

ANÁLISIS BIDIMENSIONAL DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO URUGUAY AGUAS ABAJO DE LA REPRESA DE SALTO GRANDE MEDIANTE EL MODELO NUMÉRICO MOHID

Cardini, Julio¹; Zabalett, Alejandro² y Reguero, Gimena³

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)
Facultad Regional Concepción del Uruguay (FRCU) - Universidad Tecnológica Nacional,
Ingeniero Pereira 676 (CP 3260)

1: e-mail: cardinij@frcu.utn.edu.ar / cardinijulio@gmail.com

2: e-mail: zabaleta@frcu.utn.edu.ar

3: e-mail: gpsouto@gmail.com

Resumen. *Se presentan los avances alcanzados en una investigación sobre la evolución de nutrientes, la concentración algal y la dispersión transversal de coliformes, en el tramo del río Uruguay comprendido entre las localidades de Colón y Concepción del Uruguay, teniendo en cuenta descargas puntuales provenientes de aguas residuales que son vertidas al sistema acuático. Se trata de la continuación de una investigación sobre la calidad de agua del río, apoyada en una modelación matemática unidimensional, que fue publicada previamente. En esta etapa se implementó el software MOHID para el río Uruguay en modo bidimensional, con el objetivo de poder explorar los distintos fenómenos sin promediar en la sección del río. La calibración del módulo hidrodinámico se realizó con datos medidos de nivel del río y velocidad del agua, y se estimó la respuesta a variaciones de parámetros tales como temperatura del curso de agua y la concentración algal, de nutrientes y de coliformes fecales. Se concluyó que es factible reproducir las tendencias de crecimiento algal, calibrar la temperatura del agua con datos medidos, y representar correctamente el perfil transversal medido, de concentraciones de bacterias coliformes. Para realizar estudios detallados de tramos fluviales seleccionados, se ha elaborado un plan de muestreo y determinación de los principales parámetros necesarios a los efectos de calibrar el módulo de calidad de aguas del MOHID, el cual será implementado cuando las condiciones hidrológicas y de temperatura sean favorables.*

Palabras clave: Calidad de agua, Río Uruguay, Modelación matemática, MOHID

1. INTRODUCCIÓN

Como parte de las tareas de investigación que lleva a cabo el Grupo de Estudio Contaminación del Río Uruguay (GECRU) a propósito del impacto ambiental que la actividad humana genera en la región (Cardini et al., 2017; Zabalett et al., 2017; Cardini et al., 2018), se presentan los avances alcanzados sobre la evolución de nutrientes, la concentración algal y la dispersión de coliformes en el tramo del río entre Colón y Concepción del Uruguay, de alta densidad demográfica, mediante la utilización del modelo bidimensional MOHID de MARETEC (Marine and Environmental Technology Research Center del Instituto Superior Técnico de la Universidad de Lisboa).

El módulo hidrodinámico se calibró con niveles de agua y velocidades de corrientes medidas y se estimó la respuesta a variaciones de parámetros tales como la temperatura del curso del agua y la concentración algal, de nutrientes y de coliformes fecales.

La relevancia de modelar de manera bidimensional la sección del río entre las localidades de Colón y Concepción del Uruguay, validando el modelo en su totalidad, es que permitirá lograr el objetivo de realizar estudios detallados en tramos fluviales críticos, donde las condiciones de calidad de agua sean diferentes a lo ancho del río; razón por la cual se ha elaborado un plan de muestreo de los parámetros necesarios para calibrar el módulo de calidad de aguas que llevará a cabo cuando las condiciones hidrológicas y de temperatura de agua sean favorables.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

El modelo utilizado tanto para la parte hidrodinámica como la de calidad de agua es el MOHID, un sistema para la modelación tridimensional de ecosistemas acuáticos. Para el presente estudio se trabajó con la versión bidimensional del modelo integrado a la vertical.

El modelo MOHID es un modelo hidrodinámico 3D baroclino; resuelve las ecuaciones primitivas de Navier-Stokes con la aproximación de Boussinesq para fluidos, que se basa en el hecho de que la estructura compresible de dichos fluidos se puede considerar como incompresible debido a las suposiciones que se hacen en las variables y parámetros que describen la evolución del mismo. La discretización temporal se realiza con un algoritmo semi-implícito ADI (Alternating Direction Implicit) que reduce los costos computacionales. Este método numérico semi-implícito se basa en la división del paso temporal en dos etapas ($t - t + \frac{1}{2}$ y $t + \frac{1}{2} - t + 1$) donde, en cada medio paso de tiempo, se resuelve en forma implícita una dimensión por vez. En la primera etapa de tiempo de integración ($t - t + \frac{1}{2}$) la dirección “y” se trabaja en forma implícita, mientras que en la dirección “x” en forma explícita, en la segunda etapa ($t + \frac{1}{2} - t + 1$) ocurre lo contrario. En el presente caso, se aplicó en modo 2D, incluyendo el módulo de dispersión de contaminantes. El módulo “WaterQuality” proviene del modelo EPA (1985) y su principal función es la de simular procesos claves del ecosistema como los ciclos del oxígeno, carbono, nitrógeno, fósforo, procesos de reciclado de nutrientes además de calcular la dinámica de diversos organismos o microorganismos que viven en cuerpos de agua. Trabaja simultáneamente con el módulo “WaterProperties” y el “InterfaceWaterAir”. Éste último almacena las condiciones meteorológicas y utiliza la información de radiación solar para procesos de calidad de agua.

Todos los procesos que ocurren en la columna de agua se encuentran representados por el módulo “WaterProperties” que es a su vez utilizado por el módulo “Hydrodynamic” que calcula el flujo de agua y luego emplea los resultados para calcular el transporte de las

propiedades del agua. El fenómeno del transporte en la columna de agua de una dada propiedad “P”, está dado por la siguiente ecuación:

$$\frac{dP}{dt} = \frac{\partial P}{\partial t} + u_j \frac{\partial P}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} (k_\theta \frac{\partial P}{\partial x_j}) + (Fuentes - Sumideros) \quad (1)$$

Donde: P = concentración de la propiedad (ml^{-3})
 J = índice correspondiente a los ejes cartesianos $(x_1, x_2, x_3) = (x, y, z)$
 k_θ = coeficiente de difusión de masa turbulenta

El MOHID está preparado para simular propiedades tales como: temperatura, salinidad, sedimentos cohesivos, fitoplancton, nutrientes, contaminantes, etc. Estas propiedades pueden estar disueltas en agua siguiendo las corrientes o en formas de partículas, entonces sujetas a la velocidad de caída, permitiendo que las mismas se depositen en el fondo, pasando a formar parte del mismo.

El modelo permite también modelar constituyentes arbitrarios conservativos o no conservativos de primer orden. La tasa de decaimiento de las bacterias coliformes, el constituyente de uno de los casos de estudio, se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{\ln 10}{T_{90}} C \quad (2)$$

Donde: C = concentración del constituyente (unidad elegida por el usuario)
 T_{90} = tasa de decaimiento (s)

El módulo de calidad de aguas del MOHID ha sido verificado intensivamente en el marco del programa MOHID-PCOMS (MOdelacao HIDrodinamica - Portuguese Coast Operational Modeling System) (Mateus et. al, 2012), verificando que el modelo permite reproducir adecuadamente algunas características ecológicas bien conocidas, tales como la reducción natural de nutrientes en las capas superficiales y el máximo sub-superficial de clorofila “a”.

El área modelada está caracterizada por una malla regular de espaciamiento constante, el tamaño de las celdas es de 25m de ancho por 35 m de alto, en una matriz de 1400 x 600 elementos que cubre una extensión de 45 km a lo largo del río Uruguay, entre aguas arriba y aguas debajo de las localidades de Colón y Concepción del Uruguay respectivamente. La ubicación geográfica del dominio está definida por la información topobatómica, adquirida a partir de imágenes satelitales, cartas del IGN, relevamientos y cartas náuticas, referidas Cero IGN (Ver Figura 1), y referenciada en las coordenadas POSGAR faja 6.

Para generar el modelo de elevación digital, se incorporaron nuevos datos de cartas náuticas para ampliar la base de datos batimétricos, ya utilizada en anteriores estudios (Zabalett, 2012), con el objeto de extender la malla del modelo hasta una zona donde los efectos de borde no afecten los resultados en los sitios de interés.

El modelo fue forzado por los aportes propios de su cuenca alta (Embalse de Salto Grande) y las descargas cloacales e industriales de las localidades ribereñas de ambas márgenes. Ambas contribuciones fueron estudiadas por GECRU en etapas anteriores de la investigación.

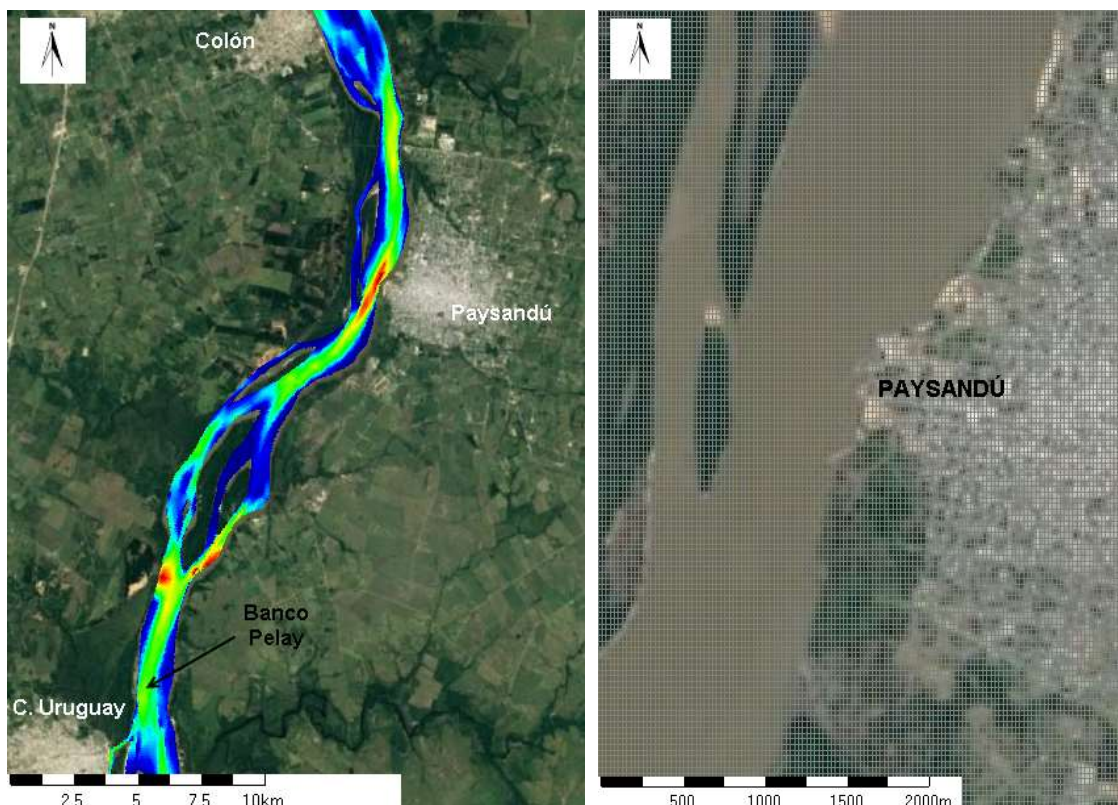


Figura 1. Dominio de cálculo y ejemplo de detalle de la grilla en inmediaciones de Paysandú

3.1. Calibración hidrodinámica

Para la calibración hidrodinámica se forzó al modelo a partir de una serie temporal de caudales y niveles, que abarcan un período de estiaje y otro de crecida entre el 6/9/2012 – 16/10/2012, que fueron extraídos de un modelo HEC-RAS previamente calibrado, en las secciones correspondientes a los bordes del modelo bidimensional. Las velocidades fueron calibradas a partir de corridas con flotadores realizadas entre los años 2002 y 2003 en diversas oportunidades, bajo condiciones de estiaje, aguas medias altas y crecida extraordinaria.

En todas las modelaciones bidimensionales de calidad de agua se estudiaron condiciones hidrodinámicas estacionarias, correspondientes a un caudal medio de 5.000 m³/s y a un caudal de estiaje de 1.500 m³/s. Se completó la información de nubosidad necesaria con datos mensuales publicados por el NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration).

3.2. Calibración de la temperatura del agua

La temperatura del agua es uno de los parámetros físicos más importantes, pues afecta la viscosidad y la velocidad de las reacciones químicas que intervienen en los procesos de tratamiento del agua. Para realizar la calibración de la temperatura se obtuvieron datos cada 6 hs, entre 1/07/2013 hasta 31/12/2013 en la localidad argentina de Concepción del Uruguay que fueron suministrados por la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU).

La modelación de temperatura del agua requiere especificar datos meteorológicos. A partir de la información pública disponible en la página Web de la Dirección Hidráulica de Entre Ríos, se obtuvieron datos de presión atmosférica, temperatura del aire, humedad, radiación solar y velocidad del viento en la estación de Concepción del Uruguay para el año 2013.

3.3. Parámetros para modelar la evolución algal

La población de las algas en la columna de agua es el parámetro de calidad de agua más comúnmente simulado y es importante para comprender el proceso de eutrofización. El fitoplancton está formado por algas, que a su vez están constituidas por una serie de pigmentos, entre los cuales el más representativo es la clorofila “a” (Chl-a). Es posible estimar la biomasa de algas planctónicas mediante la cuantificación de la Chl-a.

La respiración y crecimiento de las algas afecta las concentraciones de nutrientes (NH₄, NO₃, PO₄ OrgN y OrgP en el HEC-RAS), de algas y de oxígeno disuelto (OD). Durante el día la fotosíntesis produce OD y durante la noche en la respiración se consume oxígeno. Las algas utilizan fósforo y nitrógeno en sus formas inorgánicas disueltas y las mismas son fuentes de las formas orgánicas de éstos nutrientes.

A partir de la información analizada en estudios previos (Cardini et al., 2017), basada en una combinación de muestreos realizados por el GECRU, datos publicados por CARU e información bibliográfica, se estimó la temperatura del agua, y las concentraciones de nutrientes de base para el tramo del río en estudio (ingresantes desde aguas arriba de Colón) y para las descargas residuales de Colón y Paysandú (ver **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y Tabla 1).

Se simularon los siguientes escenarios, todos en verano pues es la estación con mayor desarrollo de algas y se realizó un análisis de sensibilidad en la concentración de Chl-a de las descargas:

- Caudal medio río 5.000 m³/s – VERANO – Chl-a en descargas: 5 µg/l
- Caudal estiaje río 1.500 m³/s – VERANO – Chl-a en descargas: 5 µg/l
- Caudal estiaje río 1.500 m³/s – VERANO – Chl-a en descargas: 50 µg/l

Tabla 1. Parámetros estacionales del río para la modelación de desarrollo algal (Fuente: Cardini et al., 2017)

| Río Uruguay | DOX | DBO | OrgN | NH ₄ | NO ₂ | NO ₃ | OrgP | PO ₄ | Temp. |
|-------------|------------------|-------------------------------|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|----------------------|
| | Oxígeno Disuelto | Demanda Bioquímica de Oxígeno | Nitrógeno Orgánico | Amonio | Nitrito | Nitrato | Fósforo Orgánico | Orto fosfato | Temperatura del agua |
| Estaciones | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (°C) |
| VERANO | 7,50 | 7,00 | 0,66 | 0,05 | 0,10 | 0,65 | 0,09 | 0,05 | 28 |
| INVIERNO | 9,50 | 7,00 | 0,66 | 0,05 | 0,10 | 0,65 | 0,09 | 0,05 | 16 |

Tabla 1. Parámetros de las descargas residuales en Colón y Paysandú (Fuente: Cardini et al., 2017)

| Descargas residuales | Caudal | DOX | DBO | OrgN | NH ₄ | NO ₂ | NO ₃ | OrgP | PO ₄ | Temp, |
|----------------------|------------------------|------------------|-------------------------------|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|----------------|
| | de la descarga cloacal | Oxígeno Disuelto | Demanda Bioquímica de oxígeno | Nitrógeno Orgánico | Amonio | Nitrito | Nitrato | Fósforo Orgánico | Ortofosfato | de la descarga |
| Localidad | (m ³ /s) | (µg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (°C) |
| Colón | 0,05 | 5 | 200 | 43 | 25 | 1 | 15 | 7 | 3 | 21 |

| | | | | | | | | | | |
|----------|------|---|-----|----|----|---|----|---|---|----|
| Paysandú | 0,20 | 5 | 200 | 43 | 25 | 1 | 15 | 7 | 3 | 21 |
|----------|------|---|-----|----|----|---|----|---|---|----|

3.4. Parámetros para modelar la contaminación bacteriológica

El estudio de la contaminación bacteriológica en el tramo del río entre Colón y Concepción del Uruguay, resulta de gran interés debido a la afectación que producen las descargas cloacales de las localidades ribereñas en las áreas de uso balneario ubicadas aguas abajo, con el objetivo de verificar hasta qué punto y en qué condiciones la descarga de una margen puede provocar una contaminación transfronteriza en la margen opuesta.

Para analizar la evolución de un pulso de descarga en la localidad de Colón y de Paysandú se forzó al modelo con un caudal constante de 5.000 m³/s en el borde superior y un nivel (IGN) en el borde inferior de 1,63 m. Los caudales de las descargas cloacales fueron estimados a partir de la cobertura de la red actual y las proyecciones de población (Zabalett, 2012). La descarga constante en Paysandú corresponde a un caudal cloacal urbano (el industrial no aporta bacterias coliformes) igual a 0,15 m³/s, y una concentración de coliformes fecales típica igual a 3x10⁶ UFC/100ml, resultando una descarga másica = 450.000 UFC/100ml * m³/s. Para Colón se consideró un caudal máximo igual a 0,05 m³/s (180 m³/hora) y una concentración de Coliformes fecales igual a 10x10⁶ UFC/100ml, lo cual implica una descarga másica = 500.000 UFC/100ml * m³/s. Para estudiar de manera más eficiente la dispersión transversal bacteriológica, se consideró sin decaimiento a las bacterias coliformes fecales en el tramo de estudio, lo cual es razonable dado que su extensión es limitada.

4. RESULTADOS OBTENIDOS

4.1. Calibración hidrodinámica

Se calibró el modelo comparando los niveles medidos (ex Dirección Nacional de Vías Navegables, Argentina) y calculados en las estaciones de Colón y Concepción del Uruguay y ajustando los coeficiente de rugosidad hasta obtener una solución con velocidades similares a las medidas mediante corridas con flotadores efectuadas en diversas oportunidades, bajo condiciones de estiaje, aguas medias altas y crecida extraordinaria. Se adoptaron 4 valores de rugosidad que varían entre 0,20 y 0,40 según la profundidad del cauce (Figura 2 y Figura 3).

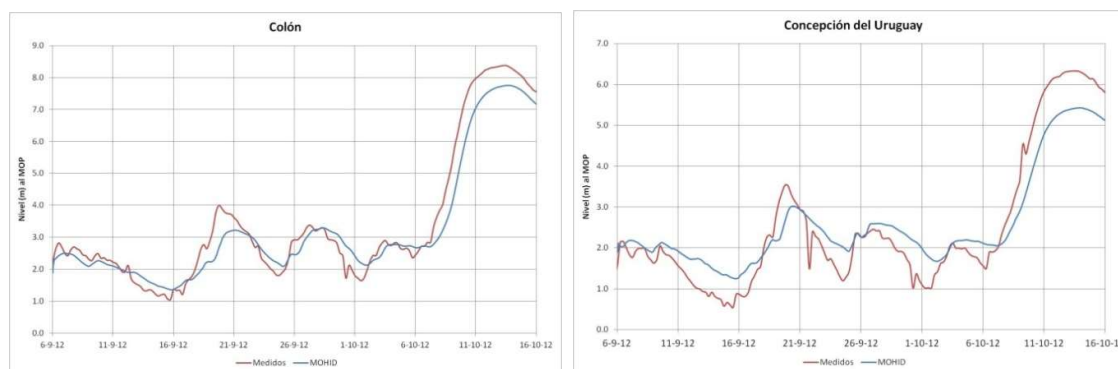


Figura 2. Niveles medidos y modelados en Concepción del Uruguay y en Colón

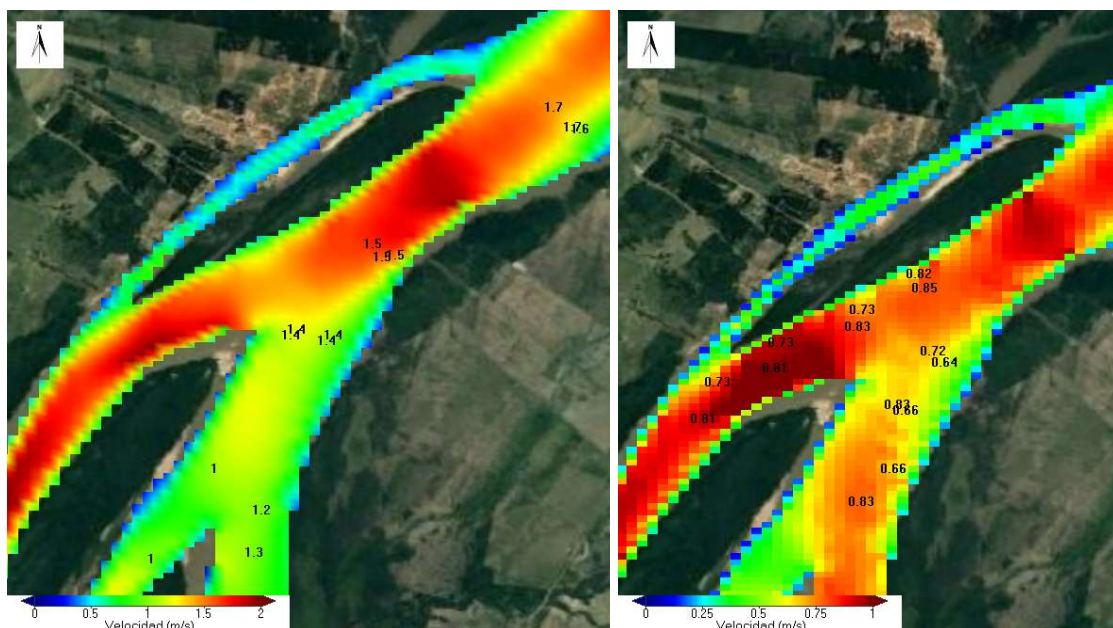


Figura 3. Ejemplo de ajuste de velocidades medidas aguas abajo de Paysandú (valores numéricos)

Se puede apreciar que el modelo representa adecuadamente las principales fluctuaciones del nivel del río. Las oscilaciones menores están asociadas a la influencia de los vientos locales, los cuales no fueron incorporados en la presente modelación hidrodinámica. Por otro lado, las velocidades medias están razonablemente bien representadas por el modelo, teniendo en cuenta que en general la velocidad es muy variable espacialmente dado que se modelan partes del río donde éste se bifurca. Como el MOHID permite trabajar con trazadores lagrangianos se podrá realizar en el futuro una nueva campaña con flotadores, mediciones de viento local, niveles y caudales que permitan representar adecuadamente la trayectoria de los flotadores en el modelo.

4.2. Calibración de la temperatura del agua

Los parámetros ajustados para la calibración fueron los relacionados con el cálculo de la radiación de la superficie de agua, el calor latente y sensible, y radiación de onda larga. En la Figura 4, se presentan las temperaturas de agua medidas y calculadas en Concepción del Uruguay, pudiéndose apreciar un razonable ajuste.

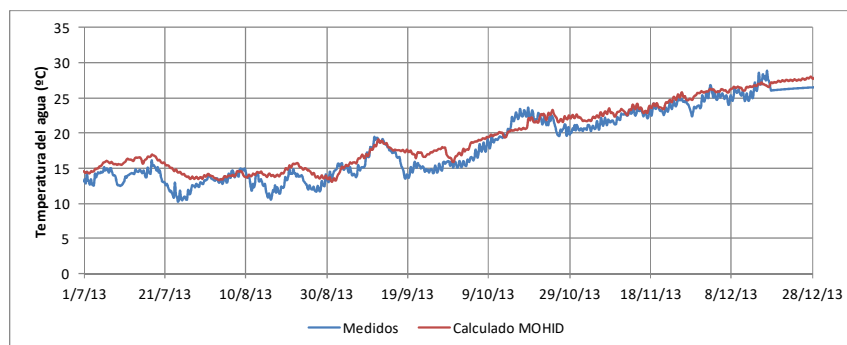


Figura 4. Ajuste de temperatura del agua en la localidad de Concepción del Uruguay

4.3. Validación de parámetros del módulo de calidad de aguas

La validación del módulo de calidad de aguas consistió en ajustar las constantes y coeficientes del modelo de manera tal que el mismo sea capaz de reproducir las tendencias observadas a partir de la información recopilada de concentraciones de nutrientes y algas, con un grado de confiabilidad aceptable.

A partir de las imágenes de la CONAE y en coincidencia con la información relevada por la CARU (Comisión Administradora del Río Uruguay), se observa un aumento de la concentración de Chl-a hacia la desembocadura del río, que se corrobora en los resultados obtenidos con el MOHID para ambos caudales del río simulados (5.000 y 1.500 m³/s).



Figura 5. Concentraciones de clorofila “a” (ug/l) modeladas con MOHID para temperatura del agua en verano, caudal de aguas medias (izquierda) y aguas bajas (derecha), con 0,5 ug/l de Chl-a ingresante

La mayor concentración de Chl-a en estiaje es normal pues la concentración inicial y de borde de algas y nutrientes es la misma que para la de 5.000 m³/s, por lo tanto para esta última corrida, la población de las algas en la columna de agua es menor al ser mayor la dilución. Si bien se puede considerar que la condición inicial presenta el contexto propicio favorable para el desarrollo de más algas que las que ingresan y que el caudal es una variable de importancia en la concentración de las algas, los valores de clorofila “a” resultante en estiaje, con picos máximos de 90 ug/l, son muy elevados con respecto a la información de base con la que se cuenta (Cardini et al., 2017).

A través de diversos análisis de sensibilidad hechos sobre las variables ligadas a la resolución de las ecuaciones del módulo de calidad de agua, se observó una sensibilidad importante en la concentración de clorofila “a” calculada, por lo tanto, será necesario llevar a cabo un plan de muestreo más detallado en condiciones de estiaje y altas temperaturas para la determinación de los principales parámetros necesarios a los efectos de calibrar el módulo calidad de aguas. Este muestro estaba programado para ser realizado en el verano de 2018/2019, pero la importante crecida ocurrida en ese período no permitió que se dieran las condiciones necesarias para que sea representativo, por lo que se lo ha programado para realizarlo durante el próximo verano.

Cabe destacar que los parámetros más relevantes son las concentraciones de nutrientes, mientras que los valores de DOX y DBO en las descargas tienen escasa influencia.

4.4. Análisis de sensibilidad en la concentración de Chl-a de las descargas residuales

Se analizó también la sensibilidad con respecto a la influencia de las descargas residuales, considerando como ejemplo una descarga en la ciudad de Colón y otra en la de Paysandú, tanto de nutrientes como de algas. Como no es tan evidente comparar la carga másica de Chl-a producida por las descargas con la que trae el río, se procedió a realizar corridas sin descarga para poder así restar este resultado a los resultados con descarga y observar la variación en la concentración de Chl-a debido a las mismas.

Para este análisis se utilizaron los caudales de 0,05 m³/s para Colón y de 0,20 m³/s para Paysandú, las concentraciones de nutrientes presentadas en la Tabla 1 y dos concentraciones de Chl-a 5,0 (Descarga base) y 50,0 µg/l (Descarga sensibilidad).

En la Figura 6 y en la Figura 7 se presenta la variación en la concentración de la Chl-a debido a los vuelcos residuales, 200 m aguas abajo de cada una de las descargas para los caudales estacionarios medio y de estiaje respectivamente.

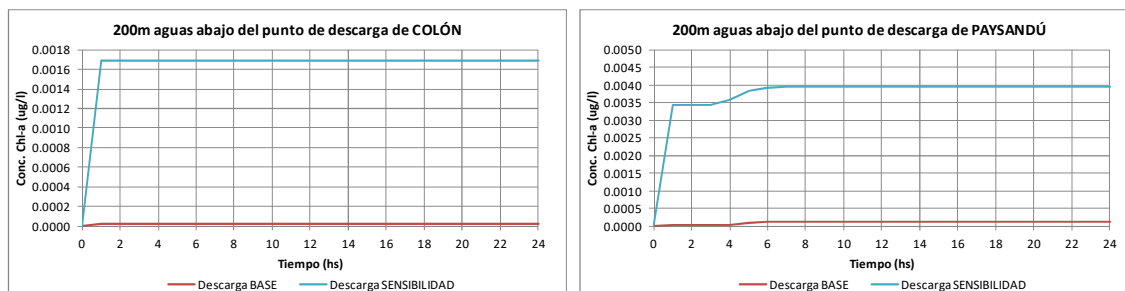


Figura 6. Variación de la concentración del Chl-a aguas abajo de las descargas para un caudal de 5.000 m³/s

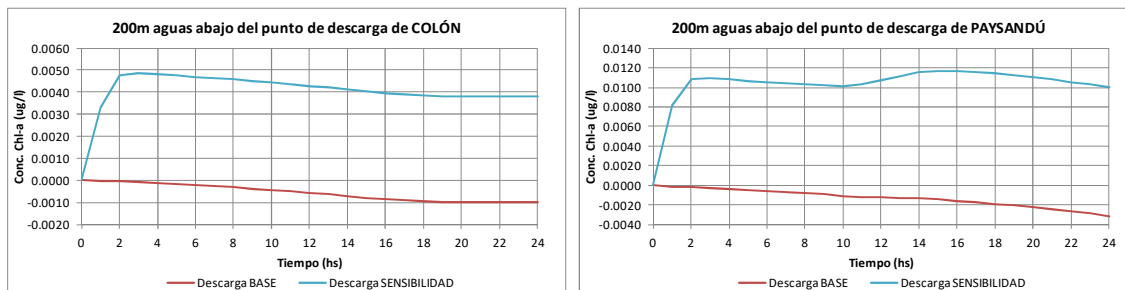


Figura 7. Variación de la concentración del Chl-a aguas abajo de las descargas para un caudal de 1.500 m³/s

El retardo en la variación de la concentración se debe al tiempo que le toma a los nutrientes y clorofila “a” volcados al río llegar al punto de observación. Para el escenario de caudal medio ambas descargas de Chl-a provocan un aumento de la concentración aguas abajo y logra estabilizarse en 24 hs. Para el escenario de estiaje como las velocidades de la corriente son muy bajas, no logra estabilizarse en 24 hs de simulación y sólo la descarga de Chl-a 50,0 µg/l genera un aumento en la concentración de las algas. Cuando la clorofila vertida al río es de 5,0 µg/l la concentración de la misma disminuye, indicando que el escenario de vertido incluyendo los nutrientes tiende de manera local, a reducir el desarrollo algal. Como en todos los casos la variación en la concentración de Chl-a es insignificante, no se puede aún concluir si hay un impacto inmediatamente aguas abajo del vertido, pues al no estar calibrado el modelo el crecimiento algal a lo largo del río puede ser diferente y afectar dicho impacto.

4.5. Validación de simulación de constituyentes arbitrarios

El MOHID trabaja con el número de Schmidt como parámetro de ajuste para la dispersión transversal del constituyente. Se realizó entonces un análisis de sensibilidad del mismo con el objetivo de lograr la mínima dispersión transversal del constituyente, hecho observado en las mediciones realizadas por GECRU (Cardini y Zabalett, 2006).

En la Figura 8 se presenta un perfil transversal al río, a la altura de Banco Pelay (ver Figura 1), con las concentraciones medidas y simuladas considerando las descargas residuales en las localidades de Colón y Paysandú simultáneamente. Dado que no puede determinarse con precisión cuál es la descarga másica de cada descarga cloacal que justo pasó por la sección de medición ubicada en Banco Pelay durante el período en que se desarrollaron las extracciones de agua, los resultados de los modelos fueron escalados con el objeto de mostrar que tanto en la realidad como en los modelos las concentraciones del río en el centro son bajas y que los gradientes laterales hacia las márgenes son importantes.

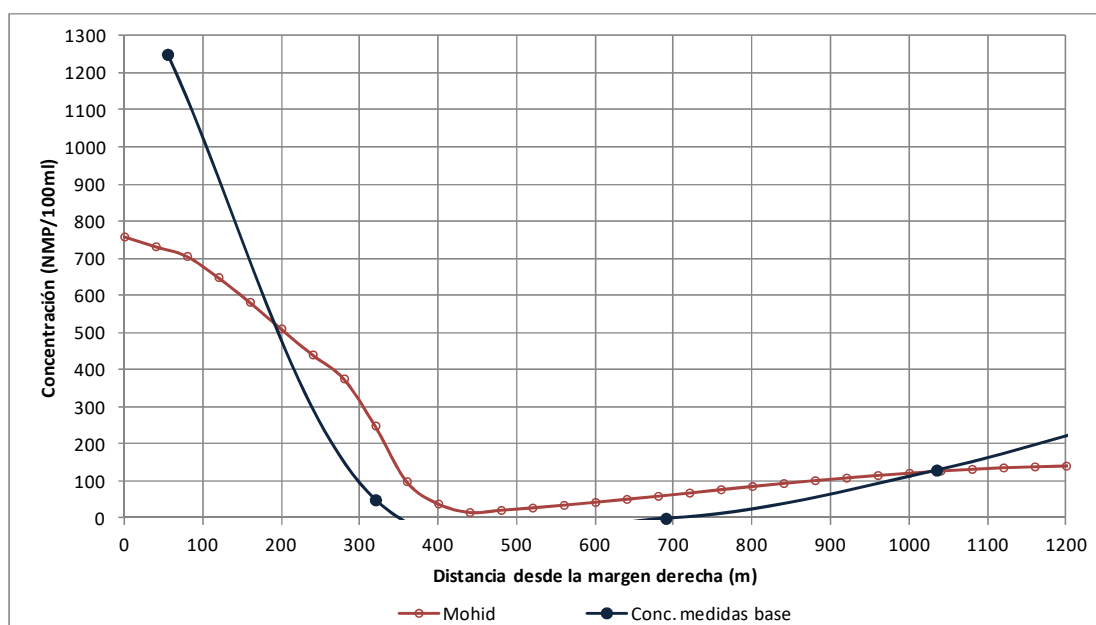


Figura 8. Comparación de resultados entre la concentración de coliformes fecales medidos y los calculados

En la Figura 9 se presenta una imagen bidimensional de la concentración de coliformes con el objeto de ilustrar como se representan los gradientes laterales en condición de estiaje y aguas medias. Para obtener menor dispersión transversal puede refinarse la malla de cálculo, lo que implicaría mayor tiempo de simulación. Sin embargo, no se observan inestabilidades con el MOHID, que si se observaron en otros modelos bidimensionales implementados (Cardini y Zabalett, 2006).

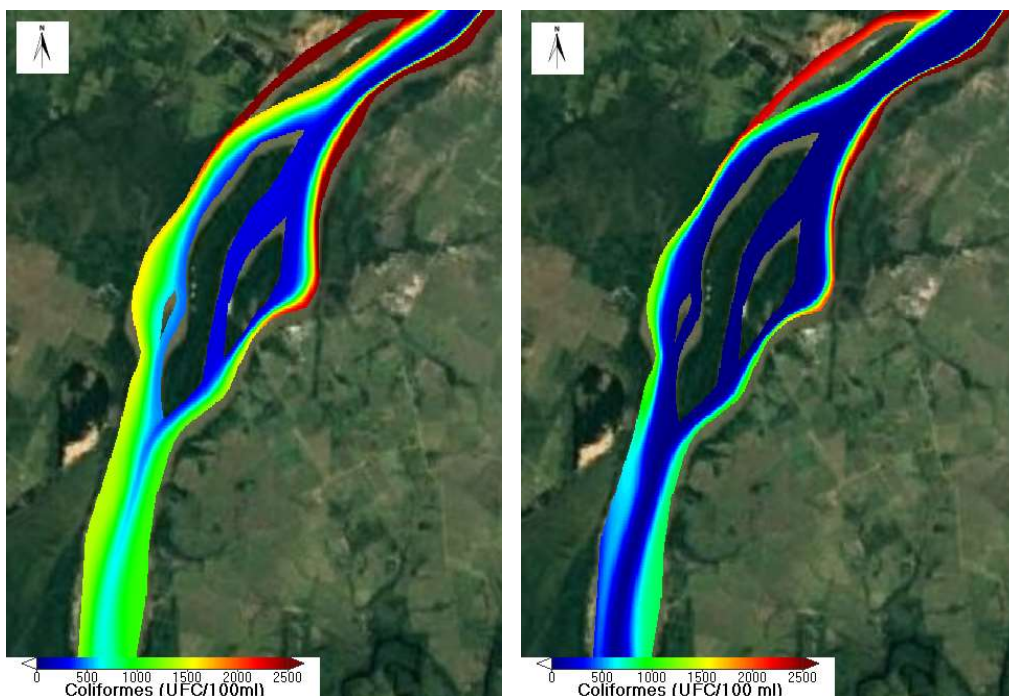


Figura 9. Concentración de coliformes fecales, sin decaimiento, en banco Pelay para aguas bajas (izquierda) y medias (derecha)

5. CONCLUSIONES DE LA INVESTIGACIÓN

A partir de la información recopilada se calibraron los módulos hidrodinámicos y de temperatura del agua del modelo MOHID y a pesar de no contarse con registros de nutrientes en el período de estudio, se validó la representatividad el módulo de calidad de aguas verificando que los resultados de concentración de Chl-a son compatibles con los valores medidos e informados por la CARU. Dicho modelo permite asociar los módulos hidrodinámico y de calidad de agua, a lo largo trayecto del río Uruguay estudiado permitiendo a futuro poder desarrollar modelos locales para estudiar con detalles en zonas de interés el impacto de las descargas residuales vertidas al cauce principal.

Se verificaron los órdenes de magnitud en que los aportes de bacterias y nutrientes por parte de las localidades ribereñas afectan la calidad del agua del río. Uno de los principales resultados obtenidos fue la verificación con el MOHID de que la concentración de bacterias coliformes en el río y particularmente en el Balneario de banco Pelay en Concepción del Uruguay varía transversalmente al cauce. El coeficiente de Schmidt empleado para ajustar la modelación de contaminantes es del orden de los recomendados en los antecedentes bibliográficos.

La versión libre del MOHID permite representar adecuadamente tanto las concentraciones de coliformes como las de nutrientes y algas, pero para realizar estudios detallados de tramos fluviales seleccionados, se ha previsto un plan de muestreo y determinación de los principales parámetros necesarios a los efectos de calibrar el módulo de calidad de agua en relación con los procesos de crecimiento algal, a ser realizado en época de verano 2019/2020.

6. REFERENCIAS

- Cardini, J., Zabalett, A., Reguero, G., (2017). Análisis de la Propagación de Condiciones de Eutrofización en el río Uruguay Aguas Abajo de la Represa de Salto Grande mediante HEC-RAS. PROIMCA-PRODECA 2017. Bahía Blanca.
- Cardini, J., Zabalett, A. (2006). Evaluación del impacto transfronterizo de las descargas cloacales de Colón y Paysandú en el Río Uruguay. Ingeniería Sanitaria y Ambiental, num.86: 82 - 90.
- Cardini, J., Zabalett, A., Reguero, G., Mársico, D., Oliver, N. (2018). Modelaciones 1D y 2D de Impactos Locales y Trasfronterizos en la Calidad de Agua del Río Uruguay. XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Buenos Aires 2018.
- Mateus M., Riflet, G., Chambel, P., Fernandes L., Fernandes R., Juliano, M., Campuzano, F., Neves R. (2012). An operational model for the West Iberian coast: products and services, Ocean Sci., 8, 713–732
- Zabalett, A. (2012). Impacto del Tratamiento de Aguas Residuales sobre la Calidad Bacteriológica de las Aguas del Río Uruguay en el Tramo Concordia-Concepción del Uruguay. Tesis presentada para el grado de Magíster en Ingeniería Ambiental.
- Zabalett, A., Cardini, J., Reguero, G., (2017). Comparación de los Modelos HEC-RAS y MIKE 11 para evaluar la Evolución de la Calidad Bacteriológica del Agua en el Río Uruguay Inferior. PROIMCA-PRODECA 2017. Bahía Blanca.