueve mucha más materia orgánica en el escenario 3 que en el escenario 4. Sin embargo, la diferencia en los valores de OD entre ambos escenarios no es tan pronunciada. Esto se explica suponiendo que el proceso de remoción por sedimentación es predominante respecto a la degradación por microorganismos, lo que podría confirmarse viendo las constantes usadas y se justifica con Chapra (1997) quien remarca la importancia que tiene la remoción por sedimentación de la materia orgánica en arroyos poco profundos $H < 1$ m. Además, si se tiene en cuenta el Decreto N° 415/99, un efluente cloacal diluido posee una DBO_5 de 100 mg/L y la misma concentración de sólidos suspendidos volátiles; por lo tanto, en esta modelación se puede asumir que, al poseer el efluente una DBO_5 de 160 mg/L, contiene gran cantidad de sólidos suspendidos volátiles, lo cual significa que, de acuerdo a Thomann y Mueller (1987), la remoción de materia orgánica por sedimentación sea considerable.

Por otro lado, analizando los pares de escenarios 1-3 y 2-4, en cada uno tenemos la misma descarga de materia orgánica pero diferentes temperaturas. Sin embargo, la

variación de DBO respecto al tiempo es prácticamente la misma, siendo que un incremento en la temperatura tiene un gran efecto en la velocidad de las reacciones bioquímicas y la actividad metabólica de los microorganismos. Nuevamente, se puede explicar de la misma manera: la sedimentación es predominante en el proceso de remoción de DBO.

En cuanto al OD se aprecia la influencia de la temperatura del agua: en el escenario 3 la concentración de OD cerca a la confluencia es un 64% menor que en el escenario 1 a igual distancia; efecto similar ocurre en el escenario 4, donde el OD es 56% menor que en el escenario 2 en el final del tramo de estudio.

CONCLUSIONES

•El uso de trazadores y la aplicación del método de la meseta para conocer la constante de reaireación resultó adecuado para el tramo de estudio. El bajo caudal y las características hidráulicas de la sección permitieron utilizar cloruro de sodio como trazador conservativo sin inconvenientes.

•El valor de la constante de reaireación obtenido fue de $K_2=6,16 \text{ día}^{-1}$, lo cual significa que por procesos de reaireación el arroyo tiene la capacidad de incorporar de la atmósfera al agua $6,16 \text{ mg/L}$ de oxígeno por día.

•La constante de desoxigenación carbonácea $K_d=0,72 \text{ día}^{-1}$, calculada teniendo en cuenta la hidrodinámica del arroyo y el valor de K_1 , resultó aproximadamente tres veces mayor que la constante de botella ($K_1=0,27 \text{ día}^{-1}$) obtenida a través de los datos del respirómetro. Se verificó, entonces, la influencia de la hidrodinámica del arroyo en el proceso de desoxigenación.

•La gran diferencia entre la constante de desoxigenación K_d y la constante de remoción carbonácea ($K_r=7,32 \text{ día}^{-1}$) muestra que, luego de la descarga, predomina la disminución de materia orgánica por el proceso de sedimentación, en comparación con la oxidación por microorganismos.

•En base a los resultados obtenidos por el modelo RIOS IV, se puede concluir que si durante el período invernal la descarga de la EDAR cumpliera con los valores de vuelco de DBO_5 exigidos por el Decreto N° 415/99, el arroyo lograría autodepurarse parcialmente y se evitaría una condición de hipoxia.

•El modelo RIOS IV permite advertir que ante una eventual sequía en época estival que limitara el caudal del arroyo se presentaría una situación crítica, ya que, incluso si el efluente líquido cumpliera con la normativa, se daría una condición de hipoxia en todo el tramo desde la descarga. Además, teniendo en cuenta los valores de oxígeno disuelto recomendados por CONAMA (2005) para aguas dulces clase 2, el arroyo no sería apto para actividades recreativas con contacto directo, lo cual debería tenerse en cuenta ya que en la zona cercana a la confluencia con el río Anisacate se encuentra un camping familiar.

•El estudio realizado sobre un tramo del arroyo Alta Gracia (Chicamtoltina) demostró la necesidad de continuar investigando debido a que los resultados obtenidos advierten que la descarga de la EDAR produce un impacto

negativo significativo sobre el arroyo, al menos durante el período invernal.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Área de Preservación y Control del Recurso de la Secretaría de Recursos Hídricos, al Laboratorio de Hidráulica y al Dpto. de Química Industrial y Aplicada de la FCEFYN-UNC, por brindar los elementos necesarios para realizar las tareas de campo. Asimismo, agradecen al Dr. Martín Sarmiento, quien efectuó los análisis cromatográficos de propano en agua.

La Srta. Paula Fortunato y el Sr. Santiago Aguirre agradecen a familiares y amigos que colaboraron en la realización del Proyecto Integrador que les permitió obtener el título de Ingenieros Químicos y cuyos resultados se muestran en parte en este trabajo.

REFERENCIAS

- [1] American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation (2012), Estados Unidos, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater".
- [2] Brown L C, Barnwell Jr. T O (1987), "The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual", Rep. No. EPA/600/3-87/007, U.S. Environmental Protection Agency, Estados Unidos. Citado por Melching y Flores (1999).
- [3] Chapra S C (1997), "Surface Water-Quality Modeling", ISBN 0-07-011364-5, McGraw-Hill.
- [4] CONAMA (Consejo Nacional de Medio Ambiente de Brasil) (2005), Resolución N° 357/2005.
- [5] Chicala L J A (2014), "Efluentes cloacales en la Provincia de Córdoba", Informe de Práctica Profesional Supervisada de Ing. Civil, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- [6] Fischer H B, List E G, Koh R C Y, Imberger J, Brooks N H (1979), "Mixing in Inland and Coastal Waters", ISBN 978-0-12-258150-2, Academic Press.
- [7] Indec 2010, "Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas". http://www.censo2010.indec.gov.ar/cuadrosDefinitivos/indice_censo_feb12.pdf (12 de abril de 2015).
- [8] Karamouz M, Nazif S, Falahi M (2013), "Hydrology and Hydroclimatology: Principles and Applications", ISBN 978-1-4665-1220-7, CRC Press.
- [9] Kilpatrick F A, Rathbun R E, Yotsukura N, Parker G W, DeLong L L (1989), "Determination of stream reaeration coefficients by use of tracers", Techniques of Water-Resources Investigations, U.S. Geological Survey, Estados Unidos.
- [10] Long, E. G. (1984). Letter to Ray Whitmore of Tufts University from Texas department of Water Resources
- [11] Melching C S, Flores H E (1999), "Reaeration equations derived from U.S. Geological Survey Database", Journal of Environmental Engineering, Vol. 125, No. 5, p. 407-14.
- [12] Melching C S, Yoon C G (1996), "Key sources of uncertainty in QUAL2E model of Passaic River", Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE, 112(2), p. 105-13. Citado por Melching y Flores (1999).
- [13] Municipalidad de Alta Gracia (2015), Argentina, "Caracterización de la ciudad de Alta Gracia en su escala urbana" [en línea]. Disponible en: <http://www.altagracia.gov.ar/pdf/Anexo-V-2-tarea-an.pdf>. [Último acceso: julio de 2015].
- [14] Nadal A F (2014), "Determinación de la tasa de reaireación y modelación hidrodinámica de un tramo del río Tercero (Ctalamochita)", Revista electrónica de la FCEF y N. Vol 1 N°1, pag. 49-58 ISSN: 2362-2539. <http://revistas.unc.edu.ar/index.php/FCEFyN/article/view/6864/7942>
- [15] Sarasti S y Salas H (1996), "Modelos matemáticos de calidad de agua en corrientes" [en línea]. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan2/006650/06650-08.pdf> [último acceso junio de 2016].

- [16] Thomann R V, Mueller J A (1987), "Principles of Surface Water Quality Modelling and Control", Harper & Row Publishers.
- [17] UNAM (Universidad Nacional Autónoma de México) (2013), "Método químico para la medición de caudales en pequeños arroyos, utilizando cloruro de sodio", XXI Concurso Universitario "Feria de las Ciencias, la Tecnología y la Innovación", México.
- [18] Yotsukura N, Stedfast D A, Draper R E, Brutsaert W H (1983), "An assessment of steady-state propane-gas tracer method for reaeration coefficients", Water-Resources Investigations Rep. No. 83-4183, U.S. Geological Survey, Estados Unidos.