

UNA APROXIMACIÓN AL PROBLEMA 2D DE TRANSPORTE DE CROMO Y FINOS EN UN CURSO FLUVIAL

Alfredo E. Trento y Ana M. T. Alvarez

*Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas - Universidad Nacional del Litoral
CC 217- (3000) Santa Fe, atrento@fich.unl.edu.ar*

Palabras Clave: cromo, finos, flóculos, partículas, bidimensional

Resumen. Se describe un modelo matemático que representa los procesos de transporte de finos y cromo en un ambiente fluvial, y su interacción con los sedimentos de fondo. Las ecuaciones básicas se dedujeron según el supuesto de equilibrio instantáneo, equivalente a admitir que las escalas de tiempo de la advección y de la dispersión son sustancialmente mayores que las de los procesos cinéticos de sorción de los MP.

El esquema numérico desarrollado aproxima las ecuaciones diferenciales de advección-dispersión integradas en la vertical, mediante un algoritmo Lagrangeano. Un aspecto fundamental resultó el cálculo de la dinámica de floculación con un modelo empírico. El tamaño característico de los flóculos se calculó mediante un proceso iterativo.

Se simuló el transporte de cromo y finos en un curso recto con flujo uniforme, a partir de una fuente vertical en línea, ubicada en el centro del cauce principal, que eroga a una tasa constante. Se determinó que son necesarios 2 días para alcanzar condiciones estacionarias para las concentraciones de cromo en agua, y aproximadamente 5 días para el cromo en sedimentos, dependiendo este último valor del espesor de la capa activa del lecho. Se calculó la formación de agregados para tres eficiencias de colisión, determinándose tamaños entre 44 y 53 micrones, y velocidades de sedimentación entre 0.037 y 0.055 mms^{-1} , resultados compatibles con el nivel de turbulencia y las condiciones hidrosedimentológicas impuestas.

Los resultados obtenidos, que deben ser verificados con mediciones, significan una primera aproximación satisfactoria al problema.

1 INTRODUCCIÓN

Diversos contaminantes inorgánicos, como los metales pesados (MP) suelen presentar concentraciones importantes asociadas a los sedimentos finos suspendidos, arcillas y limos finos, debido a su particular tendencia a formar agregados o flóculos (Mehta, 1989). Los cursos de agua y en especial sus sedimentos, tanto de fondo como suspendidos no sólo actúan como vehículos del transporte de MP sino que constituyen una gran fuente de acumulación en el ambiente acuático (Sin et al. 2001). De tal modo, la consideración de los sedimentos finos como agentes de transporte de un amplio espectro de contaminantes y en particular de metales tóxicos, ha introducido una nueva perspectiva a los problemas de gestión del medio ambiente en cuerpos de agua.

Debe tenerse en cuenta que el cromo persiste en el ambiente sin degradación y que, en un estado de oxidación (cromo VI), es muy perjudicial para la biota en general y la salud humana en particular. El cromo, ya sea en estados de oxidación trivalente o hexavalente, se acumula en diversas especies de plantas acuáticas que toman el cromo de los sedimentos del lecho y lo disponen para peces herbívoros que se alimentan del bentos (Kimbrough et al. 1999). Los seres humanos pueden contaminarse por la ingestión de peces u otros alimentos que hayan estado en contacto con el agua por una cantidad significativa de tiempo (Bryan y Langston, 1991).

Cabe destacar que existen antecedentes en nuestro país acerca de estudios de relevancia sobre tóxicos inorgánicos en cursos de agua (Marcovecchio y Ferrer, 2005). En particular, a partir de 1998 se inició en el ámbito de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, la elaboración del Marco Conceptual para el Establecimiento de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente (SSRHN, 2004), que tiene como premisa establecer una referencia para fundamentar las decisiones sobre la asignación de destinos de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, y definir estrategias apropiadas para la protección y la recuperación de la calidad ambiental.

Uno de los ríos de Argentina en los que se ha detectado concentraciones de cromo que exceden los valores de origen natural, es el Salado en la provincia de Santa Fe en un tramo cercano a la ciudad de Esperanza, según los estudios específicos realizados por Gallo et al. (2006). En ese mismo trabajo se demostró que la concentración en la fase particulada del cromo es mayor que en la fase disuelta, al igual que para el Fe y el Mn, lo cual permite conjeturar que las partículas de cromo deberían entonces tener una estrecha relación con los finos. Desde ese punto de vista existe una fuerte motivación para estudiar esta problemática, por las serias consecuencias ambientales que se pueden llegar a tener en la región.

El objetivo del trabajo es realizar una simulación numérica del transporte de sedimentos finos floculados y cromo en la columna de agua y su interacción con el lecho, para un escenario simplificado de características geométricas e hidrodinámicas bien similares al tramo del río Salado, y a la fuente de contaminación cuyo impacto se pretende aproximar.

2 MODELO MATEMÁTICO DE TRANSPORTE DE METALES Y SEDIMENTOS FINOS

Los procesos de transporte de MP y sedimentos suspendidos en ríos se describen mediante un sistema de ecuaciones diferenciales en derivadas parciales (EDDP) en las tres dimensiones espaciales y el tiempo. En ríos y arroyos extensos la tridimensionalidad del problema de transporte de escalares puede simplificarse a un problema 2D en la medida que la escala de tiempo de los procesos, en las direcciones longitudinal y transversal del escurrimiento, sea

sustancialmente mayor que en la dirección vertical (Fischer et al. 1979). Esta situación es la que ocurre en muchos de los cursos fluviales del Litoral argentino.

Un exhaustivo análisis de los trabajos pioneros en modelos matemáticos para el transporte y destino de metales tóxicos y sedimentos en cursos superficiales, corresponden a Onishi (1981), Schnoor (1996) y Chapra (1997) entre otros. El sistema de EDDP está compuesto de seis ecuaciones: dos para los sedimentos suspendidos y de fondo, dos para las fases disuelta y particulada de MP en agua y otro tanto para el lecho. Las dificultades en cuantificar los parámetros de sorción y transferencia de masa se resuelven adoptando la hipótesis del equilibrio instantáneo, según la cual se admite que los procesos de transporte de metales y agregados (advección, dispersión, resuspensión y sedimentación) son relativamente lentos comparados con las cinéticas de sorción de los MP. Entonces, los coeficientes de partición entre las fases particulada y disuelta de MP, tanto en agua como en el lecho, Kp_w y Kp_b , respectivamente, pueden calcularse adoptando el supuesto de una isoterma lineal (Schnoor, 1996), mediante técnicas de laboratorio, modelos (USEPA, 1999) y análisis estadísticos (Wang y Chen, 2000). Su determinación es importante pues están relacionados con la salinidad natural de las aguas (Turner, 2000), la granulometría de los sedimentos (Turner y Millward, 1994) y el pH (Wen y Allen, 1999) principalmente.

El sistema de EDDP se reduce a tres: la ecuación (1) representa el transporte de metales a nivel de concentración total en el agua, $C_{T,w}$, la ecuación (2), da cuenta de la cantidad de MP adsorbidos en los sedimentos del lecho en relación a la masa de sedimentos, r y la tercera, ecuación (3), describe la variación de concentraciones medias en la vertical de sedimentos finos S_w .

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{T,w}}{\partial t} + \frac{\partial UC_{T,w}}{\partial x} + \frac{\partial VC_{T,w}}{\partial y} = \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial x} \left(h E_x \frac{\partial C_{T,w}}{\partial x} \right) + \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial y} \left(h E_y \frac{\partial C_{T,w}}{\partial y} \right) + \\ + C_{T,w} \left(-k_s f_{pw} - f_{dw} \frac{k_L}{h} \right) + r \left(\frac{k_L}{h Kp_b} + \frac{\alpha}{\gamma} S_b \right) + S_d + S_p \end{aligned} \quad (1)$$

$$\frac{\partial r}{\partial t} = \frac{Kp_b}{d(1 + Kp_b S_b)} \left[-r \left(\frac{k_L}{Kp_b} + \frac{(Kp_b k_s S_w h)}{(1 + Kp_b S_b)} \right) + \right. \\ \left. + C_{T,w} \left(k_s h \frac{S_w Kp_w}{1 + S_w Kp_w} + \frac{k_L}{1 + S_w Kp_w} \right) \right] \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial S_w}{\partial t} + \frac{\partial US_w}{\partial x} + \frac{\partial VS_w}{\partial y} = \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial x} \left(h E_x \frac{\partial S_w}{\partial x} \right) + \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial y} \left(h E_y \frac{\partial S_w}{\partial y} \right) + \\ \frac{m_e}{h} - \frac{m_d}{h} + S \end{aligned} \quad (3)$$

La concentración total de cromo en agua es $C_{T,w} = C_{s,w} + C_{p,w}$, con $C_{s,w}$ y $C_{p,w}$ las concentraciones de MP soluble y particulado, respectivamente, en la columna de agua. La concentración de cromo sorbido a los sedimentos de fondo, $r = C_{p,b}/S_b$, con $C_{p,b}$ la concentración de MP particulado en el lecho, S_b es la concentración de sedimentos en el

lecho. El coeficiente $\gamma=h/d$, es la relación entre la profundidad de agua h y la capa activa del lecho d , que representa el espesor de intercambio de los MP con la columna de agua. Los aportes de MP en forma difusa y/o puntual se representan con S_d y S_p respectivamente, los coeficientes f_{dw} y f_{pw} son las fracciones disuelta y particulada de MP en agua, α la tasa de erosión/resuspensión, $k_s=W_s/h$ es la tasa de sedimentación, con W_s la velocidad de sedimentación media en la vertical de los flóculos, k_L un coeficiente de transferencia de masa de MP entre la columna de agua y el agua de los poros de los sedimentos del lecho. Las velocidades medias en la vertical son U y V , en las coordenadas espaciales horizontales x e y respectivamente, t es el tiempo. Los procesos de transporte comunes a las ecuaciones (1) y (3) son la advección y la dispersión longitudinal y transversal, representados con los coeficientes E_x y E_y , respectivamente.

Los procesos representados en la ecuación (1) son el transporte advectivo y el dispersivo, la pérdida de MP de la columna de agua debido a sedimentación y a transferencia hacia el lecho, la incorporación de MP a la columna de agua por transferencia desde el lecho y por erosión, y la incorporación de MP debida a las fuentes. En cuanto a la ecuación (2), el primer término de la derecha representa la tasa de cambio de r debido a sedimentación y transferencia de masa desde el lecho, el segundo término expresa la acumulación de MP por idénticos mecanismos desde la columna de agua. La ecuación diferencial (2) no contiene una derivada respecto a x , no obstante ello, las variaciones de r según la coordenada espacial se calculan en función de las otras variables dependientes, $C_{T,w}$ y S_w que formalmente contienen derivadas espaciales en las respectivas ecuaciones. Mediante esta sencilla ecuación diferencial se vincula entonces la concentración de metal en el lecho, con las concentraciones de cromo y finos en agua.

Para la ecuación de transporte de sedimentos finos se consideran los procesos específicos de erosión y depositación. Con m_e tasa de erosión o resuspensión, m_d tasa de sedimentación y S que representa a las fuentes. El modelo considera que la erosión, resuspensión y depositación son procesos estrictamente pasivos, es decir, que su escala espacial debe ser sustancialmente menor que la escala de profundidades locales del escurrimiento. El proceso de erosión del lecho se cuantifica mediante la ecuación presentada en [Ariathurai y Arulanandan \(1978\)](#):

$$m_e = E \left(\frac{\tau_b}{\tau_e} - 1 \right) \text{ para } \tau_b > \tau_e \quad (4)$$

donde E ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) $=f(\alpha, d)$ es una constante empírica en las mismas unidades que m_e , τ_e es la tensión de corte crítica de erosión, τ_b la tensión de corte local. Para el caso en que para $\tau_b < \tau_e$ entonces $m_e=0$.

Las condiciones de depositación de finos se evalúan con la fórmula de [Krone \(1963\)](#), en función de la tensión de corte crítica para depositación τ_d , cuando $\tau_b < \tau_d$. De tal modo, la tasa de depositación m_d es:

$$m_d = W_s S_{wb} \left(1 - \frac{\tau_b}{\tau_d} \right) \text{ para } \tau_b < \tau_d \quad (5)$$

τ_d es la tensión de corte límite por debajo de la cual ocurre depositación, S_{wb} es la concentración de sedimentos suspendidos a una corta distancia del lecho. Si la tensión de

corte local τ_b es mayor que la tensión crítica para depositación, los flóculos no sedimentarán sobre el lecho. En condiciones de equilibrio, cuando $\tau_d \leq \tau_b \leq \tau_c$, entonces $m_e = m_d = 0$.

La formación de agregados debido a los procesos de floculación por tensiones de corte turbulentas y la sedimentación diferencial se representan con un submodelo específico, que se describe a continuación.

2.1 Modelo de Floculación

En la ecuación diferencial para el transporte de sedimentos finos, uno de los aspectos clave consiste en la correcta parametrización de W_s . Ello es así porque los macroflóculos (agregados mayores a 150 micrones) gobiernan el transporte de sedimentos, mientras que los microflóculos, más numerosos y densos, son más importantes desde un punto de vista ambiental por su gran superficie de contacto con el entorno, que les permite ser agentes de transporte de sustancias tóxicas y materia orgánica (Dyer, 1989). La formación de flóculos depende no sólo de la concentración de los sólidos suspendidos, sino también de la turbulencia del escurrimiento, de los distintos iones presentes en el agua, de la temperatura, además de la presencia de materia orgánica coloidal (Mehta, 1989) y polímeros orgánicos segregados por algas y bacterias, que son pegajosos y afectan significativamente los procesos de agregación. La floculación y depositación de materia suspendida son responsables de la transparencia del agua (que incide en la penetración de luz, importante para la biota), de las corrientes de turbidez en estuarios, de la demanda bioquímica de oxígeno, del transporte de MP, bacterias y virus (Winterwerp y Van Kesteren, 2004).

La mecánica de agregación de partículas cohesivas ocurre básicamente por: 1) colisiones entre partículas y 2) por tensiones de corte del escurrimiento (McAnally y Mehta, 2002). La turbulencia actúa permanentemente en el escurrimiento turbulento, generando tensiones de corte capaces también de desagregar los flóculos (Mikes et al. 2004). La agregación por colisiones entre las partículas, resultan del movimiento Browniano, de la sedimentación diferencial de las partículas y de las tensiones de corte de la corriente (Burban et al. 1990). Los dos primeros procesos son poco relevantes en cursos de agua (Winterwerp, 2000). En ambientes fluviales y en la región costera de rompiente de olas, por ejemplo, el efecto predominante es el inducido por la turbulencia del flujo a través de sus tensiones cortantes. A continuación se describe la función de frecuencia de colisión debida a las tensiones de corte de un escurrimiento turbulento, β_{sh} (m^3s^{-1}), que se expresa:

$$\beta_{sh}(v_i, v_j) = \sqrt{\frac{8\pi}{15}} G R_{ij}^3 = 1.30 G R_{ij}^3 \quad (6)$$

con $v_i = 1/6\pi d_p^3$, el volumen de las partículas de la clase i , donde d_p es el diámetro de la partícula (y en forma análoga v_j para las partículas de la clase j), R_{ij} la suma de los radios de las partículas i y j . G (s^{-1}) es un parámetro de disipación de la turbulencia. La expresión de ese parámetro de disipación, $G = (\varepsilon/\nu)^{0.5}$, fue deducida por Saffman y Turner (1956), quienes estudiaron los procesos de formación de gotas de agua en nubes, según procesos turbulentos, con ν la viscosidad cinemática del fluido y ε la tasa de disipación de la energía cinética de la turbulencia, que se determina mediante la aproximación de Nezu y Nakagawa (1993). La tensión de corte puede expresarse según la clásica distribución en la vertical, $\tau_b = \rho u_*^2 (1-z/h)$, con u_* la velocidad de corte y z la altura desde el lecho.

Uno de los modelos de agregación más conocidos es el de Farley y Morel (1986), que supone la linealidad de la ecuación de balance que integra todos los procesos de agregación

por colisiones binarias. Para tales casos, la tasa de remoción de sólidos fue expresada como la suma de tres expresiones potenciales, mediante la siguiente expresión semi-empírica:

$$\frac{\partial S_w}{\partial t} = -B_{ds} S_w^{2.3} - B_{sh} S_w^{1.9} - B_b S_w^{1.3} \quad (7)$$

donde los diferentes mecanismos de la floculación están considerados en los coeficientes: B_{ds} , para la sedimentación diferencial, B_{sh} para la agregación por tensiones de corte, y B_b para el movimiento Browniano. A partir de la ecuación de balance, con determinadas simplificaciones, [Farley y Morel \(1986\)](#) propusieron para el cálculo de W_s la expresión:

$$W_s = \frac{(-B_{ds} S_w^{2.3} - B_{sh} S_w^{1.9} - B_b S_w^{1.3})}{\partial S_w / \partial z} \quad (8)$$

Los coeficientes están directamente relacionados con las funciones de frecuencia de colisión respectivas de cada mecanismo y una función del tiempo de sedimentación de los flóculos, funciones de G , las densidades de los agregados y el agua, ρ_f y ρ_w respectivamente, la viscosidad cinemática del fluido, la aceleración de la gravedad y la temperatura de la mezcla. Los parámetros del submodelo de floculación están dados por las eficiencias de colisión para cada proceso de agregación: α_b para el movimiento Browniano, α_{sh} debida a la turbulencia del flujo y α_{sd} a la sedimentación diferencial.

Así como las tensiones del escurrimiento favorecen la formación de flóculos, cuando esas tensiones superan determinado valor llamado tensión resistente del flóculo, τ_f , se produce la desagregación en flóculos menores. La primera determinación de τ_f fue lograda mediante experimentos de laboratorio. Mediante un análisis de las propiedades fractales de los procesos de agregación, [Kranenburg \(1994\)](#) propuso una relación para τ_f en función de la densidad diferencial de los flóculos, $\Delta\rho_f = \rho_f - \rho_w$, y la dimensión fractal n_f .

$$\tau_f = \Delta\rho_f^{\frac{2}{3-n_f}} \quad (9)$$

En base a la relación propuesta por [Kranenburg](#), se implementó un algoritmo cuyo efecto es limitar el crecimiento de los flóculos de acuerdo a la dimensión fractal de los agregados, cuyo análisis teórico esta descrito en detalle en [Trento \(2005\)](#). El diámetro medio de los flóculos se calculó a partir de la ecuación de balance de fuerzas para un agregado cayendo en forma estacionaria en un medio infinito. Se calculó el coeficiente de arrastre con el algoritmo de Newton-Raphson, considerando los efectos inerciales mediante las fórmulas de [Masliyah y Polikar \(1980\)](#).

3 MODELO NUMÉRICO

En cuanto a los antecedentes de modelos numéricos para MP y sedimentos se destacan los desarrollado por [Hayter y Pakala \(1989\)](#), [Shrestha y Orlob \(1996\)](#), [Ng et. al., \(1996\)](#), entre otros. Un rasgo común a esos modelos numéricos, tanto para el transporte de metales como para el de sedimentos, es el empleo de esquemas numéricos que no siempre garantizan la conservación de masa, es decir, que no verifican estrictamente que la masa de los escalares transportados se conserve, ni evitan concentraciones negativas en regiones de fuertes

gradientes cerca de las fuentes. Estos problemas son frecuentes en los tradicionales métodos Eulereanos de Diferencias Finitas (FD) o Elementos Finitos (FE) (LaBolle et al. 1996).

Los modelos de trayectoria de partículas están incluidos en la categoría de los modelos Lagrangeanos, en los que el transporte de masa es consecuencia del movimiento aleatorio de un gran número de partículas discretas. Para propósitos prácticos, están libres tanto de oscilaciones como de difusión numérica (Hassan y Mohamed, 2003; Bodin et al. 2003), de concentraciones negativas y pérdidas de masa. Estas propiedades son de singular importancia, cuando la fuente de contaminación genera en su entorno un campo de elevadas concentraciones. En estos últimos casos el método de trayectoria de partículas es muy apropiado (Periañez y Elliot, 2002). La grilla para el cálculo de la concentración es independiente de la usada para resolver la hidrodinámica, lo cual lo hace particularmente apto para representar fuentes verticales en línea como las que se pretenden simular en el río Salado. La descripción del modelo de partículas implementado para este trabajo puede consultarse en Trento (2005).

4 IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO

El modelo Lagrangeano se implementó para un dominio rectangular de 5200 m de largo, 80 m de ancho y 1.50 m de profundidad, con el eje x en el sentido longitudinal y el eje y en el transversal. Se adoptó un caudal de $6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ en forma unidireccional con una velocidad uniforme $U=0.05 \text{ ms}^{-1}$, un coeficiente n de Manning de $0.045 \text{ sm}^{-1/3}$. Estas condiciones estacionarias del flujo son similares a las observadas durante una bajante pronunciada del río Salado en noviembre de 1999. Se impusieron coeficientes de difusión en las direcciones longitudinal, \mathcal{E}_x y transversal, \mathcal{E}_t de 0.058 y $0.010 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ respectivamente (por ser un flujo uniforme no se consideró advección diferencial). Se adoptó una tensión de corte límite por debajo de la cual ocurre depositación τ_d de 0.03 Nm^{-2} , mientras que para la tensión de corte crítica erosiva, se adoptó $\tau_c=0.18 \text{ Nm}^{-2}$. En la elección de estos valores se tuvieron en cuenta los disponibles en la bibliografía como así también las condiciones particulares del lecho de los arroyos. La viscosidad dinámica μ se calculó en función de la temperatura con una ecuación de estado (SMWW, 1998).

Se simuló una fuente vertical en línea ubicada en el centro del curso ($x=400 \text{ m}$, $y=40 \text{ m}$) aguas abajo de la sección de entrada, que eroga en forma permanente un caudal de $0.080 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ con concentraciones de 0.030 kg m^{-3} de sedimentos y 4570 mg m^{-3} de cromo total. Se adoptó una capa activa $d = 0.01 \text{ m}$, $Kp_b= 3.773 \text{ lkg}^{-1}$, $Kp_w= 40000 \text{ lkg}^{-1}$ y una condición inicial de cromo $C_{T,w}=0 \text{ mg m}^{-3}$ y $r_0=10 \text{ mg kg}^{-1}$. El parámetro Kp_w se calculó según concentraciones disueltas y particuladas de cromo en la columna de agua y también en base a S_w (Gallo et al. 2006). Se consideraron condiciones de borde aguas arriba de 0.125 kg m^{-3} de sedimentos finos y 10 mg m^{-3} de cromo total, simuladas con cuatro fuentes verticales próximas a dicho borde (en $x=50 \text{ m}$ e $y=10, 30, 50$ y 70 m).

Los parámetros de eficiencia de colisión se fijaron en $\alpha_b=0.05$, $\alpha_{st}=0.15$ y $\alpha_{sd}=0.04$, dando de este modo preponderancia al efecto de agregación por turbulencia, único mecanismo relevante para las condiciones del escurrimiento simuladas. Se adoptó un valor constante para la densidad de los flóculos en $\rho_s=1030 \text{ kg m}^{-3}$. El intervalo de tiempo Δt fue de 300 s y el número de partículas ingresadas en cada Δt fue de 70 partículas para la fuente y 40 para las condiciones aguas arriba. Se fijaron condiciones de borde reflejantes en los contornos cerrados, tanto por la naturaleza de las sustancias transportadas como así también por los buenos resultados logrados en experimentos numéricos (Trento 2005). Los efectos de campo

cercano se despreciaron, debido al reducido impacto hidrodinámico local de la fuente sobre el cuerpo de agua.

5 RESULTADOS

En la [Figura 1](#) se graficaron las concentraciones totales de cromo en agua y en el lecho considerando $d=1$ cm, luego de una descarga continua de 2 días. Resultados homólogos del modelo se muestran en la [Figura 2](#) y la [Figura 3](#) para $t=5$ y $t=10$ días respectivamente.

La distribución de cromo en agua para $t=2$ días fue aproximadamente la misma que la mostrada para los otros tiempos, con un máximo $C_{T,w}=132$ $\text{mg}_{\text{cromo}}\text{m}^{-3}$ en la cercanía de la fuente. Se advierte que el alcance espacial de la isolínea $C_{T,w}=10$ $\text{mg}_{\text{cromo}}\text{m}^{-3}$ fue de aproximadamente la mitad de la escala longitudinal del modelo, alcanzándose la mezcla completa en la transversal aproximadamente en $x=2000$ m. De acuerdo a los resultados para los distintos tiempos, las concentraciones de cromo en el lecho no alcanzan aún condiciones estacionarias para $t=2$ días, mostrando que para r todavía prevalecen las condiciones iniciales en casi todo el dominio de modelación, si bien el tiempo de traslado es de aproximadamente 29 horas. Se alcanzan condiciones de equilibrio para $C_{T,w}$ a los 2 días y para r a los 5 días, con concentraciones máximas de 133 $\text{mg}_{\text{cromo}}\text{m}^{-3}$ y 85 $\text{mg}_{\text{cromo}}\text{kg}^{-1}$.

En la [Figura 4](#) se muestran los resultados de r y $C_{T,w}$ para $d=5$ cm de espesor y $t=5$ días. En este caso las condiciones de equilibrio se logran para $t=20$ días con $C_{T,w}=132$ $\text{mg}_{\text{cromo}}\text{m}^{-3}$ y $r=83$ $\text{mg}_{\text{cromo}}\text{kg}^{-1}$. Se advierte que mientras las concentraciones $C_{T,w}$ no presentan diferencias relevantes respecto a las mostradas en la [Figura 2](#), las concentraciones en el lecho, en cambio, aumentan en extensión espacial y disminuye el máximo r . Resultados para $d=3$ cm de espesor, muestran que el equilibrio se logra para r en $t=15$ días con concentraciones máximas aproximadamente iguales a las anteriores.

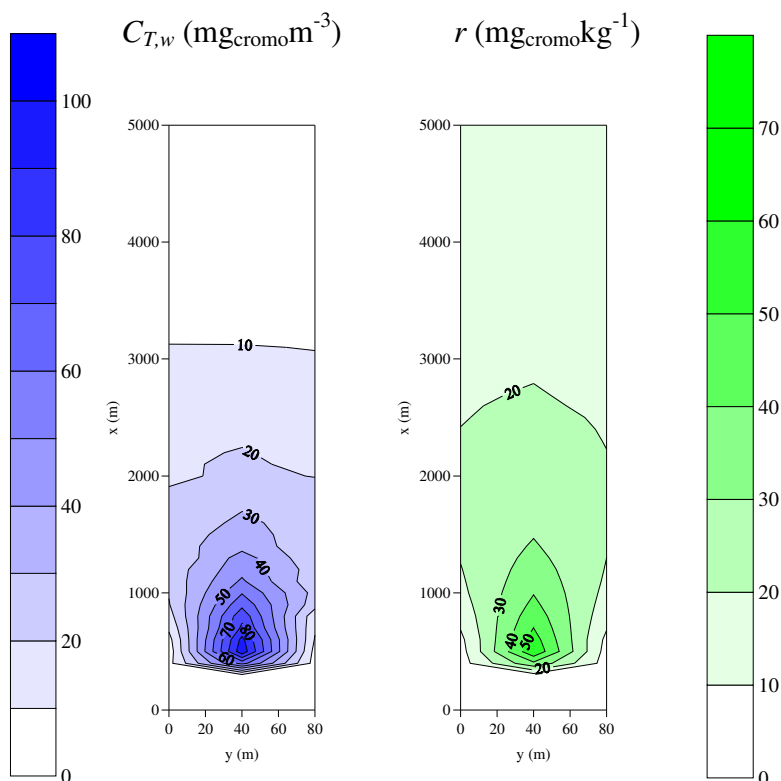


Figura 1: Isolíneas de $C_{T,w}$ ($\text{mg}_{\text{cromo}}\text{m}^{-3}$) y r ($\text{mg}_{\text{cromo}}\text{kg}^{-1}$) para $t=2$ días, $d=1$ cm

Se analizó la formación de agregados para tres eficiencias de colisión, $\alpha_{sh}=0.10, 0.15$ y 0.20 , obteniéndose los resultados que se graficaron en la [Figura 5](#). El tamaño de agregados generados, d_f , estuvo en el intervalo entre 44 y 53 micrones para una densidad constante de 1030 kg m^{-3} , y la velocidad media de sedimentación Ws entre 0.037 y 0.054 mm s^{-1} , siendo relevante para este resultado el parámetro de disipación de la energía cinética de la turbulencia, G , que resultó en 0.73 s^{-1} . El algoritmo diseñado para limitar el crecimiento del tamaño de los flóculos no fue activado debido a que la tensión de corte del escurrimiento, $\tau_b=0.043 \text{ Nm}^{-2}$, estuvo siempre por debajo de la tensión resistente de los agregados, $\tau_r=0.50 \text{ Nm}^{-2}$, obtenido de la bibliografía ([Trento, 2005](#)).

Las concentraciones de sedimentos suspendidos, S_w , alcanzaron su equilibrio para una escala temporal semejante a la impuesta para el tiempo de traslado, 29 horas, en torno a una concentración de 0.127 kg m^{-3} . La distribución de S_w fue homogénea, mostrando así que el aporte de sedimentos de la fuente es poco importante en relación a las condiciones impuestas aguas arriba. Se verificaron condiciones de equilibrio sedimentológico para todo el dominio al resultar $\tau_e > \tau_b > \tau_d$.

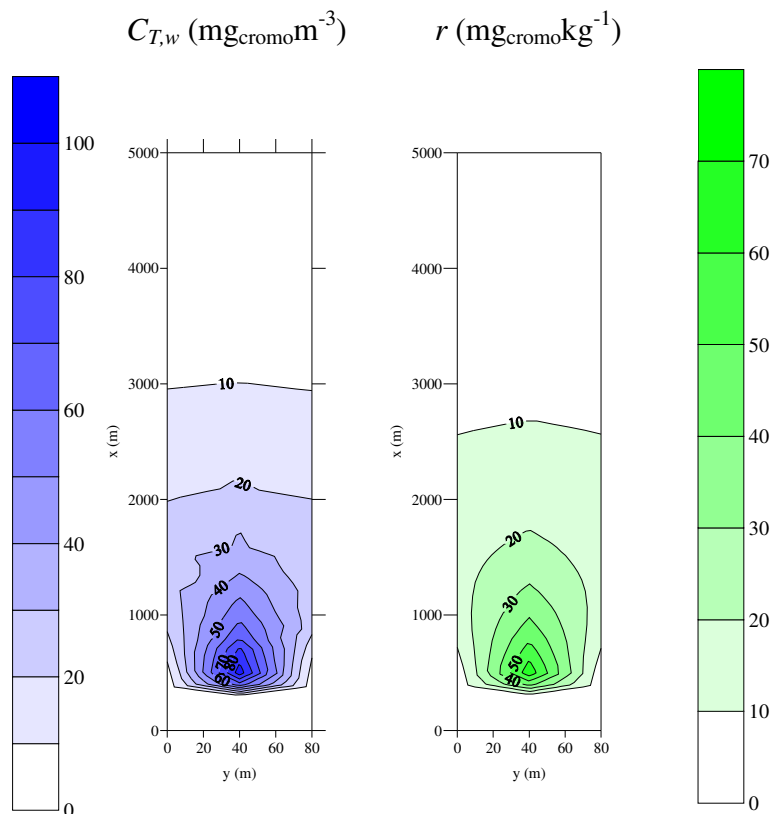


Figura 2: Isolíneas de $C_{T,w} \text{ (mg}_{\text{cromo}}\text{m}^{-3})$ y $r \text{ (mg}_{\text{cromo}}\text{kg}^{-1})$ para $t=5$ días, $d=1 \text{ cm}$

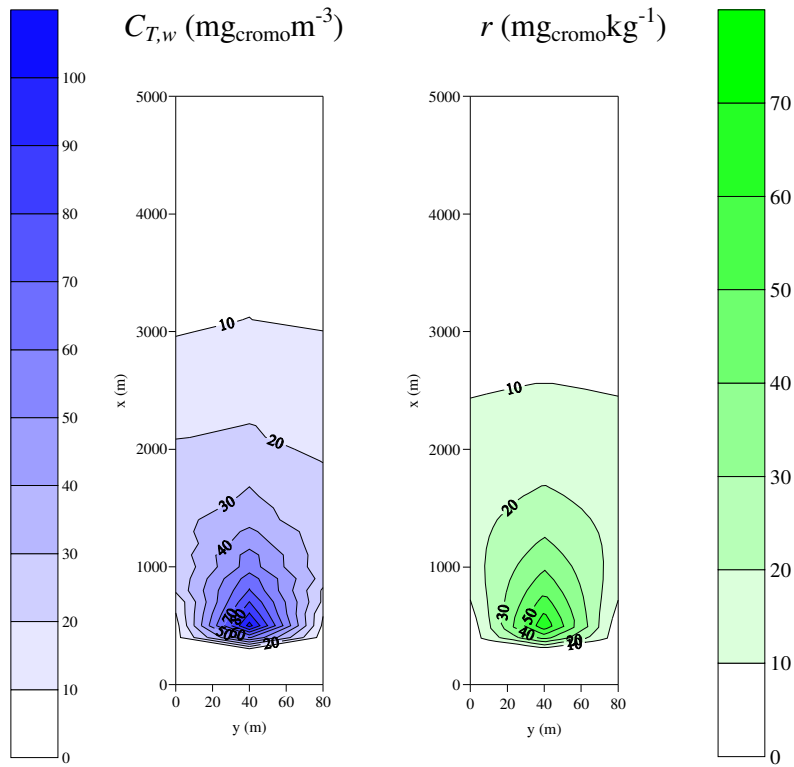


Figura 3: Isolneas de $C_{T,w}$ ($\text{mg}_{\text{cromo}}\text{m}^{-3}$) y r ($\text{mg}_{\text{cromo}}\text{kg}^{-1}$) para $t=10$ días, $d=1$ cm

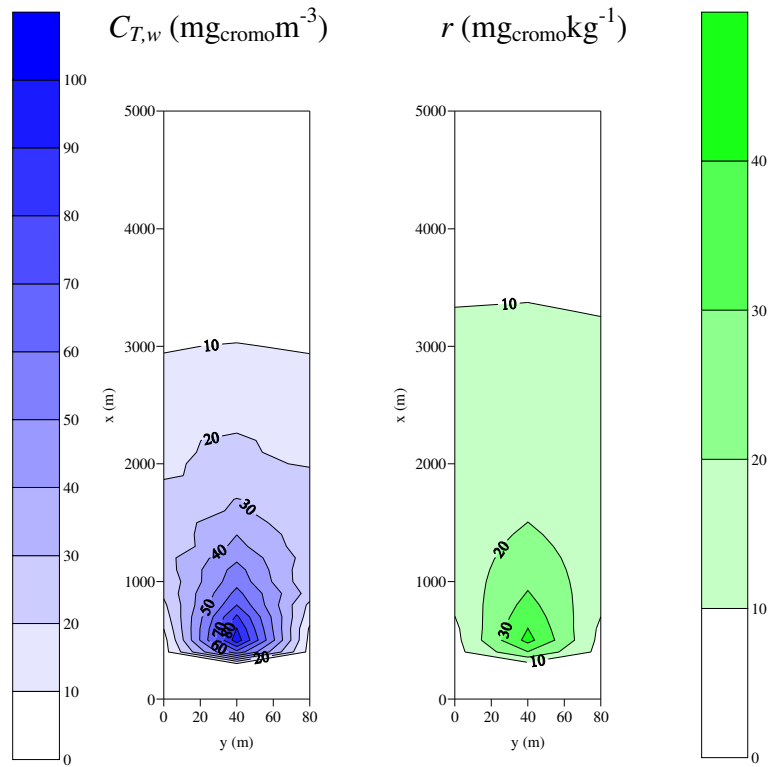


Figura 4: Isolneas de $C_{T,w}$ ($\text{mg}_{\text{cromo}}\text{m}^{-3}$) y r ($\text{mg}_{\text{cromo}}\text{kg}^{-1}$) para $t=5$ días, $d=5$ cm

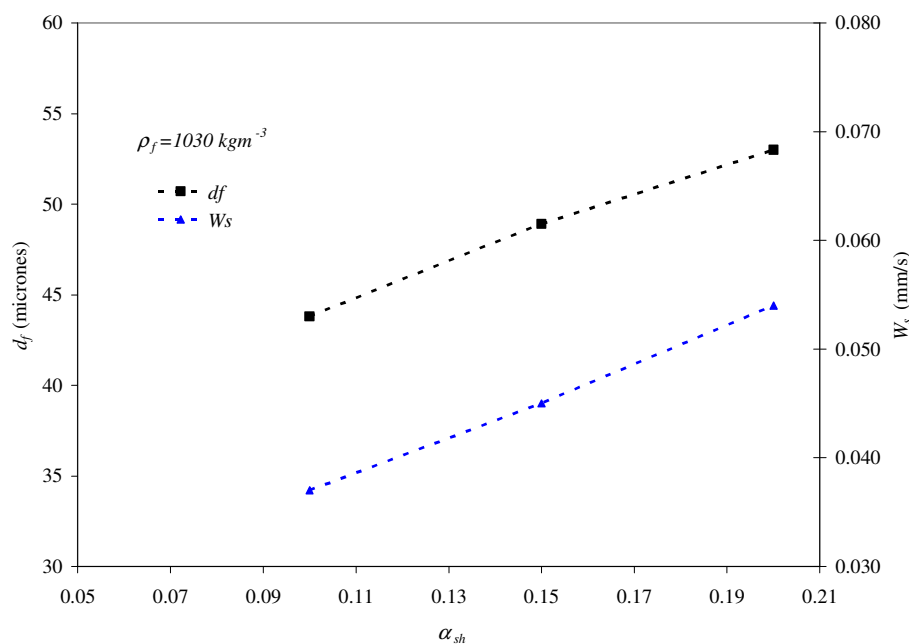


Figura 5: Diámetros y velocidad de caída de de agregados, para $\alpha_{sh}=0.10, 0.15$ y 0.20 , con $\rho_f=1030 \text{ kg m}^{-3}$

6 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos para el escenario con una geometría del cauce simplificada, hidrodinámica estacionaria y una fuente en línea de vertido permanente de cromo y sedimentos, ha permitido una primera aproximación satisfactoria al problema.

El impacto de la fuente para las condiciones ensayadas, a nivel de concentración total de cromo en agua y en sedimentos, tiene un alcance local, del orden de la escala geométrica del modelo. Mientras para las concentraciones de cromo en el agua, $C_{T,w}$, se necesitan tiempos del orden de los 2 días para lograr condiciones estacionarias, independientemente de la profundidad de la capa activa del lecho, para r se requieren tiempos mayores, mientras más grande sea el espesor de d . Se obtienen condiciones estacionarias de $r=85 \text{ mg}_{\text{cromo}}\text{kg}^{-1}$ para $t=5$ días con $d=1 \text{ cm}$, para $t=15$ días con $d=3 \text{ cm}$ y para $t=20$ días con $d=5 \text{ cm}$, mostrando de este modo la importancia de una correcta determinación de d . La independencia de $C_{T,w}$ respecto a la capa activa está limitada a condiciones de equilibrio sedimentológico.

Los sedimentos finos son transportados como microfloculos, cuyos tamaños y velocidades de caída son compatibles con las condiciones hidro-sedimentológicas ensayadas e información consultada en bibliografía específica.

Independientemente de los resultados conseguidos, se requieren exhaustivas comprobaciones en base a mediciones de concentraciones para distintas situaciones hidráulicas, de determinaciones de coeficientes de partición y diámetros de floculos, por mencionar los más importantes.

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en el marco de los Proyectos de Investigación CAI+D 2006: “Transporte de Sedimentos Finos y Metales Tóxicos en Cursos Fluviales”, PI 24-136, subsidiado por la Universidad Nacional del Litoral (Santa Fe) y PICT Raíces: “Transporte de Cromo y Sedimentos Finos en el Río Salado (Santa Fe)”, subsidiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina.

7 REFERENCIAS

- R. Ariathurai and K. Arulanandan. Erosion Rates of Cohesive Soils. *Journal of Hydraulics Division*, 104 HY2: 279-283, 1978.
- J. Bodin, G. Porel and F. Delay. Simulation of solute transport in discrete fracture networks using the time domain random walk method, *Earth and Planetary Science letters*, 208:297-304, 2003.
- G.W. Bryan and W.J. Langston. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review, *Environmental Pollution*, 76:89-131, 1991.
- P. Burban, Y. Xu, J. McNeil and W. Lick. Settling speeds of flocs in fresh water and seawater, *Journal of Geophysical Research*, 95:18213-18220, 1990.
- S.C. Chapra. *Surface Water-Quality Modelling*, John Wiley and Sons Inc., Iowa., 1997.
- D.M. Di Toro. *Sediment Flux Modeling*. Wiley-Interscience, 2001.
- K.R. Dyer. Sediment Processes in estuaries: Future research requirements, *Journal of Geophysical Research*, 94:C10:14327-14339, 1989.
- M. Gallo, A. Trento, A. Alvarez, H. Beldoménico and D. Campagnoli. Dissolved and particulate heavy metals in the Salado River (Santa Fe, Argentina). *Water, Air, & Soil Pollution*, 174: 367-384, 2006.
- A. Hassan, A. and M. Mohamed. On using particle tracking methods to simulate transport in single-continuum and dual continua porous media, *Journal of Hydrology*, 275: 242-260, 2003.
- K.J. Farley and F.M. Morel. Role of coagulation in the kinetics of sedimentation, *Environmental Science Technology*, 20:187-195, 1986.
- H.B. Fischer, E.J. List, R.C. Koh, J. Imberger and N.H. Brooks. *Mixing in inland and coastal waters*. Hermosa Publ., New Mexico, 1979.
- J. Hayter and C.V. Pakala. Transport of Inorganic Contaminants in Estuarial Waters, *Journal of Coastal Research*; 5:217-230, 1989.
- D.E. Kimbrough, Y. Cohen, A. Winer, L. Creelman and C. Mabuni. A Critical Assessment of Chromium in the Environment, *Science and Technology*, 29:1:1-46, 1999.
- C. Kranenburg, The fractal structure of cohesive sediment aggregates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39:451-460, 1994.
- R.B. Krone. *A study of rheological properties of estuarial sediments*. In: Report N° 63-8, Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Lab., University of California, Berkeley, CA. 1963.
- E. LaBolle, G. Fogg and A. Tompson. Random-walk simulation of transport in heterogeneous porous media: Local mass-conservation problem and implementation methods, *Water Resources Research*, 32:3:583-593, 1996.
- J. Marcovecchio and L. Ferrer. Distributions and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 21:4: 826-834, 2005.
- J.H. Masliyah and M. Polikar. Terminal velocities of porous spheres. *Canadian Journal Chemical Engineering*, 58:299-302, 1980.
- W.H. McAnally and A.J. Mehta. Significance of Aggregation of Fine Sediment Particles in their Deposition. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54:643-653, 2002.
- A.J., Mehta. On estuarine cohesive sediment behaviour. *Journal of Geophysical Research*, 94:C10:14303-14314, 1989.

- D. Mikes, R. Verney, R. Lafite and M. Belorgey. Controlling factors in estuarine flocculation processes experimental results with material from the Seine Estuary, Northwestern France. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 41, 2004.
- I. Nezu and H. Nakagawa. Turbulence in open-channel flows. *International Association for Hydraulic Research*, Monograph Series, Balkema, Rotterdam. 1993.
- B. Ng, A. Turner, A.O. Tyler, R.A. Falconer and G.E. Millward. Modelling Contaminant Geochemistry in Estuaries. *Water Resources*, 30:1:63-74, 1996.
- Y. Onishi, Sediment-Contaminant Transport Model. *Journal of Hydraulic Division*, ASCE, 107: 1089-1107, 1981.
- R. Periañez and A.A. Elliot. Particle-tracking method for simulating the dispersion of non-conservative radionuclides in coastal waters. *Journal of Environmental Radioactivity*, 58:13-33, 2002.
- P.G. Saffman and J.S. Turner. On the collision of drops in turbulent clouds. *Journal of Fluid Mechanics*, 1:16-30, 1956.
- J.L. Schnoor. *Modelling trace metals. In: Environmental modelling-fate and transport of pollutants in water air and soil*, John Wiley and Sons Inc, Iowa , 684 pp., 1996.
- P.M. Shrestha and G.T. Orlob. Multiphase distribution of cohesive sediments and heavy metals in estuarine systems. *Journal of Environmental Engineering*, 112:8:730-740, 1996.
- S.N. Sin, H. Chua, W. Lo and L.M. Ng. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environmental International*, 26:297-304, 2001.
- SMWW. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th Edition, APHA, AWWA, WEF. Clesceri, Grinberg, Eaton editors, Washington DC, 1220 pp., 1998.
- SSRH, Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, Estadística Hidrológica del Siglo XX, Presidencia de la Nación, Rep. Argentina, 2004.
- A. Trento, *Dinâmica da Floculação no Transporte de Sedimentos Finos*. Tesis de Doctorado, UFRJ, Río de Janeiro, Brasil, 2005.
- A. Turner, G.E. Millward. Partitioning of Trace-metal in a macrotidal estuary. Implications for contaminant transport models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39:45-58, 1994.
- A. Turner. Trace metal contamination in sediments from U.K. Estuaries: An empirical evaluation of the role of Hydrous Iron and Manganese Oxides. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50:355-371, 2000.
- USEPA, U.S. Environmental Protection Agency. Understanding variation in Partition Coefficient Values, Volume I: The Kd Model, Methods of Measurement, and Application of Chemical Reaction Codes, EPA 402-R-99-004, Office of Air and Radiation, 1999.
- F. Wang and J. Chen. Relation of sediment characteristics to trace metal concentration: a statistical study. *Water Research*, Pergamon, 34:2:694-698, 2000.
- X. Wen and H. Allen. Mobilization of heavy metals from Le An River sediment. *The Science of the Total Environment*, Elsevier, 227:101-108, 1999.
- J.C. Winterwerp and W.G.M. Kesteren, Introduction to the Physics of Cohesive Sediment in the Marine Environment, Elsevier, 2004.
- J.C. Winterwerp. *On the dynamics of highconcentrated mud suspension*. Ph.D. dissertation, Technische Universiteit Delft. 2000.