

## IMPORTANCIA DE LA FLOCULACIÓN EN LA SEDIMENTACIÓN DE CROMO y FINOS EN RÍOS

Alfredo E. Trento

Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, *Universidad Nacional del Litoral, Paraje El Pozo, 3000 Santa Fe, Argentina, alfredotrento@yahoo.com, <http://www.unl.edu.ar>*

**Keywords:** cromo, finos, floculación

**Resumen.** Distintos problemas de calidad de aguas están ligados a la presencia de sedimentos finos como las arcillas. La alta capacidad de sorción de las arcillas facilita su asociación a contaminantes inorgánicos como metales pesados (MP) nocivos para la biota acuática y les permite, según determinadas condiciones del escurrimiento, formar agregados o flóculos, compuestos por miles de partículas. Los agregados son de forma irregular, de densidad variable y de distintos tamaños. El papel desempeñado por la floculación en la dinámica de los MP en general, o el cromo en particular, a menudo es ignorado o simplificado, a pesar de su importancia en los ambientes fluviales y/o estuarinos.

Se representó la dinámica de las concentraciones de sedimentos finos, del cromo disuelto y particulado en la columna de agua y en el lecho, según ecuaciones de advección-dispersión-reacción para un escurrimiento fluvial. Se adoptó la hipótesis de equilibrio instantáneo. Se empleó un submodelo de floculación que considera la agregación por colisiones binarias según la turbulencia, la sedimentación diferencial y el movimiento Browniano.

El modelo numérico se basa en un esquema Eulereano de tercer orden en diferencias finitas, que calcula las concentraciones totales de cromo en agua,  $C_{T,w}$ , en el lecho,  $r$  y la concentración de los sedimentos finos,  $S_w$ . Se implementó el modelo en un canal ideal con flujo uniforme, para condiciones de depositación y tasa de disipación constante de la turbulencia. Se consideraron cinco densidades de agregados en el intervalo 1050-1500 kg/m<sup>3</sup>.

Los resultados obtenidos muestran que la masa depositada y las concentraciones de cromo en el lecho, las concentraciones de sedimentos en la columna de agua y la fracción particulada de cromo en agua, guardan estrecha relación con las diferentes densidades diferenciales de los agregados. De particular importancia resulta que los agregados generados por la turbulencia, cuyos diámetros se ubican en el rango de los microfloculos, transportan la mayor cantidad del cromo suspendido.

## 1 INTRODUCCIÓN

Las arcillas presentes en los cursos de agua, debido a sus propiedades cohesivas poseen una gran capacidad de sorción y por lo tanto una tendencia a formar agregados o flóculos. La floculación depende de varios factores, entre los principales: la concentración de los sólidos suspendidos, las colisiones entre partículas de sedimentos, la turbulencia del escurrimiento, los distintos iones presentes en el agua, la presencia de materia orgánica coloidal y de polímeros orgánicos segregados por algas y bacterias, que son pegajosos y afectan significativamente los procesos de agregación (Mehta, 1989).

La floculación de materia suspendida incide de modo directo en diferentes indicadores, importantes para la calidad de las aguas: en la transparencia, aspecto determinante para la biota en cuanto a la penetración de luz, en las corrientes de turbidez en estuarios, en la demanda bioquímica de oxígeno, en el transporte de metales pesados (MP), bacterias y virus (Winterwerp & van Kesteren, 2004). Por los motivos expuestos, la contaminación de sedimentos con MP es considerada por varios organismos ambientales internacionales como el mayor riesgo en los ambientes acuáticos, en virtud de que los MP, y entre ellos el cromo, persisten en el medio como micropoluentes con elevada toxicidad y sin decaimiento (USDHHS, 2004). De tal modo los sedimentos además de transportar metales, los almacenan en el ambiente acuático (Zago et al., 2001; Sin et al., 2001). De allí diversas especies de plantas acuáticas pueden tomar el cromo y acumularlo, tanto en estado de oxidación trivalente como hexavalente, quedando disponible para el consumo de peces herbívoros (Kimbrough et al., 1999) y por consiguiente también para los seres humanos, por su ingestión o de otros alimentos que hayan estado en contacto con el agua por una cantidad significativa de tiempo (Ma et al., 2007; Bryan & Langston, 1992).

La turbulencia natural del agua en los ríos, canales, estuarios y zonas costeras, suele ser suficiente para mantener las partículas de finos en suspensión, no obstante ello, cuando ocurren condiciones propicias para la sedimentación, los procesos de floculación resultan de suma importancia, pues los agregados adquieren velocidades de caída superiores a la de las partículas individuales, y en condiciones propicias del escurrimiento, pueden depositarse. En estos casos, uno de los aspectos clave consiste en la correcta determinación de la velocidad de caída de los agregados, de la densidad y de los diámetros característicos. Ello es así porque los macroflóculos (agregados mayores a 150 micrones de tamaño característico) gobiernan el transporte de los sedimentos, mientras que los microflóculos, más numerosos y densos, resultan más importantes desde el 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). Entonces, en situaciones en que predomina la sedimentación, la floculación es determinante en cuanto a la acumulación de cromo en el lecho y por lo tanto en la contaminación del lecho de los cursos.

El objetivo de este trabajo es mostrar, para condiciones de sedimentación en un curso de agua con arcillas y limos finos, la importancia de la densidad, de la velocidad de caída y de los tamaños de los flóculos, respecto al transporte de cromo en la columna de agua y en el lecho.

## 2 MODELO MATEMATICO

### 2.1 Ecuaciones diferenciales principales

Los MP son afectados por distintos mecanismos: sorción, sedimentación y resuspensión, tienen tendencia a formar fuertes complejos en solución, complejos superficiales con algunos

ligantes en las partículas sólidas, a presentar adsorción física, sorción química e intercambio de iones con superficies sólidas (Schnoor, 1996). Los MP se encuentran en aguas de ríos y estuarios en dos fases: particulada y disuelta, tanto en la columna de agua como en el lecho. Durante el transporte se produce un intercambio constante entre estas fases (Jinchi y Jinxiu, 1999) por medio de distintos procesos físico-químicos, que gobiernan el ciclo de los MP en el ambiente acuático. Para distinguir el MP disuelto del particulado se recurre a la definición del coeficiente de partición,  $Kp_w$  [ $L^3M_s^{-1}$ ] (Thomman y Mueller, 1987). La posibilidad de determinar un coeficiente de partición sedimento/agua diferente para el lecho,  $Kp_b$  [ $L^3M_s^{-1}$ ], es debido básicamente a la dependencia de cada coeficiente de los sedimentos suspendidos y del lecho respectivamente (Chapra, 1997), designándose dimensionalmente con  $[M_s]$  a la masa de sedimentos.

Las variables involucradas en los procesos mencionados más arriba, son además de los coeficientes de partición, las concentraciones de sedimentos en agua y en el volumen ambiental del lecho,  $S_w$  y  $S_b$  [ $M_sL^{-3}$ ], respectivamente. Entre los mecanismos que regulan las interacciones de las fases disueltas y sólidas son posibles indicar: las condiciones hidrodinámicas que inciden tanto en la depositación de las partículas como en la erosión o resuspensión, cambios en la concentración y tamaños de sedimentos y las propiedades físico-químicas del cuerpo de agua ( $pH$ , conductividad, temperatura y oxígeno disuelto) y de los sedimentos (Turner, 1996).

Si se adopta la hipótesis del equilibrio instantáneo, y que  $\partial S_b / \partial t = 0$ , el modelo matemático general de seis ecuaciones diferenciales en derivadas parciales propuesto por Schnoor (1996) puede ser expresado según tres ecuaciones diferenciales de balance, una para la concentración total de MP en agua,  $C_{T,w}$  [ $M_{MP} L^{-3}$ ], otra ecuación para la concentración de MP sorbido a los sedimentos de fondo,  $r$  [ $M_{MP} M_s^{-1}$ ] y otra para la concentración de sedimentos finos suspendidos,  $S_w$ :

$$\frac{\partial C_{T,w}}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (U A C_{T,w}) + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left( E_L A \frac{\partial C_{T,w}}{\partial x} \right) + C_{T,w} \left( -k_S f_{pw} - f_{dw} \frac{k_L}{h} \right) + r \left( \frac{k_L}{h Kp_b} + \frac{\alpha}{\gamma} S_b \right) \quad (1)$$

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

$$\frac{\partial S_w}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (U A S_w) + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left( E_L A \frac{\partial S_w}{\partial x} \right) + \frac{m_e}{h} - \frac{m_d}{h} \quad (3)$$

Donde  $U$  es la velocidad media en la sección [ $LT^{-1}$ ],  $A$  es el área de la sección transversal [ $L^2$ ],  $E_L$  es el coeficiente de dispersión longitudinal [ $L^2T^{-1}$ ],  $x$  es la coordenada espacial en la dirección principal del escurrimiento [ $L$ ],  $t$  la temporal [ $T$ ]. El coeficiente  $\gamma = h/d$  es una relación de escala vertical entre la profundidad del agua,  $h$  [ $L$ ], y la capa activa del lecho,  $d$  [ $L$ ], caracterizada por una concentración homogénea de MP y que representa el espesor de intercambio de los MP con la columna de agua,  $k_L$  [ $LT^{-1}$ ] es el coeficiente de transferencia de

MP en el lecho,  $k_s$  [ $T^{-1}$ ] es la tasa constante de sedimentación,  $\alpha$  [ $T^{-1}$ ] es la tasa constante de resuspensión o erosión. Las variables  $f_{d,w}$  y  $f_{p,w}$  son las fracciones disueltas y particuladas de MP en agua (adimensionales), mientras que  $m_e$  y  $m_d$  son las tasas de erosión y sedimentación respectivamente, en dimensiones [ $M_s L^{-2} T^{-1}$ ] ambas.

El supuesto de equilibrio instantáneo [Schnoor \(1996\)](#) implica que las escalas de tiempo de las cinéticas de sorción de los metales pesados son sustancialmente menores que las de los otros procesos involucrados, fundamentalmente los asociados a la hidrodinámica: la advección y la dispersión. Por lo tanto, de acuerdo a este concepto se asume que la distribución entre la fase particulada y la disuelta es prácticamente instantánea ([Johansson et al., 2001](#)). El intercambio de metales pesados entre sedimento del lecho-agua en la fase disuelta es representado como un mecanismo difusivo manejado por el gradiente de concentración, en la interfase agua y lecho.

Las condiciones de sedimentación de finos se evalúan de acuerdo a la ecuación (4), propuesta por [Nicholas & Walling \(2006\)](#):

$$m_d = S_w \left\{ \lambda W_s \left[ 1 - \left( \frac{U}{U_{crit}} \right)^2 \right] + q p E \right\} \quad \text{para } U < U_{crit} \quad (4)$$

La velocidad de sedimentación es  $W_s$  [ $LT^{-1}$ ],  $U_{crit}$  [ $LT^{-1}$ ] es una velocidad crítica por debajo de la cual los sedimentos se depositan,  $\lambda$  es un parámetro adimensional,  $q$  [ $L^2 T^{-1}$ ] un caudal específico,  $p$  es un porcentaje de columna de agua ocupada por la vegetación y  $E$  [ $L^{-1}$ ] es la eficiencia de la vegetación para atrapar sedimentos, por unidad de distancia. El primer término de la ecuación representa la depositación debida a la sedimentación de los agregados, cuando  $U_{crit} > U$ , y es nulo cuando sucede lo contrario. El segundo término da cuenta de la sedimentación debido a la presencia de la vegetación, y es importante cuando el escurrimiento ocupa total o parcialmente las planicies de inundación. La tasa de erosión,  $m_e$ , se calculó a partir de la conocida expresión de [Ariathurai & Arulanandan \(1978\)](#).

Las ecuaciones de gobierno se aproximaron mediante un modelo numérico Eulereano que permite representar las variaciones espaciales y temporales de las concentraciones de sedimentos finos suspendidos y las concentraciones totales de Cr en agua y en sedimentos de fondo. El modelo se basa en el esquema Quickest-ULTIMATE ([Leonard, 1991](#)) que presenta un error de truncamiento de tercer orden espacial y temporal, y que está prácticamente libre de las oscilaciones de los esquemas centrados y de la disipación numérica de los esquemas regresivos aún para condiciones altamente advectivas. El esquema adoptado permite aproximar las ecuaciones de advección-dispersión (1) y (3), con sus procesos específicos asociados al transporte de cada constituyente: advección, dispersión, intercambio de metales y sedimentos entre la columna de agua y los sedimentos del lecho, erosión-resuspensión y depositación. Las interacciones entre los metales en agua y en sedimentos de fondo se parametrizaron con los respectivos coeficientes de partición. La ecuación (2) se resolvió con un esquema en diferencias finitas de primer orden. Los detalles del esquema numérico pueden consultarse en [Alvarez y Trento \(2004\)](#).

## 2.2 Modelo de Floculación

La formación de agregados debido a los procesos de floculación se representa con un modelo específico, que permite calcular  $W_s$ . 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 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, 1998). 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. La turbulencia, que actúa permanentemente en el escurrimiento, puede generar tensiones de corte capaces también de desagregar los flóculos (Mikes et al. 2004).

La mayor parte de los modelos de floculación son de base empírica, obtenidos a partir de ajustes de información de campo y/o laboratorio, salvo excepciones, desarrollados principalmente a partir de fundamentos teóricos (Winterwerp et al., 2006). De todos modos, estos últimos tampoco pueden prescindir de parámetros empíricos y coeficientes cuya determinación requiere de experimentos de laboratorio. En este trabajo se emplea el modelo de agregación semi-empírico, propuesto por Farley y Morel (1986), en el que se adopta la hipótesis de linealidad para la ecuación de balance, que integra los tres procesos de agregación por colisiones binarias. Los autores realizaron mediciones experimentales y representaciones numéricas para diferentes condiciones de floculación. Las hipótesis del modelo de floculación son las siguientes: 1) Se supone la esfericidad de las partículas antes y después de cada agregación. 2) Las funciones de colisión para cada proceso son aditivas. 3) La eficiencia de los mecanismos de agregación es independiente de los tamaños de las partículas. 4) La densidad de los flóculos se mantiene constante. 5) La columna de agua es verticalmente homogénea con respecto a la concentración. De tal modo, en una columna de sedimentación la  $W_s$  media se expresa de la siguiente forma:

$$W_s = \frac{(-B_{ds} S_w^{2.3} - B_{sh} S_w^{1.9} - B_b S_w^{1.3})}{\partial S_w / \partial z} \quad (5)$$

donde los diferentes mecanismos de la floculación están contemplados en los coeficientes:  $B_{ds}$  para la sedimentación diferencial, importante para altas concentraciones,  $B_{sh}$  para la acción de las tensiones de corte de la turbulencia, importante para concentraciones intermedias, y  $B_b$  para el movimiento Browniano, mecanismo predominante para bajas concentraciones.

Los coeficientes están directamente relacionados con las funciones de frecuencia de colisión respectivas de cada mecanismo. Para el caso de agregación por efecto de la turbulencia, principal proceso considerado, el parámetro fundamental es la tasa de disipación de la turbulencia  $G=(\varepsilon/\nu)^{0.5}$ , deducido por Saffman y Turner (1956), con  $\varepsilon$  la tasa de disipación de la energía cinética de la turbulencia, calculada según Nezu y Nakagawa (1993). Los parámetros del submodelo de floculación están dados por las eficiencias de colisión para cada proceso de agregación:  $\alpha_b$  para el movimiento Browniano,  $\alpha_{sh}$  debida a la turbulencia del flujo y  $\alpha_{ds}$  a la sedimentación diferencial. El detalle de la implementación de este modelo para un tubo de sedimentación se encuentra en Trento y Vinzón (2002).

El modelo anteriormente descrito permite calcular  $W_s$ , sin embargo no da información acerca del diámetro medio o tamaño característico de los flocos,  $d_f$  [L], que se calculó a partir de la ecuación de balance de fuerzas para un agregado cayendo en forma estacionaria en un medio infinito, para,  $\Delta\rho_f = \rho_f - \rho_w$  [ $M_s L^{-3}$ ], una determinada densidad diferencial de los flóculos:

(6)

$$\frac{\pi d_f^3}{6} g (\rho_f - \rho_w) = C_D \rho_w \Omega \frac{\pi d_f^2}{4} \frac{W_s^2}{2}$$

con  $C_D$  el coeficiente de arrastre y  $\Omega$  la relación de resistencia experimentada por un flóculo relativa a la de una esfera sólida, supuesta unitaria en la implementación del modelo. Para esferas con números de Reynolds en el intervalo  $0.1 < Re < 120$ , los coeficientes de arrastre se calcularon con las fórmulas propuestas por Masliyah y Polikar (1980), que consideran los efectos inerciales que pueden deberse a efectos superficiales. Debido a la dependencia funcional de  $C_D$  respecto del número de Reynolds del agregado,  $Re = W_s d_f \nu^{-1}$ , se implementó un procedimiento iterativo para calcular  $d_f$ , adoptándose previamente la densidad diferencial de los flóculos.

### 3 IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO

#### 3.1 Condiciones de implementación

Se implementó el modelo en un canal prismático de 50 km de largo, con sección trapezoidal de base de fondo  $b=10$  m y talud  $z=4$ , para un caudal de  $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a una velocidad media en la sección  $U=0.12 \text{ ms}^{-1}$  con una profundidad uniforme  $h=3.478$  m. Se simuló el impacto causado por la descarga continua de una fuente ubicada a 7.6 km del borde de aguas arriba, que tiene un caudal de  $0.080 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , una concentración de cromo total  $C_{T,w} = 4.57 \text{ mg}_{\text{Cr}} \text{ l}^{-1}$  y de sedimentos suspendidos  $S_w = 0.030 \text{ kg m}^{-3}$ . Las concentraciones de la fuente, las del borde de aguas arriba, los caudales y la geometría del curso se definieron en base a mediciones efectuadas en un tramo del río Salado cercano a la ciudad de Esperanza, en la provincia de Santa Fe por Gallo et al. (2006), que demostraron que la mayor parte del cromo, hierro y manganeso del río Salado fueron transportados en forma particulada en la columna de agua.

De acuerdo a los objetivos del trabajo, se implementó el modelo para distintas densidades de los flóculos, en el intervalo entre  $1050$  a  $1500 \text{ kg m}^{-3}$ . La relación de resistencia de los agregados,  $\Omega$  se supuso unitaria en la implementación del modelo. El parámetro de disipación de la turbulencia resultó  $G=0.873 \text{ s}^{-1}$ , constante a lo largo del canal, al igual que el coeficiente de rugosidad  $n$  de Manning en  $0.024$ . Los parámetros de eficiencia de colisión para el modelo de floculación, fueron  $\alpha_b=0.05$ ,  $\alpha_{sh}=0.12$  y  $\alpha_{ds}=0.006$ , lo cual es equivalente a definir a la turbulencia como el principal proceso actuante de floculación.

Se adoptó para el espesor de la capa activa  $d=0.01$  m, para los coeficientes de partición en agua y lecho:  $Kp_w = 40000 \text{ l kg}^{-1}$ , y  $Kp_b = 3.774 \text{ l kg}^{-1}$  respectivamente, para el coeficiente de transferencia  $k_L = 2.076 \cdot 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$  y el de sedimentación  $k_s = 0.0000043 \text{ s}^{-1}$ , de acuerdo a resultados de Gallo et al. (2006).

Se calculó con una fórmula empírica un coeficiente de dispersión  $E_L = 10 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ , y se adoptaron intervalos espacial  $\Delta x = 100$  m y temporal  $\Delta t = 120$  s, compatibles tanto con el nivel de detalle requerido para los resultados, como con las condiciones de estabilidad propias del esquema numérico (Leonard, 1979). Las condiciones de borde aguas arriba se fijaron para  $C_{T,w}(0, t) = 0.01 \text{ mg}_{\text{Cr}} \text{ l}^{-1}$ , y para los sedimentos suspendidos  $S_w(0, t) = 0.250 \text{ kg m}^{-3}$ . La condición inicial para el cromo en el lecho se fijó en  $r(0) = 10 \text{ mg}_{\text{Cr}} \text{ kg}^{-1}$ .

Las variables hidrodinámicas se definieron para asegurar condiciones de sedimentación a lo largo de todo el dominio de modelación. Para la velocidad crítica por debajo de la cual ocurre sedimentación,  $U_{crit}$ , se adoptó un valor de  $0.124 \text{ ms}^{-1}$  constante en el canal y  $\lambda=1$ . Se consideró  $p=0$  en la ecuación (4) debido a ausencia de vegetación en el canal. Se adoptó el supuesto de que el espesor de la capa activa permaneció invariable, a pesar de las condiciones constantes de sedimentación a lo largo del tiempo de simulación. Los cambios en la cota de



fondo del canal, producto de la sedimentación, se calcularon de acuerdo a Jiang y Mehta (2001). La temperatura se supuso constante y la viscosidad dinámica  $\mu$  se calculó en función de la temperatura, con una ecuación de estado (SMWW, 1998).

#### 4 RESULTADOS

Los resultados mostrados corresponden a  $t=210$  días, tiempo en que se alcanzaron condiciones permanentes para todas las variables del modelo.

En la Figura 1 se graficó la relación de  $S_w$  y  $d_f$ , promedios para todo el tramo de 50 km de largo, con diferentes densidades de los agregados. El gráfico pone en evidencia que el mayor tamaño característico de los agregados se corresponde con las mayores concentraciones de sedimentos suspendidos y las menores densidades  $\rho_f$ , lo que acuerda con los resultados de numerosos experimentos y mediciones en campo (Trento y Vinzón, 2004). Este aspecto es relevante porque muestra la importancia de las densidades de los agregados, para cualquier estudio de transporte de sedimentos cuando están presentes los finos en general y las arcillas en particular.

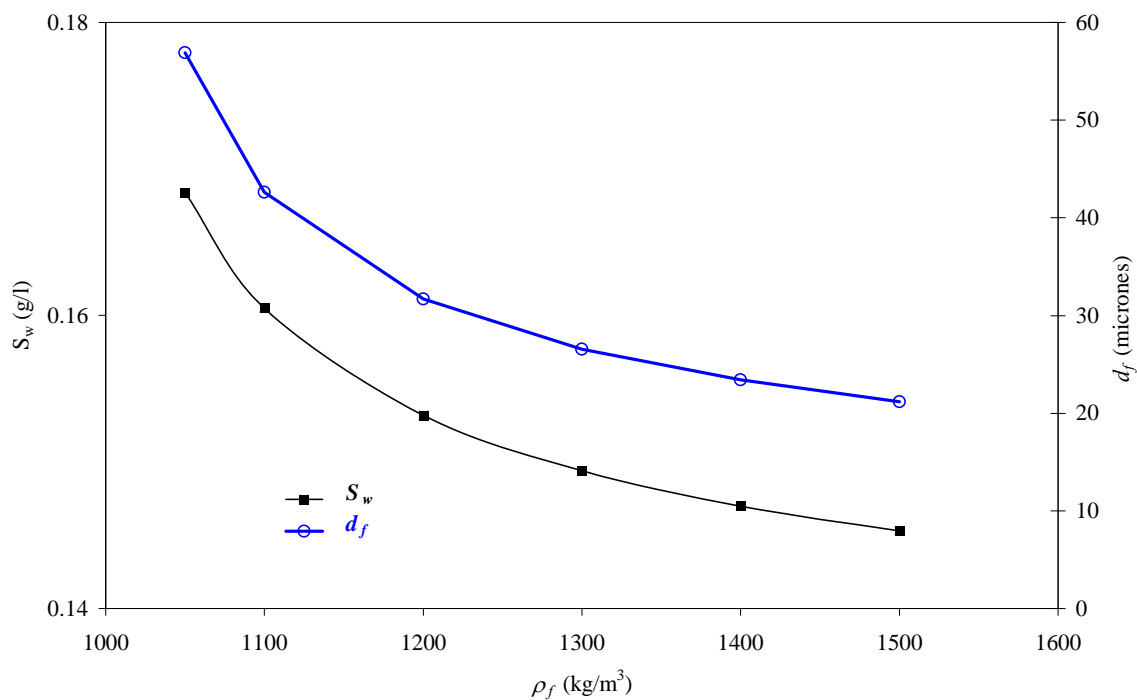


Figura 1: Relaciones de  $d_f$  y  $S_w$  promedios en función de la densidad de los agregados.

En la Figura 2 se graficaron las variaciones de las masas de cromo y de sedimentos depositados en el lecho, en relación a la densidad de los agregados, para  $t=210$  días. Se ha supuesto que todo el material sedimenta en forma de flóculos, y que no son posteriormente removidos del lecho, pues no ocurren condiciones hidrodinámicas erosivas o de re-suspensión. La vinculación entre la masa de Cr y la densidad de los agregados, muestra que la depositación de cromo es mayor para los tamaños más pequeños de los agregados, y más densos, lo cual indica que los agregados de mayor densidad poseen una mayor tendencia a la depositación de cromo en el lecho. Este aspecto está vinculado a las distintas velocidades de sedimentación de los agregados en relación a las distintas densidades adoptadas, lo cual se muestra en la Figura 3.

Debe tenerse en cuenta el efecto dual de la turbulencia, pues su aumento produce más colisiones que tienden a formar agregados de mayor tamaño y de menor densidad, hasta que en un determinado momento, puede romper los flóculos generando otros más pequeños y de mayor densidad (Mikes et al., 2004). En este sentido, un aumento de la velocidad del flujo o de la rugosidad del canal ocasionaría un mayor valor del parámetro  $G$ , y en consecuencia podría inducir una mayor depositación de cromo y sedimentos.

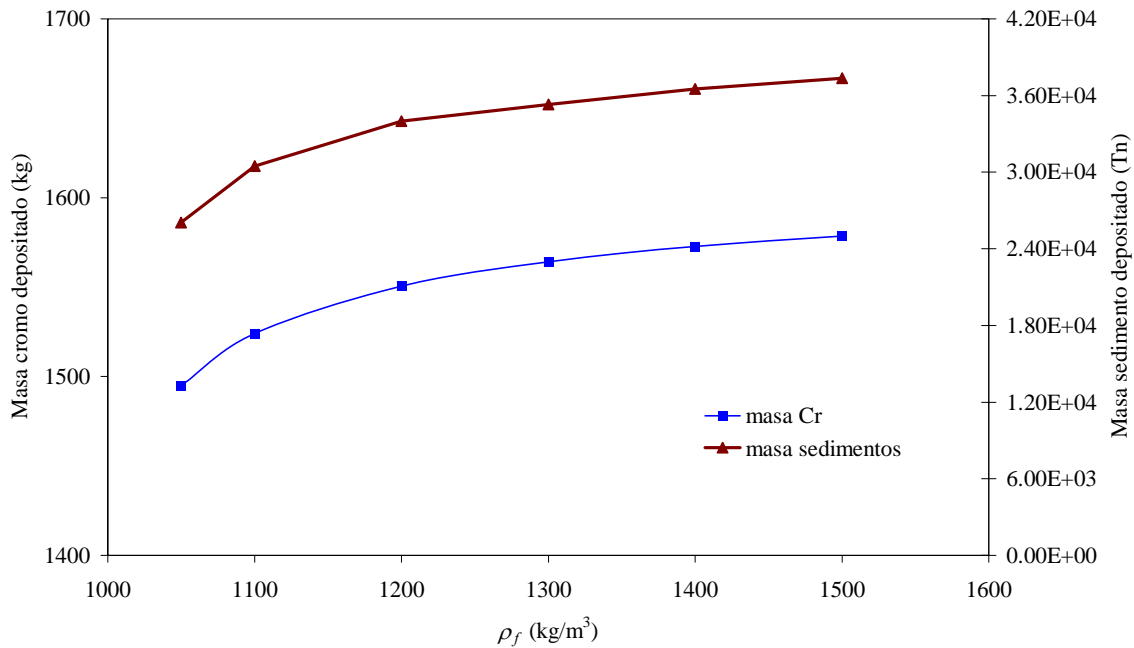


Figura 2: Variaciones de la masa de sedimentos y de Cr depositados, en relación a la densidad de los agregados, en  $t=210$  días.



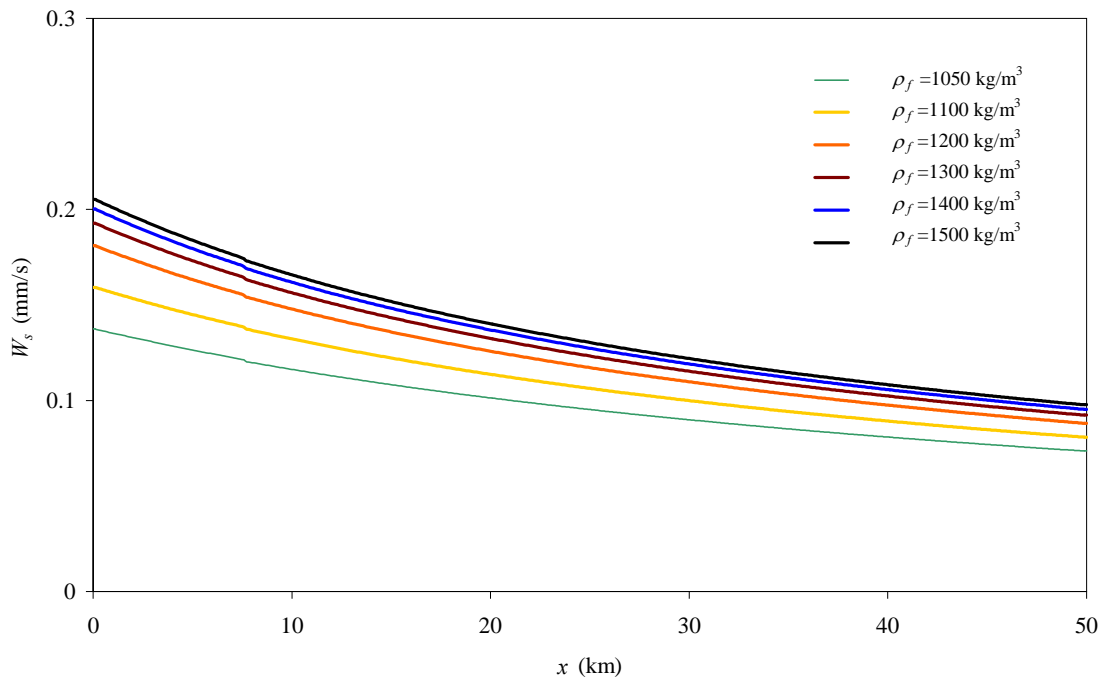


Figura 3: Perfiles longitudinales de  $W_s$  a lo largo del canal para distintas densidades de los agregados.

El proceso de sedimentación a todo lo largo del canal produce un gradiente negativo de concentraciones de sedimentos suspendidos, que induce también un decaimiento de  $W_s$ . Este resultado es en realidad consecuencia de la condición de borde impuesta al problema, pues la tasa de aporte de sedimentos en la cabecera es sustancialmente mayor al aporte de la fuente en la progresiva 7.6 km.

El impacto de la fuente, en cuanto al incremento de las concentraciones de cromo en el lecho, en relación a diferentes densidades de los agregados, se graficó en la Figura 4. Los perfiles muestran tendencia creciente hacia aguas abajo, pues el proceso está gobernado por la sedimentación a lo largo de todo el curso, que incorpora Cr al lecho. En este caso se debe destacar que las mayores concentraciones de cromo en el lecho corresponden a los agregados de mayor densidad, y de menores tamaños característicos. Se advierte una tendencia a la estabilidad de  $r$  en los últimos 5 km del canal para las  $\rho_f$  mayores, lo cual se debe a las  $W_s$  superiores para esas densidades. Los resultados del modelo registran el aumento abrupto de concentraciones en la sección de descarga, lo cual se debe a que el caudal en masa de Cr de la fuente más que triplica al del curso. De igual modo sucede con  $C_{T,w}$ , que pasa de  $0.010 \text{ mg}_{\text{Cr}}\text{l}^{-1}$  a  $0.063 \text{ mg}_{\text{Cr}}\text{l}^{-1}$  aguas debajo de la fuente.

Los perfiles de concentraciones de sedimentos suspendidos para los diferentes  $\rho_f$  muestran diferencias poco relevantes entre sí, al igual que las fracciones particuladas, lo cual es determinante para que las concentraciones de Cr en la columna de agua sean independientes de las densidades y tamaños de los flóculos.

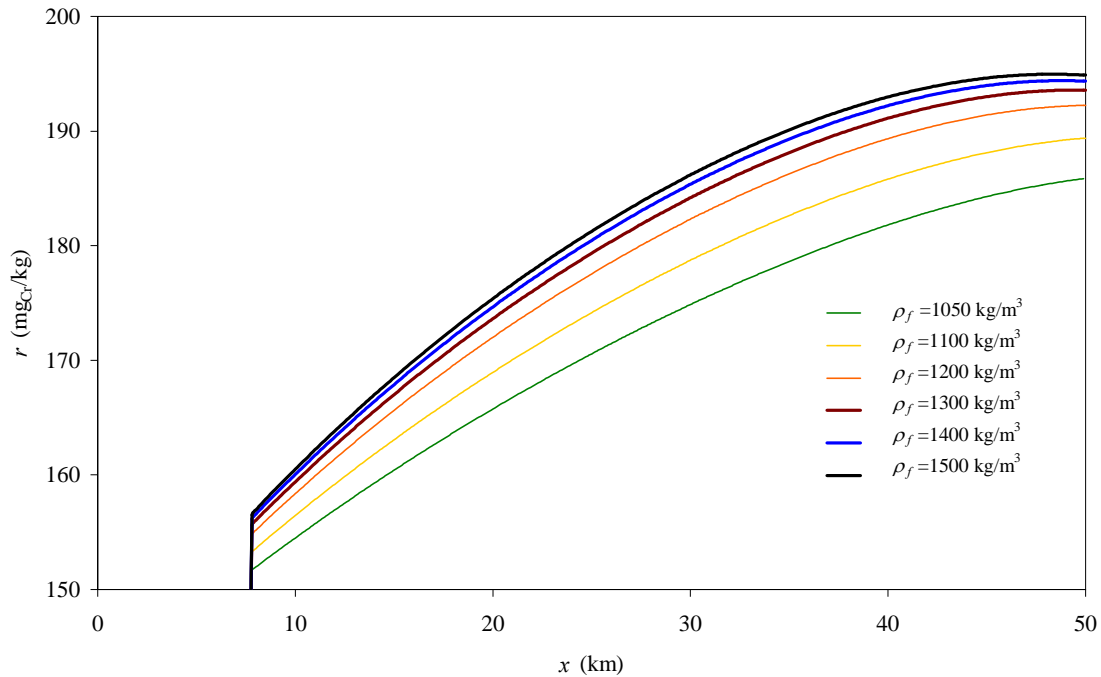


Figura 4: Perfiles longitudinales de  $r$  a lo largo del canal, para distintas  $\rho_f$  en  $t=210$  días.

La relación entre la velocidad de sedimentación y la concentración de sedimentos suspendidos, mostrada en la Figura 5, verifica la relación entre ambas variables explicitada en la literatura científica (Manning et al., 2007). En efecto, para las diferentes densidades el modelo de floculación produce resultados compatibles con la conocida ecuación  $W_s = a S_w^m$ , con  $a$  y  $m$  constantes positivas.

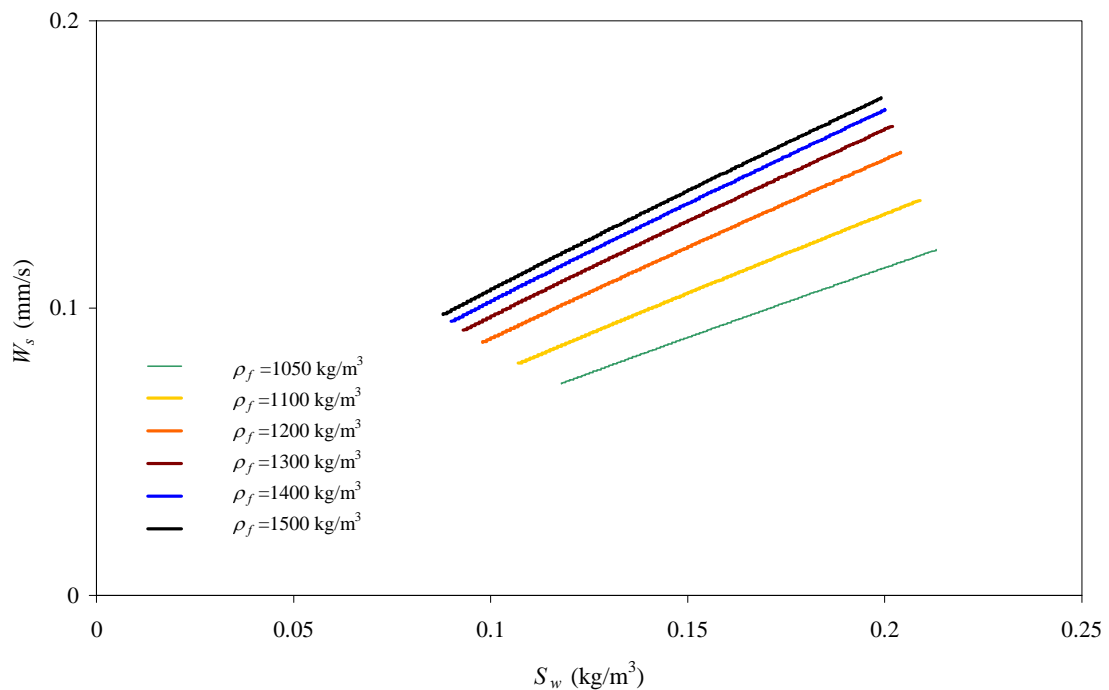


Figura 5: Relaciones entre  $W_s$  y  $S_w$  para las distintas densidades de los agregados.

## 5 CONCLUSIONES

El modelo muestra que para los finos en general y las arcillas en particular, el tamaño característico de los agregados y las concentraciones de sedimentos suspendidos están en estrecha relación con las diferentes densidades de los agregados.

La depositación de cromo es superior para los tamaños más pequeños de los agregados, y más densos, lo cual indica que los agregados de más densidad poseen una mayor tendencia a la depositación de cromo en el lecho debido a su mayor velocidad de sedimentación.

Los perfiles longitudinales de  $r$  muestran tendencia creciente hacia aguas abajo, pues el proceso está gobernado por la sedimentación a lo largo de todo el curso, que incorpora Cr al lecho.

Las distribuciones espaciales de  $S_w$  para los diferentes  $\rho_f$  evidencian escasas diferencias entre sí, lo cual es determinante para que las concentraciones de Cr en la columna de agua sean independientes de las densidades y tamaños de los flóculos.

Los resultados del modelo indican la importancia de los procesos de floculación para la resolución de problemas hidro-ambientales, dominados por la presencia de cromo y sedimentos menores a  $63 \mu\text{m}$  (Walling et al., 2003).

## 6 AGRADECIMENTOS

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 PICTO 36138 “Estudio Hidrodinámico Ambiental en las Planicies de Inundación del Río Salado (Santa Fe)”, subsidiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina.

## REFERENCIAS

- Alvarez A. M. T., y Trento A., Transporte de Metales Pesados en Cursos Fluviales, Congreso sobre Métodos Numéricos y sus Aplicaciones, XIV ENIEF, XXIII: 1151-1165, 2004.
- Ariathurai R., and Arulanandan K., Erosion Rates of Cohesive Soils, *Journal of Hydraulics Division*, 104:HY2, 279-283, 1978.
- Bryan G. W., and Langston W. J., Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review, *Environmental Pollution*, 76:89-131, 1992.
- Burban P., Xu Y., McNeil J., and Lick W., Settling speeds of flocs in fresh water and seawater, *Journal of Geophysical Research*, 95:18213-18220, 1990.
- Chapra S. C., *Surface Water-Quality Modelling*, John Wiley and Sons Inc., 1997.
- Dyer K.R., Sediment Processes in estuaries: Future research requeriments, *Journal of Geophysical Research*, 94:C10:14327-14339, 1989.
- Farley K.J., and Morel F.M., Role of coagulation in the kinetics of sedimentation, *Environmental Science Technology*, 20: 187-195, 1986.
- Gallo M., Trento A., Alvarez A., Beldoménico H. and Campagnoli D., Dissolved and particulate heavy metals in the Salado River (Santa Fe, Argentina), *Water, Air, & Soil Pollution*, 174, 367-384, 2006.
- Jiang J., and Mehta A.J., Fine-Grained Sedimentation in a Shallow Harbor, *Journal of Coastal Research*, 17:2:389-393, 2001.

- Jinchi H., and Jinxiu L., *Impact os sediment movement on the water quality of Three Gorge Reservoir*, Environmental Hydraulics, Lee, Jayawardena & Wang (Ed.), Balkema, 1999.
- Johansson H., Lindstrom M., and Hakanson L., On the Modelling of the Particulate and Dissolved Fractions of Substances in Aquatic Ecosystems-Sedimentological and Ecological Interactions, *Ecological Modelling*, 137:225-240, 2001.
- Kimbrough D. E., Cohen Y., Winer A., Creelman L., and C. Mabuni, A Critical Assessment of Chromium in the Environment, *Science and Technology*, 29:1:1-46, 1999.
- Leonard B. P., A stable and accurate convective modelling procedure based on quadratic upstream interpolation, *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 19:59-98, 1979.
- Leonard, B. P., The ULTIMATE conservative difference scheme applied to unsteady one-dimensional advection, *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 88:17-74, 1991.
- Ma, Hwong-wen, Ming-Lung, Hung, and Pi-Cheng, Chen, A systemic health risk assessment for the chromium cycle in Taiwan, *Environment International*, 33:206-218, 2007.
- Manning A.J., Friend P., Prowse N., and Amos C., Estuarine mud flocculation properties determined using an annular mini-flume and the LabSFLOC system, *Continental Shelf Research*, 27:1070-1085, 2007.
- Masliyah J.H., and M. Polikar, Terminal velocities of porous spheres, *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 58: 299-302, 1980.
- McAnally W.H., and Mehta A.J., Significance of Aggregation of Fine Sediment Particles in their Deposition, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54:643-653, 2002.
- Mehta A. J., On estuarine cohesive sediment behaviour, *Journal of Geophysical Research*, 94:C10:14303-14314, 1989.
- Mikes, R. V., Lafite R., and Belorgey M., Controlling factors in estuarine flocculation processes experimental results with material from the Seine Estuary, Northwestern France. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 41, 2004.
- Nezu, I., and Nakagawa, H., *Turbulence in open-channel flows*, International Association for Hydraulic Research, Monograph Series, Balkema, Rotterdam, 1993.
- Nicholas A.P., Walling D.E., Sweet R.J., and Fang X., New strategies for upscaling high-resolution flow and overbank sedimentation models to quantify floodplain sediment storage at the catchment scale, *Journal of Hydrology*, 329: 577- 594, 2006.
- Saffman, P. G. and Turner, J. S., On the collision of drops in turbulent clouds, *Journal of Fluid Mechanics*, 1:16-30, 1956.
- Schnoor J. L., *Modelling trace metals. In: Environmental modelling-fate and transport of pollutants in water air and soil*, John Wiley and Sons Inc, 1996.
- Sin S. N., Chua H., Lo W., and Ng L.M, 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*. 20<sup>th</sup> Edition, APHA, AWWA, WEF. Clesceri, Grinberg, Eaton editors, 1998.
- Thomann R. V., and Mueller J. A., *Principles of surface water quality modeling and control*, Harper Collins Publishers, 1987.
- Trento A., y Vinzón S., Velocidade de Sedimentação dos Flocos, 5º Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, ENES, São Paulo, Brasil, 285-293, 2002.
- Trento A., y Vinzón S., Analisis de Experimentos con Floculadores Couette y de Disco, VI ENES - Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Vitoria, E. Santo, Brasil, 139-143, 2004.
- Turner A., Trace-metal partitioning in estuaries: importance of salinity and particle

- concentration, *Marine Chemistry*, 54:27-39, 1996.
- USDHHS, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program. Report on Carcinogens, Eleventh Edition. Chromium Hexavalent Compounds. Program Section 301(b) (4) of the Public Health Service Act as Amended by Section 262, PL 95-622. Retrieved from: <http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/eleventh/profiles/s045chro.pdf>, 2004.
- Walling D.E., Owens P.N., Carter J., Leeks G.J.L., Lewis S., Meharg A.A., and Wright J., Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems, *Applied Geochemistry*, 18:195–220, 2003.
- Winterwerp, J.C., Manning, A.J., Martens, C., Mulder, T. De, and Vanlede J., A heuristic formula for turbulence-induced flocculation of cohesive sediment, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 195-207, 2006.
- Winterwerp J.C., and van Kesteren W. G. M., Introduction to the Physics of Cohesive Sediment in the Marine Environment, Elsevier , 2004.
- Winterwerp J.C., A simple model for turbulence induced flocculation of cohesive sediment, *Journal of Hydraulic Research*, 36: 3, 309-326, 1998.
- Zago C., Giblin A. E., and Bergamasco A., Changes in the metal content of surficial sediments of Boston Harbor since the cessation of sludge discharge, *Marine Environmental Research*, 51:5:389-415, 2001.