

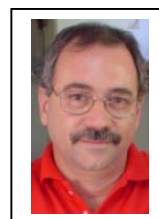
IX-Cardini-Argentina-1

CONTAMINACIÓN TRANSFRONTERIZA EN EL RÍO URUGUAY. CASO DE ESTUDIO: DESCARGAS CLOACALES DE COLÓN Y PAYSANDÚ

NOMBRE DE LOS AUTORES

Julio Cardini ⁽¹⁾

Licenciado en Ciencias Físicas (UBA, 1981), especialista en modelación matemática, ha dirigido estudios y proyectos hidrológicos, hidrosedimentológicos y de impacto ambiental, de evaluación y control de riesgo hídrico, dragados e ingeniería de costas, transporte de contaminantes en aguas superficiales y subterráneas. Es Director del Grupo de Estudio de la Cuenca del Río Uruguay



Alejandro Zabalett

Ingeniero en Construcciones (UTN, 1994), Laboral (1998) y especialista en Ingeniería Ambiental (2002). Su experiencia profesional se inició en obras civiles y controles de dragado en el río Uruguay. Es Codirector del Grupo de Estudio de la calidad de las aguas del río Uruguay y en la actualidad sobre la cuenca litoral argentina (zona bajo Uruguay). Intervino durante el 2002 a 2003 en el Plan de Acción Estratégico del programa de "Protección Ambiental del Río Uruguay".

Dirección (1): Ingeniero Pereira 676 Concepción del Uruguay - Provincia de Entre Ríos - (3260) - Argentina. Tel: (+54) 03442-425541 – Fax: (+54) 03442-423803 - e-Mail: juliocardini@ciudad.com.ar

RESUMEN

En la Facultad Regional Concepción del Uruguay de la Universidad Tecnológica Nacional se desarrolla una investigación sobre la contaminación en la cuenca del río Uruguay, para evaluar el impacto de las descargas cloacales e industriales en el curso y márgenes del río, especialmente en balnearios. El presente trabajo trata la investigación de las características espaciales y temporales de la contaminación para verificar si existe impacto transfronterizo en el tramo entre las localidades de Colón (Argentina), Paysandú (República Oriental del Uruguay) y Concepción del Uruguay (Argentina), sitio éste donde se registran en ocasiones concentraciones de contaminantes en el Balneario de Banco Pelay que superan valores adecuados para el uso recreativo con contacto directo. La metodología aplicada consiste en la realización de mediciones de parámetros de calidad de agua y la simulación y ajuste de los procesos que provocan la contaminación mediante su modelación matemática. Se empleó el modelo bidimensional hidrodinámico RMA2 cuyas condiciones de borde de nivel y caudal se generaron mediante el modelo hidrodinámico unidimensional MIKE 11 implementado entre la represa de Salto Grande y el Río de la Plata. Para simular el transporte de bacterias coliformes fecales se aplicó el modelo RMA4 y se verificaron los resultados empleando el modelo MIKE 21, para simular establemente situaciones de muy baja turbulencia.

Se verificó que la concentración de bacterias coliformes en el río y en el Balneario de Banco Pelay es sumamente variable tanto temporalmente como transversalmente al cauce. Los coeficientes de dispersión que se debió emplear para calibrar la modelación son bajos, coincidentemente con los recomendados en los antecedentes bibliográficos.

Se concluyó que las altas concentraciones de coliformes fecales registradas intermitentemente en el balneario Banco Pelay no resultan de los vertidos cloacales de Paysandú (Uruguay). La mayor parte del impacto es producido en cambio por vertidos cloacales en la margen argentina, identificados principalmente en la zona adyacente a Colón.

PALABRAS CLAVE

Impacto Transfronterizo, Contaminación, Modelación, Calidad de Aguas, Río Uruguay

INTRODUCCIÓN

El río Uruguay es un curso de agua internacional cuya cuenca hidrográfica de unos 340.000 km² forma parte de los territorios de Argentina, Brasil y Uruguay, hasta su desembocadura en el Río de la Plata. El control de la calidad de agua en el tramo medio e inferior del río Uruguay es realizado por la Comisión Administradora del Río Uruguay (C.A.R.U.) debido a que el curso es el límite internacional entre Argentina y Uruguay. Los fenómenos que se producen en el área y que determinan las condiciones de calidad de agua son muy variables en función de los caudales y niveles fluviales, así como de las fluctuaciones horarias y diurnas de los caudales y de las concentraciones de contaminantes en las descargas cloacales, superándose en ocasiones los estándares para uso balneario, con los riesgos potenciales que ello conlleva para las personas expuestas y para la industria turística.

La investigación que se presenta a continuación fue desarrollada por el Grupo de Estudio de la Cuenca del Río Uruguay (GECRU), de la Universidad Tecnológica Nacional, Regional Concepción del Uruguay, siendo su Director: Julio Cardini, su Codirector: Alejandro Zabalett, y sus Integrantes profesionales: María del Carmen García, Omar Faure, Daniel Marsico, Nestor Masuelli, Nestor Oliver y Mario Landi.

El GECRU tiene como uno de sus principales objetivos estudiar la contaminación del Río Uruguay a fin de evaluar su impacto en el curso y márgenes del río, particularmente en balnearios, de forma que al lograr la identificación de las causas raíz, puedan formularse recomendaciones a las autoridades sobre las medidas a adoptar para solucionar estos problemas.

OBJETIVO DEL ESTUDIO

El objetivo del estudio consistió en evaluar el impacto en la calidad del agua del Río Uruguay de los vertidos cloacales de Paysandú (República Oriental del Uruguay) y Colón (República Argentina), buscando determinar si existe un impacto transfronterizo de la contaminación originada en cada una de las márgenes sobre la otra, y particularmente sobre la playa de Banco Pelay en Concepción del Uruguay (República Argentina). Asimismo, se trató de profundizar en el conocimiento de las capacidades y limitaciones de los modelos matemáticos para representar adecuadamente el fenómeno de dispersión de contaminantes en el Río Uruguay en aguas bajas.

METODOLOGÍA EMPLEADA

La metodología empleada para la investigación parte de la selección de un indicador de calidad de agua representativo del fenómeno que se desea estudiar (habiéndose elegido la concentración de bacterias coliformes fecales), la realización de muestreos de agua y análisis para determinar la distribución de dicha concentración en el río, la implementación y calibración de un modelo hidrodinámico para obtener el campo de velocidades del flujo en un sector fluvial representativo del área de estudio, y la posterior simulación del transporte de los contaminantes vertidos por las descargas cloacales de las ciudades comprendidas en dicho sector. La obtención de un razonable ajuste de las concentraciones medidas en relación con los resultados del modelo, permite confirmar que el fenómeno de dispersión de contaminantes está correctamente analizado, simular otras condiciones hídricas no medidas, y obtener conclusiones válidas.

SÍNTESIS DE ACTIVIDADES DESARROLLADAS

En primer lugar se realizaron diversos muestreos de calidad de agua en transectas ubicadas a lo largo del río desde la localidad de Colón hasta la de Concepción del Uruguay (a la altura del balneario Banco Pelay), con los cuales se logró caracterizar las condiciones de contaminación del curso. Asimismo, se realizaron en dos oportunidades muestreos de agua secuenciales (cada una o dos horas) en un punto de la costa ubicado en Banco Pelay y en una oportunidad en varios puntos del área aguas arriba de Colón y en la zona balnearia de esta localidad. Al efectuar las campañas de muestreo se realizaron mediciones de velocidad y dirección de la corriente con de flotadores lastrados, a fin de generar los datos para calibrar la modelación hidrodinámica.

Para determinar las condiciones del flujo imperantes durante los muestreos, se utilizó el modelo bidimensional hidrodinámico RMA2 (U.S. Army Corps of Engineers-USACE), el cual permite simular flujos a superficie libre, con movimiento esencialmente horizontal, calcular las velocidades medias

de la corriente y los niveles de agua mediante el método de elementos finitos. Para simular el transporte de contaminantes en el campo de velocidades y niveles calculado por el modelo RMA2 se aplicó el modelo RMA4 del USACE que resuelve la ecuación de Advección-Dispersión bidimensional, cuya solución depende de los Coeficientes de dispersión longitudinal y transversal y del coeficiente de decaimiento de bacterias por mortalidad.

Las condiciones de borde de caudal aguas arriba y nivel aguas abajo que requiere el modelo bidimensional hidrodinámico fueron generadas por un modelo matemático unidimensional del Río Uruguay desarrollado por el Grupo en el período 1996-1998 empleando el programa MIKE 11, con el que se simuló el tramo Concordia – Nueva Palmira. Cabe mencionar que con este modelo se simuló también la calidad de agua del río obteniendo interesantes conclusiones en cuanto a las dimensiones y características de las áreas de impacto de las descargas, y a la amplitud y grado de riesgo introducido en áreas costeras de uso recreativo, por los procesos no estacionarios que se producen cuando la corriente se invierte debido a la confluencia de mareas meteorológicas provenientes del Río de la Plata (sudestadas) con caudales bajos en los ríos Uruguay y Gualeguaychú. Oportunamente se efectuaron recomendaciones a autoridades municipales de Concepción del Uruguay y Gualeguaychú y a la C.A.R.U. sobre los tratamientos de las descargas y/o la reparación de los emisarios.

El presente trabajo consistió en la modelación del impacto de los vertidos cloacales de Paysandú y del área de Colón sobre las concentraciones de bacterias coliformes fecales en las playas de Concepción del Uruguay, para lo cual se representó en una malla de elementos finitos la zona comprendida entre estas localidades, tal como puede apreciarse en la Figura 1.

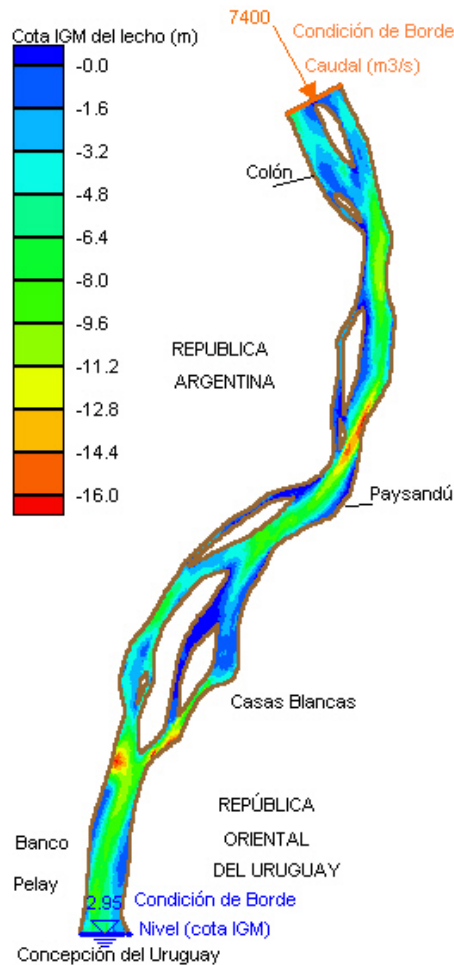


Figura 1: Extensión del área Modelada

La calibración del modelo RMA2 consistió en el ajuste de los coeficientes de rugosidad de Manning y de dispersión hidrodinámica, hasta obtener una solución estable y con velocidades similares a las medidas mediante corridas de flotadores efectuadas en Junio y Octubre de 2002 y Enero de 2003, bajo condiciones de estiaje, aguas medias altas y crecida extraordinaria, como puede apreciarse en el ejemplo ilustrado en la Figura 2. En los muestreos posteriores realizados en los años 2004 y 2005 se realizaron también verificaciones de las condiciones de velocidad medidas con flotador.

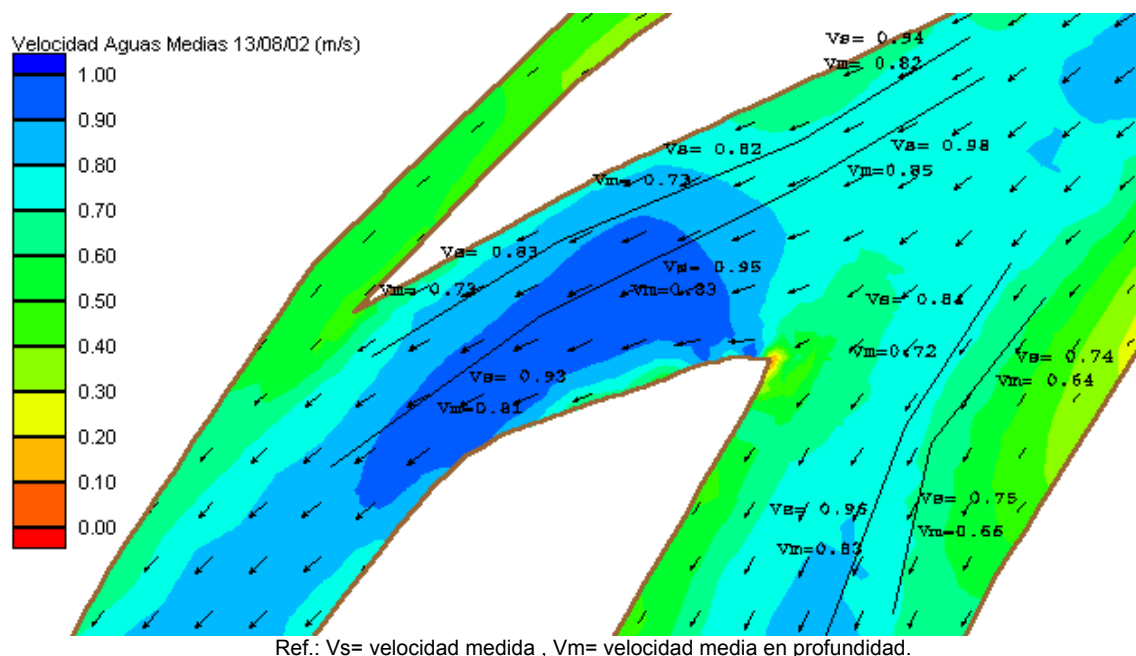


Figura 2: Ejemplo de ajuste de velocidades medidas flotadores aguas abajo de Paysandú

Los fenómenos que determinan las condiciones de calidad de agua en la sección transversal del río son muy variables en tiempo y espacio, en función de los caudales y niveles fluviales, así como de las fluctuaciones horarias y diurnas de los caudales y de las concentraciones de contaminantes en las descargas cloacales. La influencia del decaimiento bacteriano en el tramo es también significativa y variable según la estación del año.

Las descargas cloacales son fluctuantes por naturaleza en caudal y concentración, por lo que se adoptaron valores típicos en función de la información disponible, los cuales fueron ajustados en el proceso de calibración. Si bien existen lagunas de tratamiento de los efluentes cloacales de la ciudad de Colón, la concentración de descarga que fue necesario especificar para ajustar el modelo a las concentraciones medidas en el río, resultó mucho más alta de lo esperable para un efluente tratado. Ello puede deberse a posibles fugas de líquidos crudos que no pasan por el sistema de lagunas de tratamiento, o bien con aportes de las localidades situadas aguas arriba como San José, situación que se encuentra bajo estudio en la actualidad.

Las fluctuaciones temporales de las descargas cloacales de Colón y Paysandú se propagan hacia aguas abajo en forma de pulsos de contaminación, registrándose fluctuaciones temporales horarias en la zona balnearia de Banco Pelay, que en condiciones de aguas bajas ocurren varios días después de la emisión. En consecuencia, la medición de valores aislados "estadísticos" en diferentes días que realiza la Comisión Administradora del Río Uruguay no define las condiciones reales de contaminación a las que se ve expuesta la población que concurre a los balnearios.

Dado que el valor de los coeficientes de dispersión a aplicar no es conocido a priori, se efectuó un análisis de sensibilidad de los resultados del modelo con diferentes valores calculados según la bibliografía, aplicando criterios de cálculo en función de las condiciones de turbulencia, apreciándose que la magnitud de dichos coeficientes es determinante para definir la forma en que la concentración se distribuye en la sección transversal del río.

Dependiendo del valor asignado se obtiene o no un impacto transfronterizo de los vertidos cloacales de Paysandú (República Oriental del Uruguay) sobre las playas de Concepción del Uruguay (República Argentina).

Debido a inconvenientes de estabilidad del modelo RMA4 para condiciones de aguas bajas que implican la necesidad de especificar coeficientes de dispersión muy pequeños, se gestionó ante el DHI la posibilidad de testear la versión 2004 Beta (SP2) del Modelo Hidrodinámico y de Dispersión Bidimensional MIKE 21, que resultó mucho más estable, verificándose con el mismo los resultados obtenidos con el RMA4. La Lic. Cecilia Cardini colaboró en la ejecución de estas simulaciones.

AJUSTE DE LA MODELACIÓN MATEMÁTICA DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Para resolver el problema del transporte de contaminantes en un río debe resolverse la ecuación de Advección - Dispersión bidimensional. Se aplicó el modelo RMA4 para la simulación de la dispersión de bacterias coliformes fecales descargadas por las cloacas, el cual posee algunas limitaciones en cuanto a la posibilidad de especificar en forma flexible los coeficientes de dispersión ya que los mismos son valores fijos pudiendo ser especificados como diferentes para distintos sectores del río, y se especifican las magnitudes correspondientes a los ejes x e y, que no se corresponden estrictamente con las componentes longitudinal y transversal al flujo en cada punto. Estrictamente, desde un punto de vista teórico, se deberían especificar las componentes longitudinal y transversal, en relación con la magnitud y dirección local de la corriente en cada punto de cálculo. En el caso particular que nos ocupa la dirección x es prácticamente la dirección transversal al escurrimiento y la y es la longitudinal.

Los coeficientes de dispersión longitudinal (D_{lon}) y transversal (D_{tran}), que tienen en cuenta el efecto de no uniformidad en la distribución de velocidades sobre la distribución de los contaminantes en el flujo, se pueden expresar en función de parámetros adimensionales dependientes de la profundidad h y de la velocidad de corte u^* , de acuerdo a las fórmulas (1) a (3):

$$D_{lon} = k_l * h * u^* \quad \text{ecuación (1)}$$

$$D_{tran} = k_t * h * u^* \quad \text{ecuación (2)}$$

$$u^* = \sqrt{g * h * i} = 3,13 * U * n / h^{(1/6)} \quad \text{ecuación (3)}$$

donde i es la pendiente del río, n el coeficiente de rugosidad de Manning (valor típico $n=0,024$ para el Río Uruguay) y U la velocidad media en profundidad de la corriente.

Existen diversos antecedentes para intentar especificar los valores de estos coeficientes. De acuerdo a experiencias en canales rectos (Edler, 1959) y en canales de riego (Fisher, 1969) los coeficientes de dispersión adimensional longitudinal y transversal son $k_l = 5,9$ y $k_t = 0,23$. No obstante, diversos autores observaron que en ríos naturales k_t puede ser significativamente más elevado que el valor indicado. En simulaciones de dispersión de plumas de material descargado por dragas en el Río de la Plata, se verificó que los mismos pueden también elevarse en condiciones de turbulencia y oleaje causado por el viento (Cardini, 2000, 2002). Para las simulaciones iniciales efectuadas en el tramo bajo estudio se adoptó en primera aproximación $k_l=40$ y la relación $k_t = 10\% k_l = 4$, válida en principio para un río con corrientes transversales moderadas (Harleman, 1971), como es el Uruguay en la mayor parte de la zona de estudio, resultando los siguientes valores típicos para una condición de aguas medias altas (nivel del río en Concepción del Uruguay 3,0 m referido al cero del Instituto Geográfico Militar IGM, caudal 7.500 m³/s). Con $h = 6$ m y $U=0,8$ m/s, resulta $u^* = 0,045$ m/s y aplicando las ecuaciones precedentes los coeficientes resultan $D_{lon} = 11$ m²/s y $D_{tran} = 1,1$ m²/s

El coeficiente de dispersión adimensional transversal k_t fue estudiado por Rutherford (1994), quien arribó a los resultados indicados en el Cuadro 1:

Cuadro 1: Coeficientes de dispersión según características fluviales

Canales rectos:	$0,15 < k_t < 0,3$
Canales meandrosos:	$0,3 < k_t < 1,0$
Canales con fuerte curvatura:	$1,0 < k_t < 3,0$

Estos valores sugieren que para las condiciones del Río Uruguay en el tramo de estudio correspondería adoptar un valor de kt del orden de 0,5, lo cual implica en el ejemplo anterior un valor de $D_{tran} = 0,14 \text{ m}^2/\text{s}$, muy inferior al supuesto inicialmente. Estos son valores orientativos del orden de magnitud esperable, y deben ser ajustados comparando la distribución de concentraciones de contaminantes medida, con los resultados de la modelación. En realidad, el coeficiente en un cauce meandroso debería definirse en una forma parametrizada con la curvatura del río (Boxall, 2003), pero a los efectos prácticos y debido a la baja curvatura del río en el tramo se emplea un valor medio típico.

Otras dos condiciones simuladas con similares parámetros hídricos de aguas muy bajas corresponden al 28/04/2004 (con muestreos horarios durante todo el día en Banco Pelay) y el 17/06/2004 por la tarde con varias transectas muestreadas en el área de Banco Pelay. Los parámetros hídricos son Nivel en Concepción del Uruguay 0,65 m (IGM) y caudal en Colón $1.300 \text{ m}^3/\text{s}$. Para condiciones de aguas muy bajas resultan profundidades típicas en cercanías de las márgenes de 2 m y velocidades de $0,15 \text{ m/s}$, con lo cual $u^* = 0,010$. Asumiendo valores de $kl=20$ y $kt = 0,5$, resultaría entonces $D_{lon}=0,4 \text{ m}^2/\text{s}$ y $D_{tran}=0,01 \text{ m}^2/\text{s}$, valores muy pequeños (que generan inestabilidad en el modelo numérico RMA4 utilizado).

La estimación de la magnitud de las descargas cloacales es difícil puesto que las mismas son fluctuantes en caudal y concentración, por lo que se adoptaron valores típicos en función de la información disponible, los que fueron ajustados en el proceso de calibración. Para Paysandú se consideró un caudal cloacal urbano (el industrial no aporta coliformes) igual a $0,15 \text{ m}^3/\text{s}$, y una concentración de coliformes fecales típica igual a $3 \times 10^6 \text{ UFC}/100\text{ml}$, resultando una descarga másica = $450.000 \text{ UFC}/100\text{ml} * \text{m}^3/\text{s}$. Para Colón se consideró un caudal máximo igual a $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ ($180 \text{ m}^3/\text{hora}$) y una concentración de Coliformes fecales igual a $10 \times 10^6 \text{ UFC}/100\text{ml}$, lo cual implica una descarga másica = $500.000 \text{ UFC}/100\text{ml} * \text{m}^3/\text{s}$. Si bien estos parámetros son superiores a los esperables considerando los datos de la Planta de Tratamiento existente, resulta necesario especificarlos para reproducir las concentraciones medidas en el río, lo cual indica la existencia de aportes no tratados.

Se resumen a continuación las conclusiones alcanzadas sobre los coeficientes de dispersión mediante el análisis de numerosas simulaciones. Si bien se realizaron también análisis de sensibilidad al coeficiente de decaimiento por mortalidad de bacterias, ese aspecto no se tratará aquí ya que dicho coeficiente únicamente produce una reducción de las concentraciones (proporcional al tiempo), pero no influye significativamente sobre los gradientes laterales y temporales de la concentración, que deben ser investigados para identificar los coeficientes de dispersión más apropiados. La primer condición presentada corresponde a una situación de aguas altas, muestreada el 26/06/2002, con nivel en Concepción del Uruguay medido igual a 3,75 m (IGM), en Colón 4,50 m (IGM) y caudal igual a $10.000 \text{ m}^3/\text{s}$ (calculado con el modelo MIKE 11).

Se presenta en la Figura 3 el resultado obtenido en inmediaciones de la descarga de Colón bajo una condición de aguas altas, con la menor variante de coeficientes de dispersión empleada en el modelo RMA4: $D_y = D_{lon} = 0,5 \text{ m}^2/\text{s}$ – $D_x = D_{tran} = 0,08 \text{ m}^2/\text{s}$ ($kt=0,3$, en el límite entre recto y meandroso)

Se puede apreciar que las concentraciones medidas (indicadas en forma numérica), son superiores a $1000 \text{ UFC}/100\text{ml}$ en inmediaciones de la costa argentina aguas abajo de la descarga de Colón y son del orden de $140 \text{ UFC}/100\text{ml}$ en la costa opuesta, valor que puede estimarse como “natural” o “de base” a la altura de Paysandú, y que se debe a fuentes ubicadas aguas arriba (principalmente desde Concordia – Salto como se demostró en otro estudio de modelación efectuado por el GEGRU). Si descontamos ese valor se pueden estimar las concentraciones “medidas” causadas por la descarga de Colón, y se aprecia que las mismas son ajustadas aproximadamente por las simulaciones con coeficientes bajos (valores transversales entre 0,15 y 0,08, correspondientes a las estimaciones de Richardson).

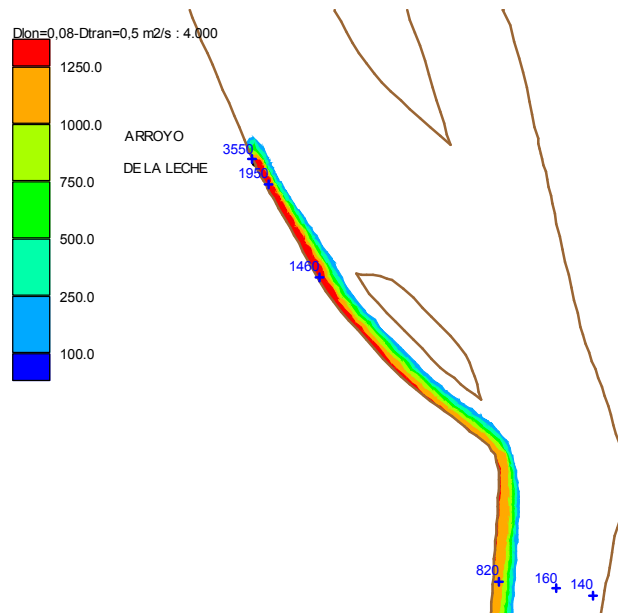


Figura 3: Concentraciones de coliformes fecales medidas (valores numéricos) y simuladas en inmediaciones de la descarga cloacal de Colón para aguas altas

En la Figura 4 se presentan en planta las concentraciones medidas en una transecta frente a Banco Pelay, comparadas con los resultados de la simulación (con descarga de Colón únicamente). Restando a las mediciones un valor “base” de 130 UFC/100ml algo inferior al utilizado aguas arriba (considerando el decaimiento en el tramo) se obtendría el aporte de Colón (hasta 1250 UFC/100ml en la margen derecha) y Paysandú (hasta 320 UFC/100ml en la margen izquierda).

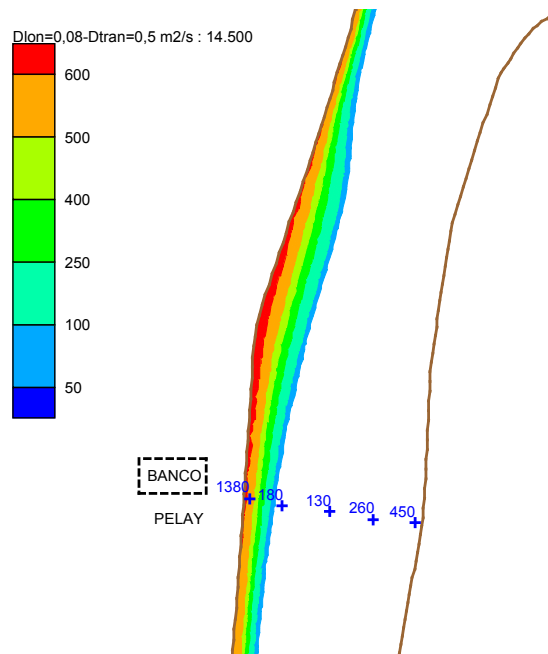


Figura 4: Concentraciones en inmediaciones de Banco Pelay simulando la descarga cloacal de Colón con bajos coeficientes de dispersión ($D_{lon} = 0,08 - D_{tran} = 0,5 \text{ m}^2/\text{s}$) en una condición de aguas altas.

Se puede apreciar que para representar adecuadamente la tendencia transversal de los valores medidos se deben especificar bajos coeficientes de dispersión, y que la pluma de contaminantes generada en el área de Colón se mantiene recostada sobre la costa argentina.

En la Figura 5 se presenta un perfil transversal al río de las concentraciones medidas y simuladas para los diferentes coeficientes de dispersión, considerando las descargas de Colón y Paysandú simultáneamente, resultando evidente el mejor ajuste obtenido con bajos coeficientes.

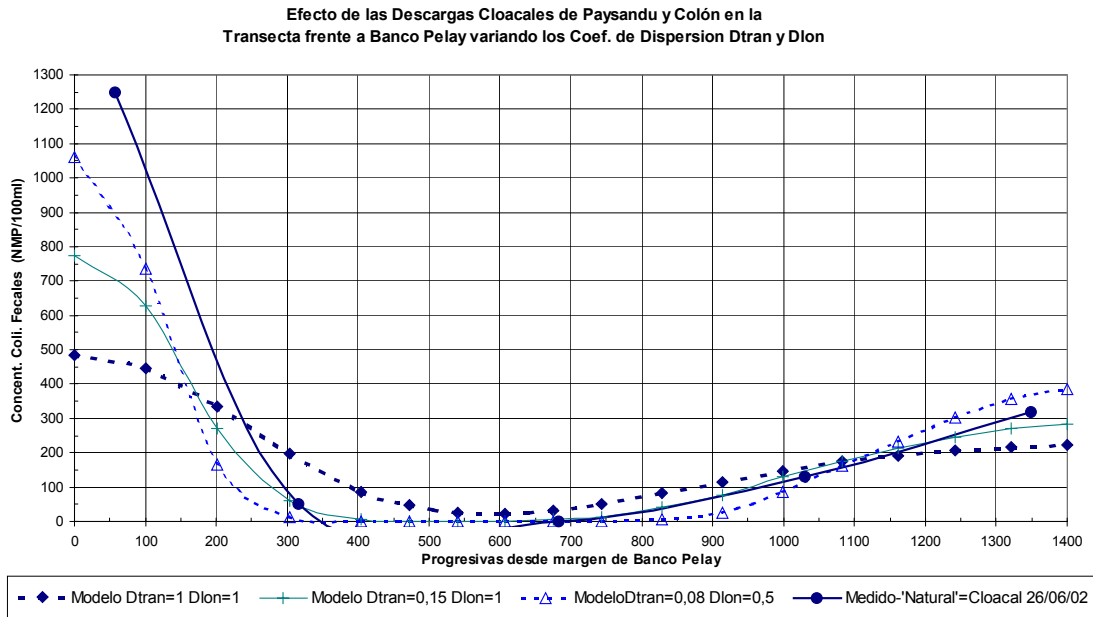


Figura 5: Sensibilidad al Coeficiente de Dispersión en la transecta de Banco Pelay para aguas altas (26/06/02)

MODELACIÓN DE LAS FLUCTUACIONES TEMPORALES DE LA CONTAMINACIÓN

El 16/12/2003 y el 28/04/2004 se realizaron muestreos periódicos en Banco Pelay (cada 2 horas en el primer caso y cada media hora en el segundo), a los efectos de identificar la magnitud de las fluctuaciones de la concentración de bacterias coliformes, pudiéndose apreciar en ambos casos que existe un comportamiento fluctuante que parece ser cíclico, como se muestra en la Figura 6.

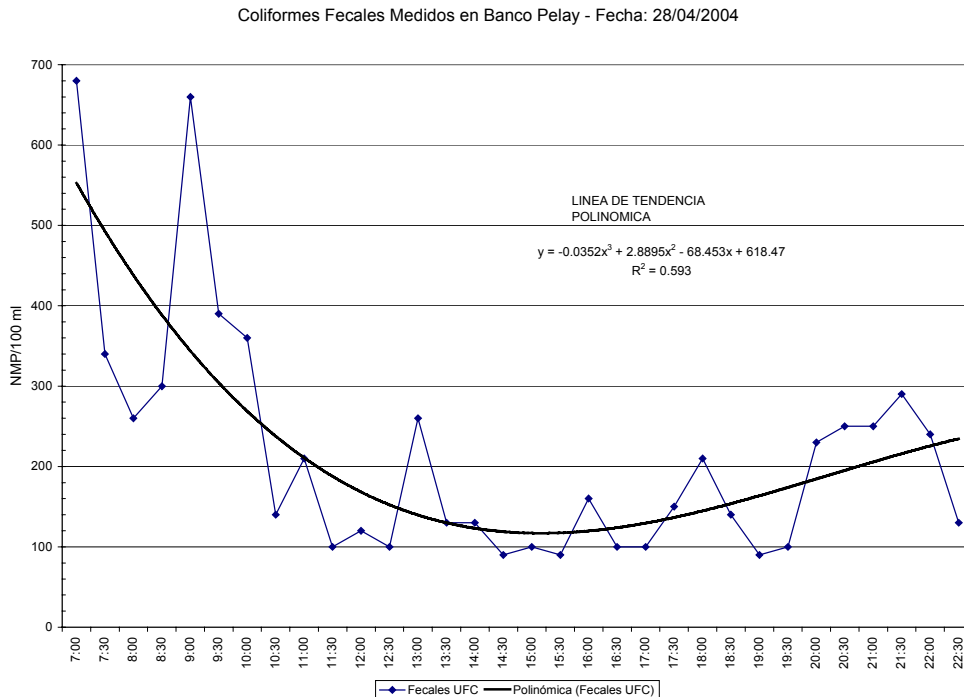


Figura 6: Fluctuación típica registrada de la Concentración de bacterias coliformes fecales en Banco Pelay (Concepción del Uruguay)

Para apreciar el efecto de la dispersión en la variación temporal de la concentración, se simuló un pulso de 6 horas de duración de descarga en Colón, y se analizó la traslación del mismo hasta Banco Pelay, según se puede apreciar en la Figura 7, que representa las curvas de concentración correspondientes a un punto ubicado sobre la costa argentina inmediatamente aguas abajo de la descarga cloacal de Colón (Arroyo de la Leche) y en la zona del banco.

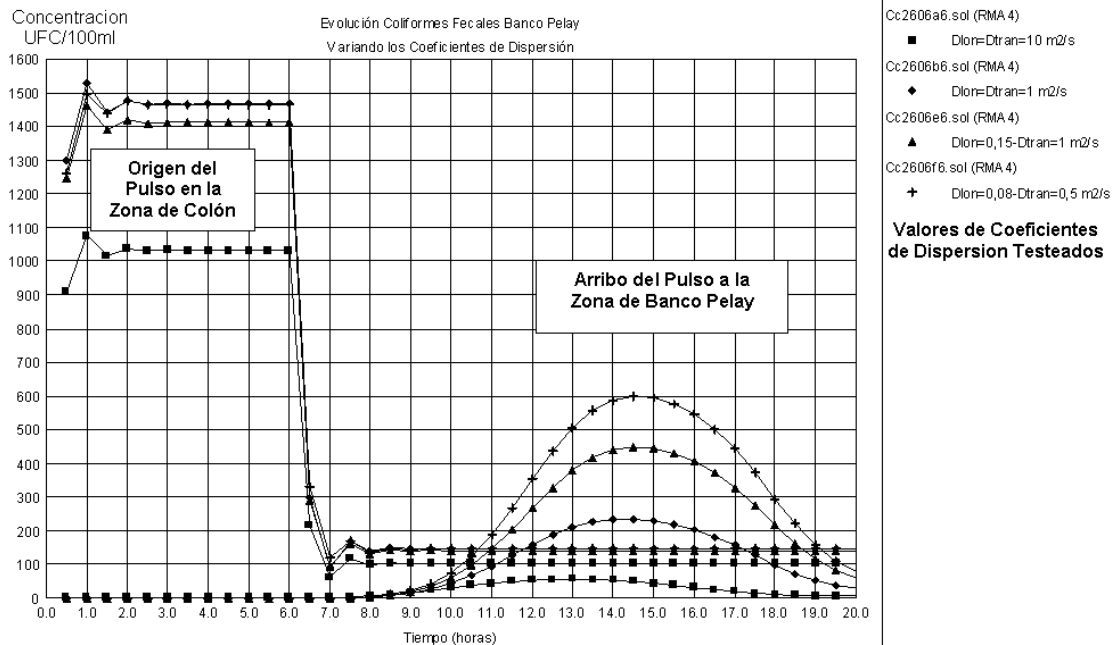


Figura 7: Sensibilidad al Coeficiente de Dispersión sobre la evolución temporal de la concentración de coliformes (UFC/100ml) en la playa de Banco Pelay para una condición de aguas altas (26/06/02)

ESTUDIO DE LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN AGUAS BAJAS

Para la condición de aguas bajas no resultó factible disminuir los coeficientes de dispersión a los valores requeridos debido a la generación de inestabilidades en el modelo RMA4. Se alcanzó a obtener una solución con baja inestabilidad empleando $D_{tran} = 0,15 \text{ m}^2/\text{s}$ y $D_{lon} = 0,65 \text{ m}^2/\text{s}$, los que equivalen a $kt = 7,5$ y $kl = 32$, valores que aún resultan demasiado elevados. Se efectuaron pruebas con $D_{tran} = 0,05 \text{ m}^2/\text{s}$ y $D_{lon} = 0,35 \text{ m}^2/\text{s}$ ($kt = 2,5$ y $kl = 17$); si bien la solución es inestable, se pudo observar claramente que los flujos de contaminantes de ambas márgenes se mantienen separados a la altura de Banco Pelay. Asimismo, los gradientes temporales de fluctuación de la concentración de coliformes son también del orden de los registrados en Banco Pelay para estos coeficientes.

A los efectos de investigar con mayor profundidad el efecto de los bajos coeficientes de dispersión para aguas bajas, se efectuó un convenio con el DHI para emplear el modelo MIKE 21, a través de un testeo de la Interfase MIKEZero 2004Beta, SP2. Este modelo es de diferencias finitas y es uno de los más avanzados existentes. Se implementó una grilla de profundidades interpolando los datos de la malla del RMA2, y se especificaron coeficientes de rugosidad de Manning prácticamente iguales a los calibrados para dicho modelo, a fin de obtener un campo de velocidades similar en el Modelo MIKE 21.

Se realizaron una gran cantidad de pruebas para ver la respuesta a rangos amplios de los coeficientes de dispersión. Este modelo permite especificar coeficientes constantes o bien proporcionales a la corriente, usando la formulación se indicada en las ecuaciones (4) a (6):

$$D_X = C_X * V_X \tag{ecuación (4)}$$

$$D_Y = C_Y * V_Y \tag{ecuación (5)}$$

$$D_{MIN} \leq D_X, D_Y \leq D_{MAX} \tag{ecuación (6)}$$

Para la condición de Aguas muy Bajas del día 28/04/2004, con un caudal de $1300 \text{ m}^3/\text{s}$ y un nivel aguas abajo de 0.65 m IGM, especificando en el MIKE 21 coeficientes de dispersión proporcionales a la velocidad de la corriente con $C_x = 0,05 - C_y = 0,05 \text{ m}^2/\text{s}$, el resultado fue el que se muestra en la Figura 8, el cual resulta compatible con la separación de plumas de contaminación medida.

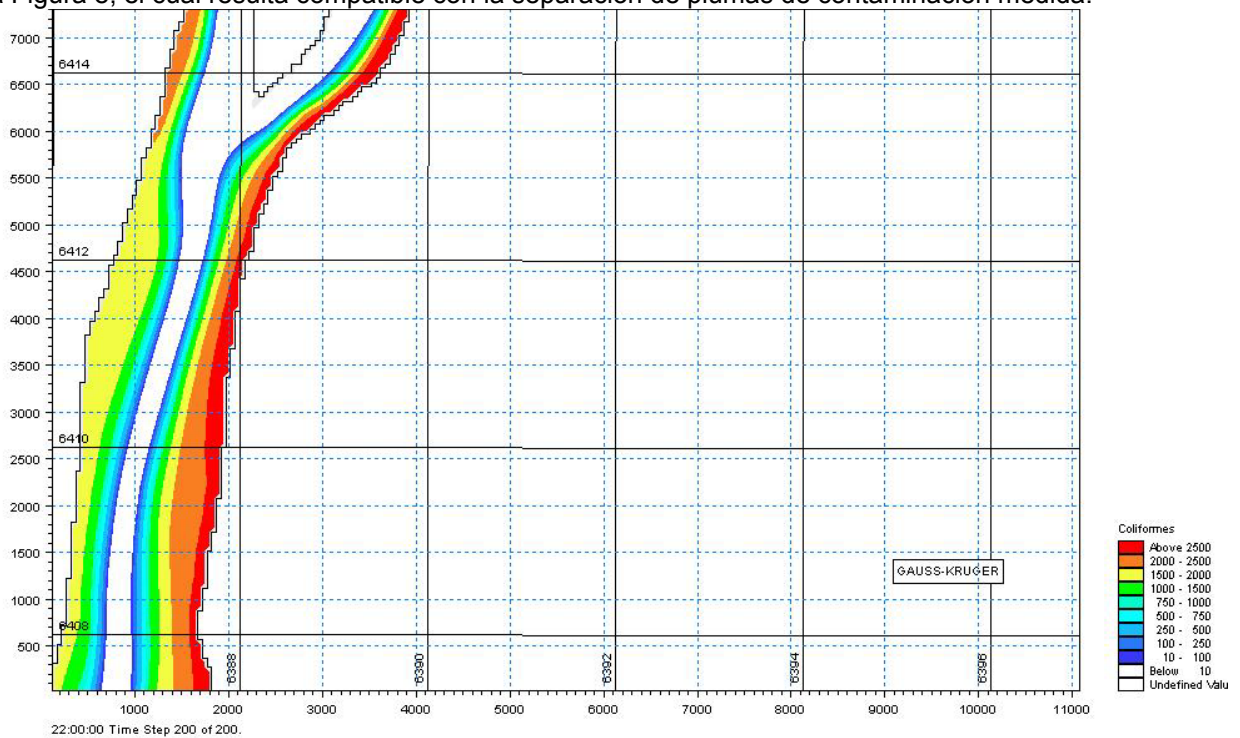


Figura 8: Concentración en Banco Pelay para Aguas Muy Bajas modelada con MIKE21

Los frentes de contaminación alcanzan la zona de Banco Pelay con mucha demora dadas las bajas velocidades de la corriente. Se simuló con estas condiciones un pulso de 6 horas de duración en Colón y Paysandú, con 10 millones y 3 millones de coliformes (UFC/100ml) y decayendo luego a un 1%, respectivamente, a los efectos de visualizar la llegada del pulso a Banco Pelay, resultando las concentraciones que se aprecian en la Figura 9, pudiéndose apreciar las fluctuaciones obtenidas.

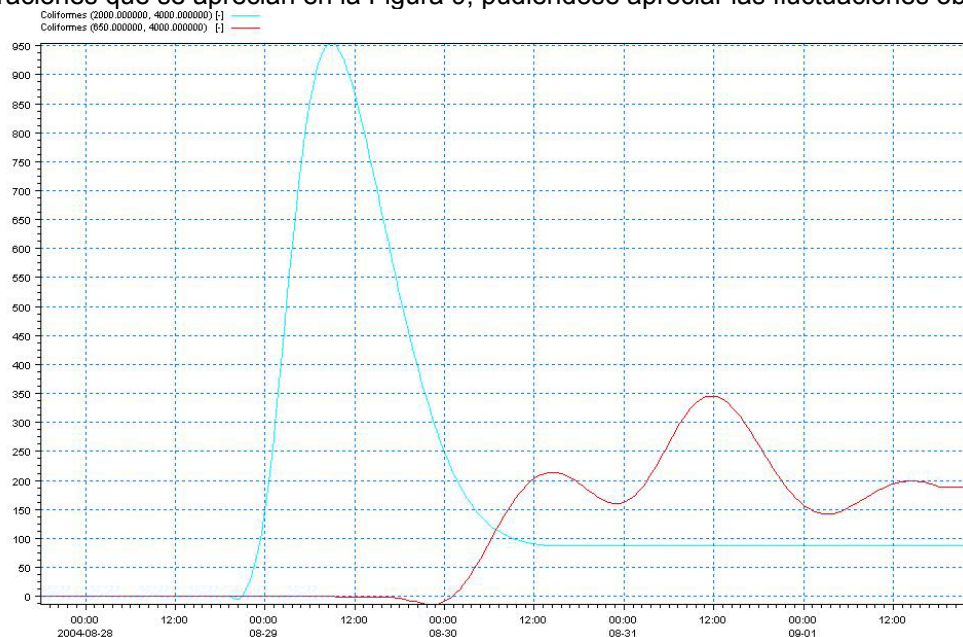


Figura 9: Resultados en ambas márgenes de la Transecta de Banco Pelay para un Pulso en Aguas Muy Bajas

Para ilustrar como se representan los gradientes laterales de concentración en el modelo, se representó una transecta o perfil de concentraciones medidas en el sector donde el área modelada finaliza (inmediatamente aguas abajo de Banco Pelay), para aguas muy bajas (17/06/2004), comparadas con los resultados del modelo MIKE 21 para los bajos coeficientes de dispersión antes indicados.

Dado que no puede determinarse con precisión cual es la descarga másica de cada descarga cloacal que justo pasó por la sección de medición durante el período en que se desarrollaron las extracciones de agua (dado que las descargas son fluctuantes hora a hora), los resultados del modelo fueron escalados para simular el pasaje por la sección de medición de un 30% de la concentración pico en Colón y un 50% de la concentración en Paysandú, y se sumó una concentración de base de 100 UFC/100ml, con el objeto de mostrar que tanto en la realidad como en el modelo en la zona central del río las concentraciones son bajas, y que los gradientes laterales hacia las márgenes son importantes. Esto se puede visualizar claramente, a pesar de que existen algunas fluctuaciones aleatorias de los valores medidos en superficie y a media agua, tal como puede apreciarse en la Figura 10.

Perfil de Concentración de Coliformes Medidas y Modeladas frente al Canal de Acceso a Concepción del Uruguay, aguas debajo de Banco Pelay

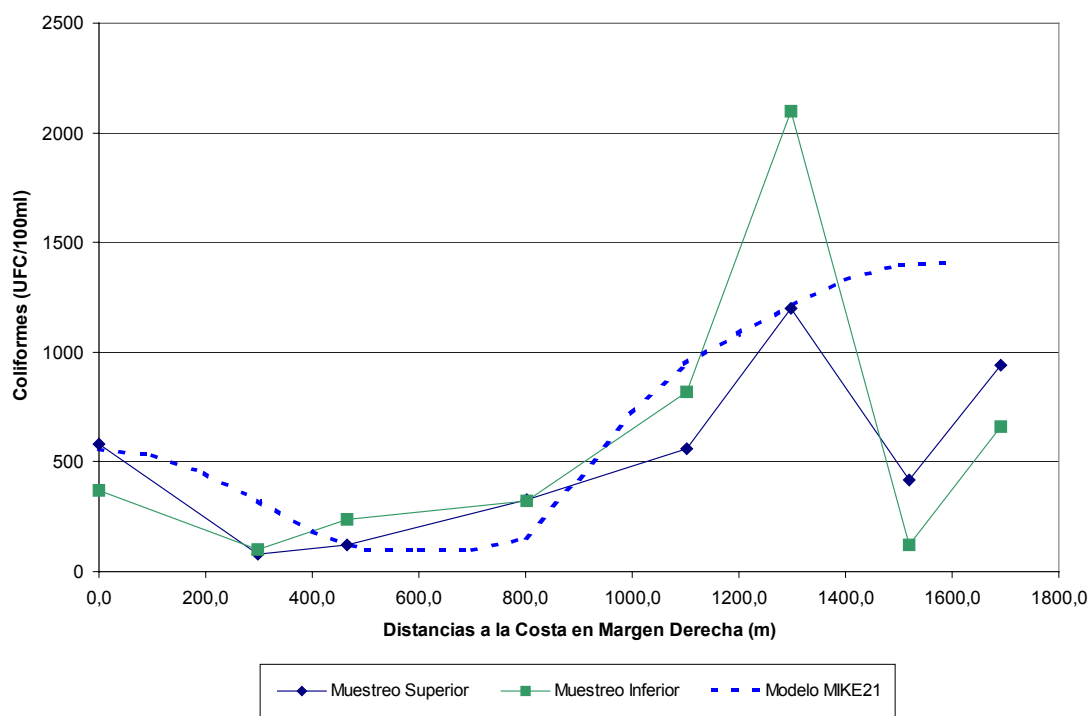


Figura 10: Resultados y mediciones a lo largo de una Transecta aguas abajo de Banco Pelay

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las fluctuaciones temporales de las descargas cloacales de Colón y Paysandú se propagan hacia aguas abajo en forma de pulsos de contaminación, registrándose como fluctuaciones temporales en la zona de balnearios, las que en condiciones de aguas bajas ocurren varios días después de la descarga que les dio origen. En consecuencia, la medición de valores aislados “estadísticos” en diferentes días propuesta por la normativa vigente de C.A.R.U., resulta una insuficiente representación de las condiciones reales de contaminación a las que se ve expuesta la población que concurre a los Balnearios, lo cual indica no sólo que el método de detección debería mejorarse, sino también que es necesario corregir las causas del problema de contaminación detectado.

Se estableció que existen normalmente concentraciones de bacterias coliformes fecales cercanas a la playa muy superiores a las presentes en el centro del río. La distribución transversal de esta concentración es compatible con los resultados de la modelación matemática si se emplean los bajos coeficientes de dispersión transversal que corresponden según la bibliografía.

Ello implica que las plumas de contaminación de las descargas cloacales de Colón y de Paysandú no se mezclan a la altura de Banco Pelay. Las altas concentraciones de coliformes fecales que se registran en ocasiones en la zona balnearia de Banco Pelay en Concepción del Uruguay se deben por lo tanto principalmente al efecto de descargas variables en la margen argentina, identificadas particularmente en la zona de Colón y sus adyacencias, aunque el origen preciso de estos aportes está siendo investigado.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ELDER, J.M. "The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow". *Journal of Fluid Mechanics*. Vol. 5, 541-560, 1959.
2. FISHER, H.B. "The Effects of Bends on Dispersion in Streams". *Water Resources Research*. 5(2), pp. 496-506, 1969.
3. HARLEMAN, D.H.F. *Estuarine Modelling: An Assessment*. TRACON, Inc., for the Water Quality Office - EPA, 1971.
4. CARDINI, J.C. Y M. GAREA. *Gasoducto Buenos Aires - Montevideo. Impactos Ambientales del Cruce del Río de la Plata. Anexo A - Estudios Hidrosedimentológicos de Dispersión de los Sedimentos Dragados*. Serman & asociados s.a. para Gasoducto Cruz del Sur, 2000.
5. CARDINI, J.C.; M. GAREA Y M. CAMPOS. *Monitoreo y pronóstico de evolución de la pluma de turbiedad para las operaciones de zanjeado y tapada en el Río de La Plata. Informe Final, Informe PFR - IF - 08/03/02*. Serman & asociados s.a. para Gasoducto Cruz del Sur.
6. RUTHERFORD, J.C. (1994) *River Mixing*. J.Wiley & Sons, New York, 2002.
7. BOXALL, J.B.; I. GYUMER AND A. MARION, "Transverse mixing in sinuous natural open channel flows". *Journal of Hydraulic Research* Vol. 41, No. 2 pp. 153-165, 2003.