

METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN CURSOS DE AGUA SUPERFICIAL DE BAJO CAUDAL

Juan Galíndez, Nicolás Chalela, Luis González Gamboa, Cecilia Lucino y Sergio Liscia

Laboratorio de Hidromecánica, Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de La Plata

Calle 1 y 47, La Plata (B1900TAG), Buenos Aires, Argentina - Tel.: (+54) (221) 425-8911
E-mail: juanmanuel.galindez@ing.unlp.edu.ar

INTRODUCCIÓN

Las medidas de reparación de la calidad de las aguas del Riachuelo disparadas a partir de 2008 en respuesta a la sentencia de la Corte Suprema de Justicia de la Nación no han sido suficientes aún para contrarrestar la inercia inducida por décadas de progresiva degradación. En efecto, la calidad de las aguas superficiales de la cuenca hídrica del Matanza–Riachuelo (CHMR), en la que se asientan alrededor de 3,5 millones de habitantes (una buena proporción de los cuales en condiciones precarias de vida) y miles de industrias, no alcanza, en amplios tramos de su extensión, los estándares mínimos de calidad que las tornen aptas para el desarrollo de actividades recreativas pasivas, de acuerdo con los criterios establecidos en la Resolución 3/2009 de la Autoridad de la cuenca (Acumar).

Solo a través de herramientas de modelación es posible evaluar la pertinencia y eficacia de estas medidas en función del comportamiento de los diversos escenarios a los que dan lugar. Sin embargo, en los resultados de la modelación convergen múltiples incertidumbres; la más usualmente invocada es la implícita en la estimación de los parámetros propios del modelo en cuestión, que da lugar a los análisis de sensibilidad (Sun et al., 2012; Keupers y Willems, 2017). Existen, sin embargo, causas ligadas a las fuentes de contaminación que afectan al curso de agua superficial, entre los que se cuentan, por ejemplo, las características y usos del suelo y las fluctuaciones temporales de los efluentes de establecimientos industriales y de servicios. La magnitud del impacto de estos últimos puede adquirir proporciones críticas cuando la magnitud de la carga contaminante es comparable con la capacidad receptiva del curso de agua superficial, como en el caso de los tramos superiores de la red hídrica.

A fin de contemplar esta variabilidad, en el presente trabajo proponemos una metodología análoga al método de Monte Carlo para la evaluación de la calidad del agua en cursos de bajo caudal. Esta incluye la modelación numérica de múltiples escenarios cuyos resultados son pasibles de un análisis estadístico. La metodología fue aplicada en el arroyo Cañuelas, para el cual los valores de probabilidad de ocurrencia se contrastaron los resultados de los sondeos simultáneos de calidad y caudal efectuados periódicamente.

ÁREA DE ESTUDIO

El arroyo Cañuelas recoge las aguas de alrededor de 340 km² de superficie en el extremo sudoeste de la cuenca del río Matanza y afluye a este en su el tramo superior (Fig. 1).

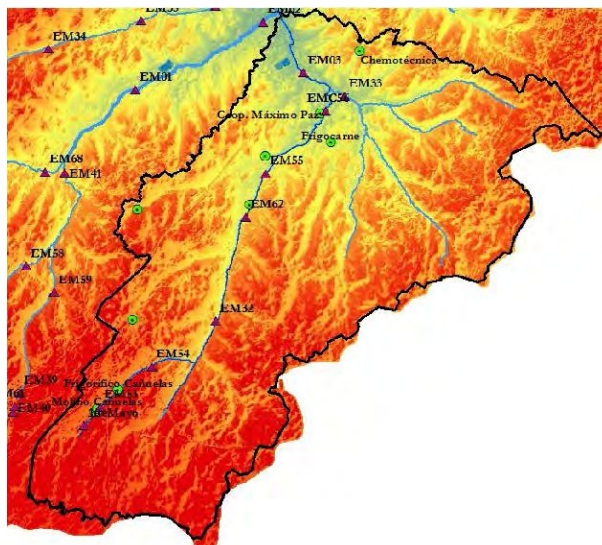


Figura 1.- Ubicación de las estaciones de monitoreo (denotadas por triángulos) y las principales industrias (denotadas por círculos) en la cuenca del arroyo Cañuelas

El tramo en consideración se extiende por 26 km, desde el arroyo La Montañeta, al sur de la localidad de Cañuelas, hasta su desembocadura, es somero (su profundidad no supera los 20 cm en buena parte de su extensión) y ancho, y aporta un caudal de alrededor de $2 \text{ m}^3/\text{s}$. Si bien fluye a través de una zona eminentemente rural, con población raleada y concentrada en escasos núcleos urbanos, durante su curso, recibe los efluentes de una planta de tratamiento de líquidos cloacales de un barrio cerrado y los de varias industrias (Fig. 1).

La cuenca del arroyo Cañuelas está monitoreada por ocho estaciones instaladas en diversas secciones del curso en las que periódicamente se aforan niveles de agua y caudales y de las que se extraen muestras para ulteriores análisis químicos.

MODELO HIDRODINÁMICO Y DE CALIDAD DEL AGUA

El modelo numérico empleado en este trabajo es el MIKE11 (DHI, 2009), capaz de simular procesos hidrodinámicos y fenómenos relacionados a la calidad del agua. Su módulo hidrodinámico fue calibrado por contrastación de los resultados de sus simulaciones con los de los sondeos efectuados en las diversas estaciones de monitoreo de la cuenca.

Por su parte, las especies primarias incorporadas al modelo conceptual bioquímico y sus fenómenos asociados (Tabla 1) fueron seleccionados por sus implicancias respecto de los criterios que definen los Usos del agua a los que se aspira y por la disponibilidad de datos de campo contra los cuales pueden ser referenciados los resultados de las simulaciones numéricas.

Tabla 1.- Especies primarias y procesos asociados considerados en el modelo bioquímico

Especie primaria	Proceso	Balance
Oxígeno disuelto	Reaireación	+
	Fotosíntesis	+
	Respiración	-
	Degradación de DBO	-
	Consumo por sedimentos	-
	Consumo por nitrificación	-
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	Degradación de DBO	-
	Sedimentación	-
	Resuspensión	+
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄)	Liberación de NH ₄ por degradación de DBO	+
	Nitrificación	-
	Consumo de NH ₄ por algas	-
	Consumo de NH ₄ por bacterias	-
Nitrógeno de nitratos (N-NO ₃)	Nitrificación	+
	Denitrificación	-
	Consumo de NO ₃ por algas	-
Fósforo de ortofosfatos (P-OP)	Decaimiento de PP	+
	Formación de PP	-
	Liberación de OP por degradación de DBO	+
	Consumo por algas	-
Fósforo particulado (PP)	Formación de PP	+
	Decaimiento de PP	-

Por otra parte, se observó que la variación de la temperatura del agua se corresponde muy íntimamente con la temperatura atmosférica, por lo cual puede ser introducida al modelo conceptual no como una variable adicional sino como un forzante.

A fin de estimar los parámetros involucrados en la modelación de los fenómenos bioquímicos y de capturar fenómenos cíclicos de frecuencia diaria tales como la variación de la temperatura y la luz solar y, más notablemente, los relacionados con el régimen de vertidos industriales, durante los días 15 y 16 de abril de 2015 se llevó a cabo, sobre los arroyos La Montañeta y Cañuelas, una campaña de monitoreo intensivo que incluyó la medición in situ de la temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica, concentración de sólidos y de oxígeno disuelto y la extracción de muestras de agua para su posterior análisis en laboratorio simultáneamente en siete estaciones de monitoreo con una frecuencia de una cada tres horas. Los datos recolectados durante la campaña se emplearon para configurar el escenario de referencia respecto del cual se contrastaron los resultados de las simulaciones del modelo.

FUENTES DE CONTAMINACIÓN

Las concentraciones de contaminantes en un sistema de agua superficial están controladas tanto por procesos internos (descritos por el modelo conceptual bioquímico) como por fuentes externas al propio sistema. Estas últimas pueden ser caracterizadas como puntuales o difusas y, como tales, están gobernadas por diferentes mecanismos, pudiendo ocasionar diferentes impactos sobre el cuerpo receptor.

Las fuentes puntuales son aquellas que pueden atribuirse a ubicaciones físicas específicas y usualmente son fácilmente identificables por verter directamente desde tuberías (Ji, 2008). Los aportes de origen difuso, por contraste, provienen de numerosas ubicaciones dispersas,

carecen de puntos de origen bien definidos y representan una amenaza para las aguas superficiales por su efecto acumulativo.

De acuerdo con Menéndez et al. (2013), las fuentes de contaminación que afectan las aguas superficiales de la CHMR pueden enmarcarse en las siguientes categorías:

1) Fuentes de origen difuso:

1.1) Vertidos domésticos desde zonas no conectadas al sistema cloacal;

1.2) Lavado del terreno por precipitaciones;

1.3) Sedimentos de fondo.

2) Fuentes de origen puntual:

2.1) Vertidos de las plantas de tratamiento de efluentes cloacales (que incluyen efluentes domésticos y efluentes industriales previamente tratados);

2.2) Vertidos industriales directos, no conectados al sistema cloacal, a los cuales se les dispensa un tratamiento mixto: como fuentes puntuales para las grandes industrias, y como fuentes difusas para el resto;

2.3) Arroyos urbanos tributarios del Matanza-Riachuelo, que aportan cargas domésticas e industriales.

A los fines de la modelación, se supuso que los aportes difusos tienen dos distintos orígenes: las aguas residuales del uso doméstico (que comportan una carga másica contaminante significativa en términos de la demanda bioquímica de oxígeno y del tenor de nitratos), y las aguas del lavado superficial de la cuenca (ricas en compuestos de nitrógeno y de fósforo, sobre todo). El volumen de las primeras está ligado a la distribución de la población asentada sobre la superficie de cada una de las subcuencas; en el de las segundas converge una serie de factores de bien diversa índole (geográfica, hidrológica, bioquímica, antrópica, etcétera) y de difícil predicción.

Se consideró que las aguas residuales del uso doméstico son relativamente estables en términos de volumen y carga másica contaminante, en razón de que, por un lado, su origen está ligado a la distribución de la población sin acceso a cloacas (cuya crecimiento es moroso) y, por el otro, su transporte hacia las aguas superficiales es en gran proporción a través del escurrimiento subsuperficial y, por lo tanto, está signado por la inercia propia del flujo subterráneo por la cual las variaciones en volumen y composición química del agua se dan en lapsos relativamente extensos.

En las zonas más altas de la CHMR, los fenómenos de lavado de la cuenca proveen la mejor explicación a las concentraciones de compuestos de nitrógeno y de fósforo total registradas en el arroyo.

Las fuentes de polución de origen puntual incluyen los cursos de agua tributarios del principal y los vertidos industriales. El caudal de los afluentes del curso principal está ligado a la superficie del área que drenan y fue calculado por sendas simulaciones del módulo hidrológico del software MIKE11. La composición química de sus aguas corresponde a las de aguas en estado natural, relativamente poco contaminadas, con altos tenores de oxígeno disuelto y baja carga contaminante.

Los vertidos de origen industrial, por su parte, se caracterizaron en función de los resultados de análisis químicos realizados sobre muestras de las aguas residuales de los distintos establecimientos de la cuenca (Tabla 2). Para el caso de la validación del modelo, la muestra se redujo a fin de comprender solo los análisis químicos efectuados en el periodo diciembre de 2013 – octubre de 2014.

Tabla 2. Promedio y desviación estándar de la concentración de los parámetros bioquímicos contemplados de las aguas residuales de los principales establecimientos industriales de la cuenca del arroyo Cañuelas.

Industria	Gasto (L/s)	Compuesto	Promedio (mg/L)	Desviación estándar (mg/L)
Frigorífico Cañuelas S.R.L.	6,40	DBO	14,00	11,14
		OD	8,10	0,42
		N-NH ₄	12,00	15,59
Molino Cañuelas SACIFIA	1,50	DBO	204,40	364,86
		OD	4,21	2,52
		N-NH ₄	3,00	0,00
Coop. de Trabajo Frigocarne M. Paz Limitada	8,30	DBO	37,33	13,87
		OD	3,60	4,38
		N-NH ₄	41,00	21,00
Coop. de Trabajo Obrera de M. Paz Limitada	8,60	DBO	68,67	40,15
		OD	3,70	3,06
		N-NH ₄	19,40	10,86
Chemotécnica S.A.	3,60	DBO	2,36	0,74
		OD	6,26	2,86
		N-NH ₄	—	—

METODOLOGÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LOS APORTES DE ORIGEN PUNTUAL

Los vertidos industriales, al derramar directamente al curso, tienen un efecto instantáneo sobre la calidad de sus aguas. Ello es tanto más notable en razón de que los caudales que transporta el arroyo —esto vale para el sistema del arroyo Cañuelas como para los demás tributarios del Matanza—Riachuelo— son insuficientes para diluir efectivamente la carga másica contaminante que reciben. Asimismo, si se impusiera, como es práctica habitual, que los vertidos de un determinado establecimiento fueran en todo momento uniformemente iguales a un valor típico, se ignorarían eventos extremos potencialmente peligrosos.

A fin de incluir esta variabilidad, se implementó una metodología análoga al método de Monte Carlo, que comprende la definición de un espectro de posibles condiciones de borde; la generación aleatoria de escenarios igualmente probables sobre la base de una distribución de probabilidad en el rango del espectro establecido (atendiendo a ello, la variación de la composición química de los vertidos industriales queda plasmada en series temporales sintéticas cuyos estadísticos respetan los calculados sobre la base de las muestras recolectadas por la Coordinación General de Fiscalización y Reconversión en el periodo desde diciembre de 2013 a octubre de 2014); la ejecución de simulaciones determinísticas (realizaciones) de estos escenarios; y la integración de los resultados y su evaluación estadística.

El procedimiento de Monte Carlo implica la generación y evaluación de múltiples realizaciones, por lo cual es muy demandante en términos de tiempo de cómputo. Con el objeto de salvar esta contrariedad, se desarrolló una línea de acción que propende a la obtención de resultados significativos con un mínimo de simulaciones. Se contempló que:

- 1) Los caudales vertidos pueden asumirse constantes e iguales a un valor promedio, de modo que la variabilidad de la carga contaminante es función exclusiva de la variabilidad de la concentración de contaminantes.
- 2) El tenor de la contaminación de las aguas superficiales está en relación inversa con el volumen de agua que conduce el curso principal, pues este es índice de su poder diluyente.
- 3) Por ende, el riesgo ambiental inducido por el vuelco de aguas residuales es tanto menor cuanto mayor sea la correlación entre los valores de carga contaminante de las aguas

residuales y el caudal que transporta el curso principal, por cuanto la mayor carga contaminante se daría en momentos en que el arroyo es más receptivo.

4) El coeficiente de correlación entre dos variables X e Y con valores medios μ_X y μ_Y y desviaciones estándares σ_X y σ_Y , respectivamente, está dado por la Ec. 1:

$$\rho_{X,Y} = \frac{\text{cov}(X,Y)}{\sigma_X \sigma_Y} = \frac{E[(X - \mu_X)(Y - \mu_Y)]}{\sigma_X \sigma_Y} \quad (1)$$

En la que $\text{cov}(X,Y)$ representa la covarianza entre las variables X e Y .

5) La carga contaminante de una determinada industria admite una función de distribución lognormal, lo cual es admisible para series temporales de caudal en cursos naturales de agua (Bowers et al., 2012). La correlación entre las series de caudal y de carga contaminante podría variar en un rango entre 0 (nula correlación) y 1 (correlación directa) (Fig. 2).

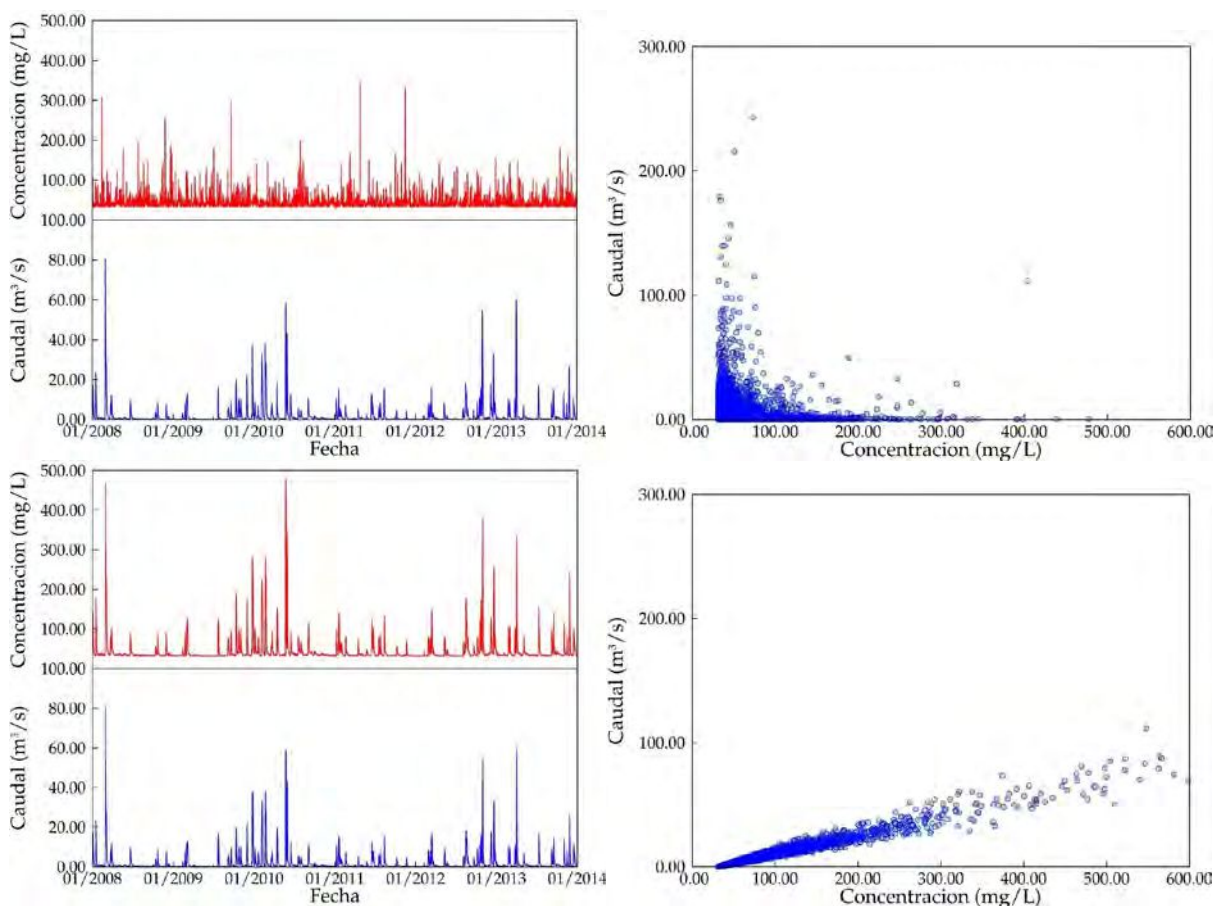


Figura 2.- (Izq.) Series temporales de caudal y de concentración (como índice de la carga contaminante) de los vertidos industriales generada sintéticamente (arriba) asumiendo correlación nula (arriba) y directa (abajo) entre ambas; (Der.) Diagrama de dispersión entre las series de caudal y concentración (como índice de carga contaminante)

La estrategia de resolución involucró el barrido del rango de variación del coeficiente de correlación por la generación de al menos once escenarios. La hipótesis de trabajo reside en que la evaluación integral de un set de realizaciones, cada una asociada a un valor discreto de la correlación, contribuye a determinar la probabilidad de ocurrencia de estados particulares de la calidad del agua (con sus riesgos adjuntos).

RESULTADOS

Las máximas concentraciones de DBO calculadas se registran en el tramo superior del arroyo (Fig. 3), en el que los caudales naturalmente bajos del arroyo La Montañeta discurren en una zona relativamente densamente poblada (en los alrededores de la localidad de Cañuelas), recibiendo de ella una proporción considerable de aportes difusos, amén de los vertidos de las empresas Frigorífico Cañuelas S.R.L. y Molino Cañuelas SACIFIA. Estos picos de contaminación tienen su réplica en el extremo de aguas abajo (en torno a la localidad de Máximo Paz); su magnitud, sin embargo, es menor, por efecto de la mayor capacidad receptiva del arroyo en ese tramo.

La interpretación de las envolventes construidas sobre la base de la concentración de OD es más ardua, pues involucran procesos de distinta índole y frecuencia (oxigenación por fotosíntesis, consumo por degradación de DBO y por nitrificación, etcétera). Aún así, se desprende que las condiciones generales son aceptables en todo momento y en toda la longitud, si se toman como referencia los valores umbrales correspondientes al uso IV.

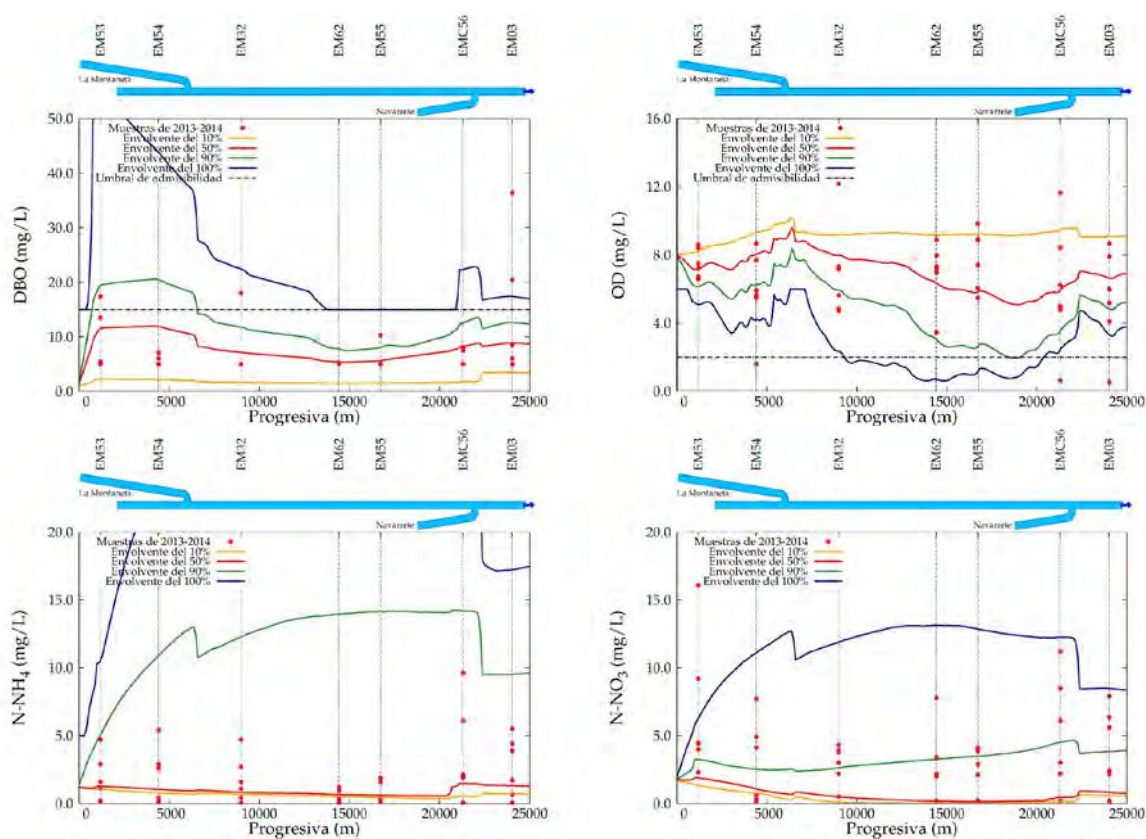


Figura 3.- Probabilidad de ocurrencia acumulativa de la concentración de la demanda bioquímica de oxígeno (arriba, izq.), del oxígeno disuelto (arriba, der.), nitrógeno amoniacal (abajo, izq.) y nitrógeno de nitratos (abajo, der.) en función de la posición, referenciados a los registros correspondientes obtenidos durante el periodo desde diciembre de 2013 a octubre de 2014. Se incluyen los umbrales de admisibilidad correspondientes al Uso IV para los casos de DBO y OD

Las concentraciones de compuestos de nitrógeno exhiben ambos el mismo patrón creciente, por efecto de la recepción continua de los aportes difusos de nutrientes de la cuenca. Esta tendencia se ve interrumpida abruptamente por el incremento de la capacidad de dilución inducido por la afluencia de los arroyos Cañuelas, aguas arriba, y Navarrete, aguas abajo.

La Fig. 3 permite referenciar los resultados de las simulaciones a los registros de calidad de agua obtenidos durante el periodo contemplado (diciembre 2013 a octubre 2014, en el que se cuenta con registros bimestrales de caudal y concentración de los parámetros considerados). En condiciones ideales, tales registros deberían estar contenidos por las envolventes del 0 % y del 100 %. Aun sin lograr tal objetivo –estas desviaciones pueden ser atribuibles a diversas causas, entre las que se encuentran eventos extraordinarios no contemplados por las condiciones de borde del modelo– es visible que una buena proporción de ellos quedan circunscriptos dentro de un espacio previsible por medio de las simulaciones matemáticas, lo cual puede interpretarse como signo de que el modelo ha quedado efectivamente validado.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Se ha introducido una metodología para la evaluación de la calidad del agua en cursos de bajo caudal que incluye la modelación numérica de múltiples escenarios y la ponderación estadística de sus resultados. Fue aplicada en la cuenca del arroyo Cañuelas e involucró la simulación de once escenarios, cada uno de los cuales signado por un distinto grado de correlación entre el hidrograma del arroyo (índice de su capacidad receptiva) y la serie temporal de la carga másica contaminante de las industrias más relevantes asentadas en la cuenca (como signo del impacto potencial de estas).

Los resultados sugieren que la metodología en efecto da visibilidad a eventos de polución potencialmente más peligrosos para el ecosistema, si bien de ocurrencia más improbable. Asimismo, se observó que los resultados de las simulaciones del módulo bioquímico enmarcan adecuadamente bien los valores de concentración de las especies contaminantes contempladas para el periodo de calibración, lo cual sugiere que la metodología es aceptable a fin de brindar una interpretación integral, físicamente basada, del estado de la calidad del agua en el sistema bajo estudio y, por extensión, de los demás arroyos de la parte alta de la CHMR (Cebey, Rodríguez, Chacón y Morales).

REFERENCIAS

Bowers, M. C., Tung, W. W., Gao, J. B. (2012). "On the distributions of seasonal river flows: Lognormal or power law?", *Water Resources Research*, Vol. 48, doi:10.1029/2011WR011308

DHI Water and Environment (2009). *MIKE 11 Reference*, DHI, Dinamarca.

Ji, Z-G (2008). *Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries*, Ed. J. Wiley & Sons, Hoboken, Estados Unidos

Keupers, I., Willems, P. (2017). "Development and testing of a fast conceptual river water quality model", *Water Research*, Vol. 113, pp. 62-71

Menéndez, Á., Lecertúa, E., Badano, N. (2013). "Estudio de actualización del modelo matemático de calidad de agua de la cuenca del Matanza–Riachuelo – Informe final"

Sun, X.Y., Newham, L.T.H., Croke, B.F.W., Norton, J.P. (2012). "Three complementary methods for sensitivity analysis of a water quality model", *Environmental Modelling & Software*, Vol. 37, pp. 19-29