

noviembre 2005

#22

revista de ingeniería

FACULTAD DE INGENIERÍA UNIVERSIDAD DE LOS ANDES ISSN 0124-1993



DOSSIER : INGENIERÍA Y AGUA

Ardila Padilla, Elda Juliana

Evaluación del proceso de electrolisis como alternativa para la recuperación de metales pesados en la industria galvánica - Estudio para el níquel

Asesor: Manuel Rodríguez

Barón Páez, Leonardo

Propuesta de mejoramiento para la situación del trabajador de la construcción en Colombia.

Asesor: Diego Echeverry

Barrios Lozano, Orlando Fabio

Disipadores histéricos de energía sísmica

Asesor: Luis Yamín

Bitar Álvarez, Jorge David

Implementación de un modelo de transporte de metales pesados en el río Magdalena tramo Girardot - Honda.

Asesor: Luis A. Camacho

Bueno Mercado, Roberto Alfredo

Criterios para el uso de aisladores en la base de una estructura en concreto

Asesor: Juan Carlos Reyes / Luis Yamín

Cabrera Cala, Diego Fernando

Control de proyectos basados en computadores de mano

Asesor: Diego Echeverri

Caro Camargo, Carlos Andrés

Modelación y cuantificación del efecto de la vegetación en la respuesta hidrológica de cuencas. Impacto de cobertura vegetal en el ciclo hidrológico

Asesor: Mario Díaz-Granados

Castro Ruiz, José Camilo

Estudio preliminar de aplicación de biosólidos en suelos para control de erosión y estabilización de taludes

Asesor: Manuel Rodríguez

Cerón Calvache, Harold Alberto

Análisis a proyectos de vivienda de interés social

Asesor: Diego Echeverry

Díaz Mangones, Kevin Arturo

Alternativas de rehabilitación de adobe y tapia pisada

Asesor: Luis Yamín

Díaz Sánchez, Helena Marcela

Modelación hidrodinámica y calidad para el embalse del Muña

Asesor: Luis A. Camacho

Durán Bernal, Lida Margarita

Construcción de vivienda en Bogotá, su evolución después de la crisis

Asesor: Diego Echeverry

García Botero, Tatiana

Diseño, construcción y evaluación preliminar de un humedal de flujo subsuperficial

Asesor: Manuel Rodríguez

García González, Francisco Javier

Viscohipoplasticidad aplicada al sistema de placa pilotes

Asesor: Arcesio Lizcano

Gómez Carrillo, Manuel Ricardo

Evaluación estructural de prelosas para puentes

Asesor: Juan Carlos Reyes / Luis Yamín

Gómez Macías, Nicolás

Análisis de crecimiento urbano en Bogotá con imágenes satelitales.

Asesor: Diego Echeverry

González Candía, María Fernanda

Efecto hidráulico de la aireación en tuberías de alcantarillado

Asesor: Juan Saldarriaga

Guzmán Ávila, Jesús Orlando

Metodología para el uso del cuadro de mando integral en construcción

Asesor: Diego Echeverry

Implementación de un modelo de transporte de metales pesados en el Río Magdalena tramo Girardot - Honda

J. D. Bitar & L. A. Camacho

Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia

RESUMEN: La modelación del transporte y destino de sustancias tóxicas en un cuerpo de agua es un área de investigación importante debido a los potenciales efectos negativos que estas sustancias producen sobre la salud pública y el medio ambiente. En esta investigación se ha implementado y aplicado un modelo de transporte de metales pesados en el Río Magdalena en el tramo comprendido entre las ciudades de Girardot y Honda (160 km). Se modela el transporte de metales pesados en suspensión y los procesos de resuspensión y sedimentación. El modelo implementado en MATLAB se ha calibrado satisfactoriamente con datos de dos monitoreos realizados en el tramo de estudio y muestras de agua y sedimentos analizadas en el laboratorio para cadmio, cobre, cromo, hierro, níquel y plomo.

ABSTRACT: The modeling of toxic substances transport and fate is an important area of research due to the potential negative environmental and public health impacts caused by these substances. In this work the transport and fate of heavy metals is modeled for the Magdalena River in the stretch between the cities of Girardot and Honda (160 km). The transport of the dissolved and particulate fractions and the processes of sedimentation and resuspension are being modeled. The model, implemented in MATLAB, has been calibrated with field data of two monitoring campaigns and water and sediment samples taken and analyzed in the laboratory for cadmium, copper, chromium, iron, nickel and lead.

1 INTRODUCCIÓN

El Río Magdalena se caracteriza por ser uno de los cuerpos de agua más largos y caudalosos de Colombia. Sus aguas son tomadas por la mayoría de poblaciones aledañas a su cauce, por lo que se requieren estudios de calidad de agua con base en modelos matemáticos que permitan analizar y plantear alternativas adecuadas de saneamiento.

La Universidad de los Andes y la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Girardot, Ricaurte y la región "ACUAGYR" desarrollaron desde agosto de 2004 a febrero de 2005 el proyecto "Modelación de la Calidad del Río Magdalena y Caracterización de las Aguas Residuales de Girardot" (Uniandes-Acuagyr, 2005). En el proyecto se tomaron muestras de agua y sedimento en el tramo Girardot -

Honda para hallar concentraciones de metales pesados. Estos datos se utilizan en esta investigación para la calibración de un modelo de metales pesados implementado en MATLAB para el tramo de estudio.

Los metales pesados son sustancias tóxicas, las cuales tienen la particularidad de presentarse tanto en forma disuelta en el agua como en forma particulada no disuelta adsorbidas al sedimento en suspensión. Los metales pesados están íntimamente ligados con el destino de la materia sólida. Por esto, los mecanismos de adsorción y sedimentación o resuspensión afectan de manera notoria su transporte. Estos procesos se consideran en el modelo implementado en esta investigación.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Elementos de modelación del transporte de sustancias disueltas o solutos

La advección longitudinal y la dispersión turbulenta son los principales mecanismos de transporte que deben modelarse para las sustancias vertidas a una corriente (Chapra 1997). La advección resulta de un flujo que es unidireccional y no cambia las propiedades de la sustancia que se transporta. Por medio de este proceso el contaminante se mueve de un lugar a otro.

Para el caso de advección pura, el balance de masa para un tramo de una corriente de sección A , y longitud dx , con un caudal Q en la sección aguas arriba, y $Q + dQ$ en la sección aguas abajo resulta en (Chapra, 1997),

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(QC)}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

Las soluciones de la ecuación 1, en la que no varía ni el área ni el caudal con el espacio, son de la forma: $C(x, t) = F(x - Q/A t)$ donde $F(x)$ describe la configuración inicial de concentraciones en x . $F(x)$ por lo tanto es la condición inicial del sistema, con condición de frontera $C(x, 0) = F(0)$. La solución es el tránsito de la onda $F(x)$ a través del espacio con una celeridad Q/A , por lo que no hay acumulación neta de masa en ningún punto.

La dispersión, el segundo mecanismo de transporte, tiene origen en la diferencia de las magnitudes del campo de velocidades de la corriente y en la dispersión generada por irregularidades del fondo y las orillas y remolinos de gran escala (dispersión turbulenta). La dispersión turbulenta se ha asemejado tradicionalmente al mecanismo difusivo representado por la Ley de Fick (Chapra, 1997). Esta suposición es estrictamente válida solamente para condiciones de turbulencia homogénea y estacionaria (Rutherford, 1994).

El balance de masa incluyendo la dispersión longitudinal entre las secciones del volumen de control resulta en (Chapra, 1997),

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(QC)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[AD \frac{\partial C}{\partial x} \right] \quad (2)$$

donde D = coeficiente de dispersión longitudinal y demás variables se han descrito anteriormente. La ecuación unidimensional (2) es ampliamente utilizada para modelar el transporte de sustancias disueltas en corrientes y se conoce con el nombre de Ecuación de Advección-Dispersión (del inglés,

Advection Dispersion Equation, ADE, Taylor, 1954).

2.2 Modelo de almacenamiento temporal (TS) de transporte de solutos

Los fenómenos de transporte de solutos han sido explicados inicialmente a partir del modelo unidimensional de advección – dispersión, Ec. (2). Sin embargo, este modelo unidimensional presenta limitaciones para describir adecuadamente el transporte en corrientes muy irregulares, tales como ríos de montaña, o en cuerpos de agua caracterizados por la presencia de zonas muertas. El transporte longitudinal de sustancias disueltas en estos ríos está caracterizado por una muy alta dispersión que el modelo no es capaz de representar mediante el coeficiente de dispersión y la velocidad media del flujo. Un modelo unidimensional alternativo que corrige esta limitación es el modelo de Almacenamiento Temporal (TS, del inglés Transient Storage; Bencala y Walters, 1983).

Ese modelo es una extensión del modelo ADE que incorpora el efecto de solutos atrapados dentro de “zonas muertas” o “zonas de almacenamiento”, afectando la dispersión longitudinal en la corriente.

El almacenamiento temporal se refiere a la detención temporal de los solutos en las zonas muertas, las cuales son zonas donde el agua está relativamente quieta con respecto al movimiento de la corriente principal.

Adicionalmente cantidades significativas de agua pueden moverse a través del lecho rocoso del río o de las bancas de éste, produciendo un efecto de dispersión longitudinal importante que puede asemejarse a un mecanismo de almacenamiento temporal.

El modelo TS está físicamente basado en las ecuaciones de balance de masa formuladas tanto para el área del canal principal como para la zona muerta. El canal principal está definido como la zona del río donde el transporte aguas abajo está gobernado por el mecanismo de advección y dispersión longitudinal. En la zona muerta se considera solamente el mecanismo de almacenamiento temporal representado por un mecanismo de transferencia de masa de primer orden. Esta zona se representa como una zona bien mezclada, donde tanto el mecanismo advectivo de transporte hacia aguas abajo, como el mecanismo de dispersión longitudinal, se consideran despreciables.

Esquemáticamente el proceso de transferencia se presenta en la figura 1:

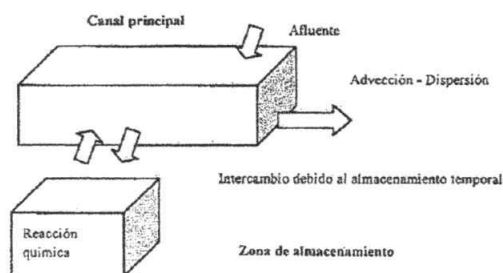


Figura 1. Esquema del mecanismo de transferencia de masa (Adaptada de Runkel, 1998).

Teniendo en cuenta los fenómenos físicos representados las ecuaciones diferenciales gobernantes son (Bencala y Walters, 1983),

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{q_L}{A} (C_L - C) + \alpha (C_s - C) \quad (3)$$

$$\frac{dC_s}{dt} = \alpha \frac{A}{A_s} (C - C_s)$$

donde A = sección transversal del canal principal; A_s = sección transversal de la zona de almacenamiento; C = concentración de soluto en el canal principal; C_s = concentración de soluto en la zona de almacenamiento; C_L = concentración de soluto en el afluente; D = coeficiente de dispersión; Q = tasa volumétrica de flujo; q_L = caudal afluente; t = tiempo; x = distancia; α = coeficiente de intercambio de la zona de almacenamiento.

Para la solución del sistema de ecuaciones (3) se utiliza un modelo matemático de diferencias finitas. En la figura 2 se presenta esquemáticamente la división del cauce en un número discreto de segmentos, cada uno representando un volumen de control para el cual se plantean las ecuaciones de conservación de masa.

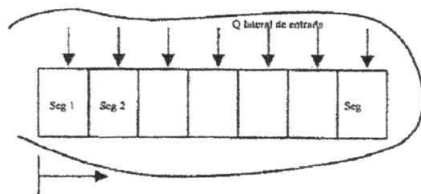


Figura 2. Sistema conceptual subdividido en un número discreto de segmentos (volúmenes de control) (Adaptada de Runkel, 1998).

En la figura 3 se presenta el esquema conceptual, donde los subíndices i , $i-1$ e $i+1$ representan concentraciones y parámetros en el centro de cada segmento, mientras los otros $(i-1,i)$ e $(i,i+1)$ representan los valores en los límites de cada segmento.

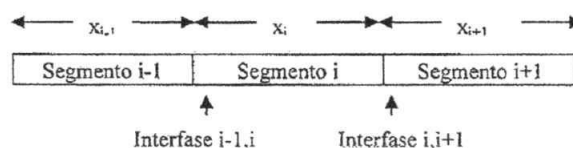


Figura 3. Esquema usado para implementar la solución numérica (OTIS Guide. Runkel, 1998).

Para la solución de estas ecuaciones en esta investigación se ha aplicado el Método de Crank Nicolson (Runkel, 1998).

3 DESARROLLO DEL MODELO DE TRANSPORTE DE METALES PESADOS

3.1 Generalidades de los metales pesados

Los metales pesados son aquellos que se encuentran con números atómicos entre 21 y 84. La mayoría de estos ocurren naturalmente. Sin embargo se debe señalar la importancia de las actividades industriales en la formación de estas sustancias.

La procedencia de los metales pesados encontrados en las aguas residuales es variada. Se asocian a fuentes de contaminación de pequeñas industrias establecidas en zonas urbanas o en polígonos industriales carentes de plantas de tratamiento, a talleres de automóviles, al pequeño y mediano comercio, a grandes infraestructuras como puertos y aeropuertos, a grandes áreas comerciales, al baldeo y limpieza de calles, o a las de tipo propiamente doméstico.

Los metales pesados presentan las siguientes características:

- Niveles naturales: La mayoría de ellos se presentan en forma natural. Es necesario sin embargo, considerar las acciones realizadas por el hombre.
- Mecanismos de decaimiento: La mayoría de los metales pesados son sustancias conservativas en cuanto a que la cantidad total de metales no disminuye por procesos como biodegradación, fotólisis o decaimiento radioactivo. La ausencia de estos procesos simplifica su modelación.
- Sorción inorgánica: Los metales a pesar de estar asociados a la materia orgánica pueden presentar el proceso de sorción, los cuales pueden ser absorbidos como sucede con tóxicos orgánicos.

Sin embargo, otros procesos significantes incluyen el intercambio de iones, adsorción física en las superficies sólidas y procesos químicos que intervienen en la unión de las partículas.

- Especiación química: Esta propiedad está ligada con los procesos de sorción de este tipo de tóxicos. Puede ser importante por el hecho de que interviene también en el proceso de transporte, aunque puede variar para cada sustancia tóxica.

En la Figura 4 se presenta el modelo conceptual de metales pesados. En el modelo que se implementa se considera que los metales están en forma disuelta y particulada en suspensión y en el lecho de fondo. Entre los procesos que se modelan están la sedimentación, la resuspensión y la difusión. Las pérdidas buriales se desprecian debido a que su cuantificación no es significativa en esta investigación.

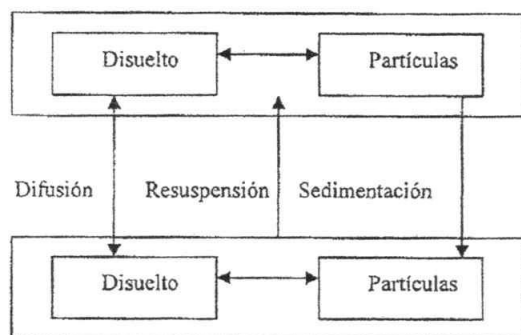


Figura 4. Modelo conceptual de metales pesados, Chapra (1997).

Realizando un balance de masa de contaminantes para el tramo del río y la capa de sedimentos, se obtienen las ecuaciones 4a y 4b. Los subíndices 1 y 2 se refieren a las concentraciones de tóxicos en el agua y en los sedimentos, respectivamente:

$$V_1 \frac{d(c_1)}{dt} = I c_{in} - Q c_1 - v_r A F_{p1} c_1 + v_r A c_2 + v_d A (F_{d2} c_2 - F_{d1} c_1) \quad (4a)$$

$$V_2 \frac{d(c_2)}{dt} = v_r A F_{p1} c_1 - v_r A c_2 - v_b A c_2 + v_d A (F_{d1} c_1 - F_{d2} c_2) \quad (4b)$$

donde: V_1 = volumen de agua; V_2 = volumen de la capa de sedimentos; c_1 = concentración de tóxicos en el agua; c_2 = concentración de tóxicos en la capa de sedimentos; I = caudal de entrada al volumen de control; c_{in} = concentración de tóxicos de entrada al volumen de control; Q = caudal de salida al volumen de control; v_r = velocidad de sedimentación; v_b = velocidad de resuspensión; v_d =

velocidad de pérdidas en la capa de sedimentos; v_d : tasa de difusión de los contaminantes disueltos tanto en el agua y sedimentos; A = área longitudinal del tramo, área de intercambio entre agua y sedimentos; F_{p1} = fracción del contaminante total en el agua que se encuentra en forma de materia sólida; F_{d1} = fracción del contaminante total en el agua que se encuentra en forma disuelta y F_{d2} = fracción del contaminante total en la capa de sedimentos que se encuentra en forma disuelta.

3.2 Coeficientes de partición de los tóxicos

Los metales pesados difieren de los tóxicos convencionales en que estos pueden estar divididos tanto en forma sólida como en forma disuelta en el agua. La razón de esta partición en líquido – sólido es producir una caracterización del modelo más real, además de intervenir en el balance de masa. Se ha encontrado por ejemplo, que el fenómeno de volatilización actúa solamente en la fracción disuelta. Análogamente, la sedimentación solamente actúa en la fracción que se encuentra en materia sólida (Chapra, 1997).

Es posible calcular la concentración de un contaminante separadamente como:

$$c = c_d + c_p \quad (5)$$

donde c_d es la componente disuelta y c_p es la componente en materia sólida. Estas dos componentes pueden ser representadas como una fracción de la concentración total del contaminante, mediante:

$$\begin{aligned} c_d &= F_d c \\ c_p &= F_p c \end{aligned} \quad (6)$$

donde F_d y F_p son las fracciones del contaminante que se encuentran en estado disuelto y en estado sólido, respectivamente. Estas fracciones pueden ser determinadas a partir del coeficiente de partición K_d y de la concentración de sólidos suspendidos m mediante:

$$\begin{aligned} F_d &= \frac{1}{1 + K_d m} \\ F_p &= \frac{K_d m}{1 + K_d m} \end{aligned} \quad (7)$$

El coeficiente de partición es un parámetro que debe ser calibrado para el modelo del transporte de metales pesados. Valores altos de $K_d m$ indican

que una alta concentración del contaminante estará asociada a la materia sólida.

La suma de las dos fracciones F_d y F_p debe sumar 1, luego:

$$F_d + F_p = 1 \quad (8)$$

Algunos de los sólidos suspendidos son eventualmente depositados y hacen parte de los sedimentos del lecho. Para el cálculo de la fracción de contaminantes que se encuentra disuelta en la capa de sedimentos, es necesario hallar la cantidad de "sólidos suspendidos" que se encuentran en esta capa. En esta investigación se utiliza la deducción expuesta por Chapra (1997). Se sabe que la porosidad es la relación que existe entre el volumen de sedimentos que está en la fase líquida con respecto al volumen total de sedimentos. La porosidad ϕ puede ser definida como:

$$\phi = \frac{V_1}{V_2} \quad (9)$$

donde V_1 y V_2 representan el volumen de la parte líquida en los sedimentos y el volumen total de sedimentos respectivamente. La fracción de sedimentos que se encuentran en la fase sólida está dada como:

$$1 - \phi = \frac{V_p}{V_2} \quad (10)$$

donde V_p corresponde a la parte sólida de sedimentos. Otra propiedad intrínseca que debe ser tomada en cuenta dentro de los sedimentos es la densidad ρ del medio poroso dada como:

$$\rho = \frac{M_2}{V_p} \quad (11)$$

donde M_2 es la masa de los sólidos dentro de los sedimentos. Usando las ecuaciones anteriores es posible encontrar interacciones entre la columna de agua y los sedimentos. La concentración de sólidos suspendidos en los sedimentos m_2 se define en la Ecuación 12 y reemplazando M_2 y V_2 se tiene la Ecuación 13:

$$m_2 = \frac{M_2}{V_2} \quad (12)$$

$$m_2 = (1 - \phi)\rho \quad (13)$$

Con esta ecuación se ha encontrado que la "concentración de sólidos en los sedimentos" es función de la porosidad y densidad de los sedimentos del lecho, es decir $(1 - \phi)\rho$ representa la concentración de sólidos suspendidos en la capa de sedimentos.

Es posible encontrar la fracción de contaminantes que se encuentran disueltos dentro de la capa de sedimentos a partir de la siguiente relación (Chapra, 1997):

$$F_{d2} = \frac{1}{\phi + K_{d2}(1 - \phi)\rho} \quad (14)$$

Con base en modelaciones hechas para ríos se ha encontrado que la porosidad varía entre valores de 0.8 y 0.95, por lo que para esta investigación se adopta un valor de 0.9 (Chapra, 1997).

3.3 Cálculo de la velocidad de sedimentación

La velocidad de sedimentación de una partícula puede ser estimada de acuerdo con la Ley de Stokes:

$$v_s = \alpha \frac{g}{18} \left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\mu} \right) d \quad (15)$$

donde v_s es la velocidad de sedimentación, ρ_s y ρ_w representan las densidades de la partícula y el agua, respectivamente; μ es la viscosidad del agua y d es el diámetro de las partículas.

La Ley de Stokes tiene limitaciones ya que es usada para predecir la velocidad de sedimentación asumiendo flujo laminar. Esta característica debe ser comparada con el flujo de un río, el cual es turbulento. Es importante establecer que la información de flocs y crecimiento de la masa de las partículas cohesivas puede complicar la aplicación de esta ecuación.

Estas velocidades también pueden verse afectadas por el efecto hidrodinámico de considerar una estratificación en el modelo de sedimentos y la columna de agua, donde pueden considerarse fluctuaciones en las velocidades debidas a la turbulencia producida en la vertical.

Estas fluctuaciones pueden a su vez producir cambios en el proceso de sedimentación, produciendo el efecto de resuspensión o haciendo que las partículas no se sedimenten completamente y permanezcan suspendidas en el cuerpo de agua.

Para efectos de esta investigación se adopta un valor de velocidad de sedimentación de 16.5 m/día

(0.0002 m/s), resultante de promediar los valores sugeridos por Chapra (3 – 30 m/día).

3.4 Cálculo de la velocidad de resuspensión

La resuspensión de sedimentos es función de varios factores. El proceso empieza con la energía transmitida a la superficie del agua por el efecto del viento. La cantidad de energía depende del viento y la flecha, la cual se refiere a la longitud de exposición de la superficie del agua en la dirección que sopla el viento. La energía del viento crea oleaje y bajo la superficie del agua se crean eddies circulares que se disipan con la profundidad. La velocidad orbital de estos giros ejerce un esfuerzo cortante en el fondo. La resuspensión de los sedimentos ocurre dependiendo de la magnitud del esfuerzo y del tipo de partículas de fondo. La velocidad de resuspensión puede ser cuantificada por medio de la siguiente expresión:

$$v_r = v_s \frac{m}{(1-\phi)\rho} \quad (16)$$

Como la velocidad de resuspensión depende básicamente de la velocidad de sedimentación, de la concentración de sólidos suspendidos totales en el sedimento y de la porosidad, se deduce que debe tener una aproximación. Para efectos de esta investigación se adopta un valor de 2.592 m/día (3×10^{-8} m/s) (Chapra, 1997).

3.5 Acople de las ecuaciones e implementación del modelo

Por razones de exactitud, eficiencia y estabilidad el método implícito de Crank-Nicolson se utiliza en el modelo implementado (Runkel, 1998). Las ventajas de este método son: es un método de segundo orden con exactitud en el tiempo y el espacio (Chapra and Canale, 1988); la naturaleza unidimensional del modelo resulta de la formación de una matriz tridiagonal que puede ser resuelta usando un método eficiente de descomposición LU, el Algoritmo de Thomas; y finalmente, el método de Crank-Nicolson es incondicionalmente estable (Runkel, 1998). Se presenta un desarrollo detallado de la solución de Crank-Nicolson en el apéndice C de Runkel and Broshears (1991).

El ensamblaje de las ecuaciones se puede hacer por medio de la siguiente ecuación:

$$B_i c_{i-1}^{j+1} + E_i c_i^{j+1} + F_i c_{i+1}^{j+1} = R_i \quad (17)$$

donde:

$$B_i = -\frac{2 \cdot \overline{AD}_{i-1,j}^{j+1}}{(\Delta x_i + \Delta x_{i-1}) \Delta x_{i-1}} \quad (18)$$

$$E_i = \frac{1}{2\Delta t} A_i^{j+1} - \frac{Q_i^{j+1}}{\Delta x_i} + \frac{2 \cdot \overline{AD}_{i,i+1}^{j+1}}{(\Delta x_i + \Delta x_{i-1}) \Delta x_i} + \frac{2 \cdot \overline{AD}_{i-1,j}^{j+1}}{(\Delta x_i + \Delta x_{i-1}) \Delta x_{i-1}} \quad (19)$$

$$F_i = \frac{1}{2\Delta t} A_{i+1}^{j+1} + \frac{Q_{i+1}^{j+1}}{\Delta x_i} - \frac{2 \cdot \overline{AD}_{i,i+1}^{j+1}}{(\Delta x_i + \Delta x_{i-1}) \Delta x_i} \quad (20)$$

$$R_i = \frac{1}{2\Delta t} [Ac_i^j + Ac_{i+1}^j] \quad (21)$$

La matriz tridiagonal resultante del ensamblaje de las ecuaciones para seis nodos y cinco tramos se muestra a continuación:

$$\begin{bmatrix} E_2 & F_2 & 0 & 0 \\ B_3 & E_3 & F_3 & 0 \\ 0 & B_4 & E_4 & F_4 \\ 0 & 0 & B_5 & E_5 + F_5 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} c_2 \\ c_3 \\ c_4 \\ c_5 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} R_2 - B_2 c_1^{j+1} \\ R_3 \\ R_4 \\ R_5 \end{bmatrix} \quad (22)$$

3.5.1 Ecuación de metales en el agua

Esta ecuación calcula la variación de la concentración de metales pesados en el agua en el tiempo. Está compuesta por un término que representa la advección, un término que incluye las zonas muertas, que en este caso se considera el lecho de fondo y tres términos que incluyen las velocidades de sedimentación, resuspensión y difusión, respectivamente (Bitar J. D., 2005),

$$\frac{\partial(c_1 A)}{\partial t} = -\frac{\partial(Qc_1)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial c_1}{\partial x} \right) - v_r \cdot \frac{A_z}{\Delta x} \cdot \left(\frac{K_{d1} m_1}{1 + K_{d1} m_1} \right) \cdot c_1 + v_r \cdot \frac{A_z}{\Delta x} \cdot c_2 + v_d \cdot \frac{A_z}{\Delta x} \cdot \left(\frac{c_2}{\phi + K_{d2} m_2} \right) - v_d \cdot \frac{A_z}{\Delta x} \cdot \left(\frac{c_1}{1 + K_{d1} m_1} \right) \quad (23)$$

3.5.2 Ecuación de metales en el sedimento

Esta ecuación calcula la variación de la concentración de metales pesados en el sedimento en el tiempo. Los términos que la componen están referidos a las velocidades de sedimentación, difusión y resuspensión (Bitar J. D., 2005),

$$\frac{\partial(c_2 A)}{\partial t} = v_r \cdot \frac{A_z}{\Delta x} \cdot \left(\frac{K_{d1} m_1}{1 + K_{d1} m_1} \right) \cdot c_1 - v_r \cdot \frac{A_z}{\Delta x} \cdot c_2 + v_d \cdot \frac{A_z}{\Delta x} \cdot \left(\frac{c_1}{1 + K_{d1} m_1} \right) - v_d \cdot \frac{A_z}{\Delta x} \cdot \left(\frac{c_2}{\phi + K_{d2} m_2} \right) \quad (24)$$

3.5.3 Ecuación de sólidos suspendidos totales en el agua

Esta ecuación calcula la variación de los sólidos suspendidos totales en el agua en el tiempo. Está compuesta por un término advectivo, otro que representa el intercambio con las zonas muertas (lecho de fondo) y dos términos de velocidades de sedimentación y resuspensión (Bitar J. D., 2005),

$$\frac{\partial(m_1 A)}{\partial t} = -\frac{\partial(Q m_1)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A D \frac{\partial m_1}{\partial x} \right) - v_s \frac{A_s}{A} m_1 + v_r \frac{A_s}{A} m_2 \quad (25)$$

3.5.4 Ecuación de sólidos suspendidos totales en el sedimento

Esta ecuación calcula la variación de los sólidos suspendidos totales en el sedimento en el tiempo. La componen solo dos términos que incluyen las velocidades de sedimentación y resuspensión (Bitar J. D., 2005),

$$\frac{d(m_2 A_s)}{dt} = v_s \frac{A_s}{A} m_1 - v_r \frac{A_s}{A} m_2 \quad (26)$$

4 APLICACIÓN Y CALIBRACIÓN DEL MODELO AL TRAMO GIRARDOT – HONDA DEL RÍO MAGDALENA

4.1 Descripción del tramo de estudio y datos utilizados

El tramo en estudio comprende 15 estaciones (nodos) y 14 tramos, iniciando en “Puente Variante”, en la ciudad de Girardot y finalizando en la estación “Arrancaplumas”, en la ciudad de Honda.

Se tomaron datos de concentración en seis puntos sobre el Río Magdalena y en ocho afluentes. Las estaciones que están sobre el Río son: Puente Variante, Puente Ferrocarril, Nariño, Ambalema, Cambao y Arrancaplumas. Los afluentes que se tienen en el tramo de estudio son: Río Sumapaz, Río Bogotá, Descarga Chicalá, Río Coello, Río Opía, Río Totaré, Río Recio, Río Lagunilla Y Río Sabandija. En la figura 5 se puede visualizar el tramo de estudio y en la Tabla 1 se muestran las longitudes.

Los datos que se utilizaron para la calibración de parámetros y la modelación en esta investigación fueron suministrados por el proyecto que llevó a cabo la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Girardot, Ricaurte y la región “ACUAGYR” y la Universidad de los Andes: “Modelación de la

calidad del Río Magdalena y caracterización de las aguas residuales de Girardot” (Uniandes – Acuagyr, 2005). El proyecto Uniandes-Acuagyr programó dos campañas de toma de muestras para modelar y caracterizar la calidad del agua del río en el tramo Girardot – Honda. Entre estas muestras se tomaron las de metales pesados: cadmio, cobre, cromo, hierro, níquel y plomo. En la Tabla 2 y la Tabla 3 se muestran las concentraciones de metales en el agua (*c1*), metales en el sedimento (*c2*) y sólidos suspendidos totales en el agua (*m1*) en cada sitio de muestreo para las campañas 1 y 2, respectivamente.

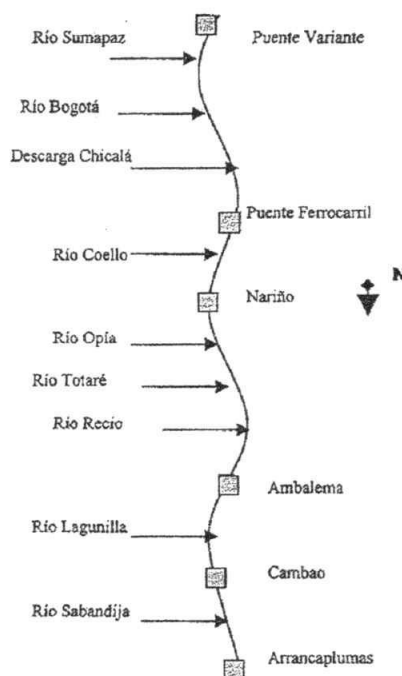


Figura 5. Esquema general del tramo en estudio.

Tabla 1. Longitudes de los tramos

Tramo	Long. (m)
Puente Variante – Río Sumapaz	1200
Río Sumapaz – Río Bogotá	4500
Río Bogotá – Descarga Chicalá	900
Descarga Chicalá – Puente Ferrocarril	1500
Puente Ferrocarril – Río Coello	11400
Río Coello – Nariño	17100
Nariño – Río Opía	22200
Río Opía – Río Totaré	10500
Río Totaré – Río Recio	25200
Río Recio – Ambalema	3300
Ambalema – Río Lagunilla	7800
Río Lagunilla – Cambao	10800
Cambao – Río Sabandija	24600
Río Sabandija – Arrancaplumas	22200

Sitio	Cadmio		Cobre		Cromo		Hierro		Níquel		Plomo		m1 (mg/l)
	c1	c2	c1	c2	c1	c2	c1	c2	c1	c2	c1	c2	
Puente Variante	0.003	0.007	0.03	0.12	0.01	0.12	0.34	195.1	0.05	0.09	0.01	0.06	182
Río Sumapaz													230
Río Bogotá	0.003	0.02	0.03	0.13	0.04	0.04	9.8	207.6	0.02	0.18	0.02	0.09	92
Descarga Chicalá	0.01	0.006	0.02	0.22	0.01	0.14	0.94	171.5	0.01	0.07	0.02	0.15	44
Puente Ferrocarril	0.003	0.006	0.06	0.06	0.04	0.09	40	19.9	0.04	0.06	0.02	0.04	128
Río Coello	0.003	0.003	0.03	0.22	0.01	10.5	11.4	157.5	0.02	3.35	0.02	0.03	18
Nariño	0.003	0.001	0.05	0.07	0.03	0.1	38	136.7	0.03	0.06	0.02	0.03	94
Nariño													
Río Opía													94
Río Totaré													22
Río Recio													21
Ambalema	0.1	0.003	0.12	0.001	0.16	0.01	38	11.3	0.11	0.01	0.05	0.02	254
Ambalema													
Río Lagunilla	0.003	0.008	0.02	0.2	0.01	0.15	0.97	285.9	0.01	0.14	0.01	0.07	27
Cambao	0.003	0.005	0.03	0.06	0.02	0.08	23	179	0.01	0.06	0.01	0.04	41
Río Sabandija													489
Arrancaplumas	0.003	0.005	0.02	0.05	0.01	0.08	8.3	165.3	0.01	0.05	0.01	0.04	272

Tabla 2. Concentraciones de metales campaña 1

Sitio	Cadmio		Cobre		Cromo		Hierro		Níquel		Plomo		m1 (mg/l)
	c1	c2	c1	c2	c1	c2	c1	c2	c1	c2	c1	c2	
Puente Variante	0.003	0.005	0.02	0.02	0.02		2.1	23.94	0.01	0.01	0.01	0.02	69
Río Sumapaz													877
Río Bogotá	0.01	0.03	0.04	0.11	0.36		2.98	165	0.12	0.22	0.02	0.14	71
Descarga Chicalá	0.004	0.01	0.02	0.06	0.02		1.6	142.1	0.01	0.08	0.01	0.06	360
Puente Ferrocarril	0.01	0.02	0.01	0.04	0.02		3.7	132.1	0.01	0.06	0.01	0.04	177
Río Coello	0.003	0.01	0.02	0.06	0.01		0.82	85.4	0.01	0.07	0.02	0.03	25
Nariño	0.004	0.01	0.02	0.03	0.01		5.07	28.8	0.01	0.03	0.01	0.02	175
Nariño													
Río Opía													44
Río Totaré													245
Río Recio													18
Ambalema	0.04	0.04	0.02	0.05	0.01		2.7	85.4	0.01	0.06	0.01	0.04	65
Ambalema													
Río Lagunilla	0.01	0.01	0.02	0.07	0.01		6.2	112.3	0.01	0.11	0.01	0.1	173
Cambao	0.01	0.01	0.02		0.01		1.6	62.6	0.01	0.03	0.01	0.03	54
Río Sabandija				0.02									534
Arrancaplumas	0.01	0.01	0.02	0.04	0.01		2.6	103.3	0.01	0.03	0.02	0.03	64

Tabla 3. Concentraciones de metales campaña 2

De acuerdo con las Tablas 2 y 3 se puede notar que en ambas campañas no se tomaron las concentraciones de metales en el sedimento (c2) para el cromo, por lo que este metal no se modela en esta campaña.

Se asumió para estas concentraciones el valor obtenido para el Río Coello. Esto se hace teniendo en cuenta que en las cuencas de los ríos Opía, Totaré, Recio y Sabandija se presentan aproximadamente los mismos usos del suelo y del agua que en la cuenca del Río Coello. También se asumen estas concentraciones debido a que el caudal aportado al Río Magdalena por estos ríos es del mismo orden al aportado por el Río Coello ($4 \text{ m}^3/\text{s} - 15$

traciones de metales pesados en el: Río Sumapaz, Río Opía, Río Totaré, Río Recio y Río Sabandija. m^3/s). Por otro lado, en la campaña 2 no se toman concentraciones de metales en el sedimento (c2) para el cromo, por lo que este metal no se modela en esta campaña.

La longitud total de este tramo es de aproximadamente 163.20 Km con pendiente de fondo en Puente Variante y Puente Ferrocarril de 0.000447 m/m, entre Nariño y Cambao de 0.000342 m/m y entre Cambao y Arrancaplumas de 0.000536 m/m, (ver Uniandes – Acuagyr, 2005).

4.2 Implementación del modelo en Matlab

Para la estructuración del código necesario para la modelación se tuvieron en cuenta cuatro vectores básicos. El primero que contiene los parámetros de la hidráulica del tramo (caudal, área, y ancho); el delta de tiempo (DT); el delta de distancia (DX); el número de segmentos en que se divide el tramo en estudio (NT); la fracción dispersiva (D), el tiempo inicial (T_{in}) y tiempo final de modelación (T_{fin}) (se tienen en cuenta para estos datos las condiciones de Peclet y Courant). El segundo vector es el de parámetros de calidad del agua, el cual contiene información de la velocidad de sedimentación (vs), la velocidad de resuspensión (vr), la velocidad de difusión (vd), la fracción particulada del agua (k_{d1}), la fracción particulada del sedimento (k_{d2}) y la porosidad. El tercer vector contiene las condiciones iniciales variables de concentración de metales en el agua ($c1$), la concentración de metales en el sedimento ($c2$) y de sólidos suspendidos totales en el agua ($m1$). El último vector contiene las condiciones de frontera de $c1$, $c2$ y $m1$ del tramo.

Los valores de los parámetros que se utilizaron para las modelaciones son: $vs = 0.0002$ m/s y 3×10^{-8} m/s, $vr = 3 \times 10^{-3}$ m/s y 0.0002 m/s, $k_{d1} = 0.05$, $k_{d2} = 0.07$, $porosidad = 0.9$ (Valores de Chapra, 1997).

Cabe decir que el vector de condiciones de frontera representa una serie de tiempo de concentración, un pulso o un escalón al inicio del tramo, cambiando su valor en la medida que avanza el tiempo.

En el transcurso de la modelación se deben hacer balances de masa. Al finalizar la modelación de un tramo se consideran las concentraciones obtenidas, el caudal que posee el río en ese instante, las concentraciones del afluente y el caudal del afluente. El balance de masa se hace por medio de la siguiente ecuación:

$$\bar{C} = \frac{Q_{rio} \cdot C_{rio} + Q_{afuente} \cdot C_{afuente}}{Q_{total}} \quad (27)$$

Estas nuevas concentraciones obtenidas se convierten en las condiciones de frontera del tramo siguiente y así sucesivamente hasta llegar a la estación Arrancaplumas en Honda.

En la figura 7 se muestra el diagrama de flujo que contiene el esquema general implementado en MATLAB.

4.3 Metodología de calibración

La habilidad de los modelos de calidad del agua y de transporte de solutos radica en su capacidad de reproducir datos observados con precisión y de su capacidad de predicción ante eventos reales. Para esto es necesaria la utilización de técnicas que ayuden a analizar y verificar la sensibilidad de los parámetros dentro de los modelos. En esta investigación se aplica una técnica de calibración objetiva que permite identificar procesos y parámetros relevantes a partir de datos observados en campo.

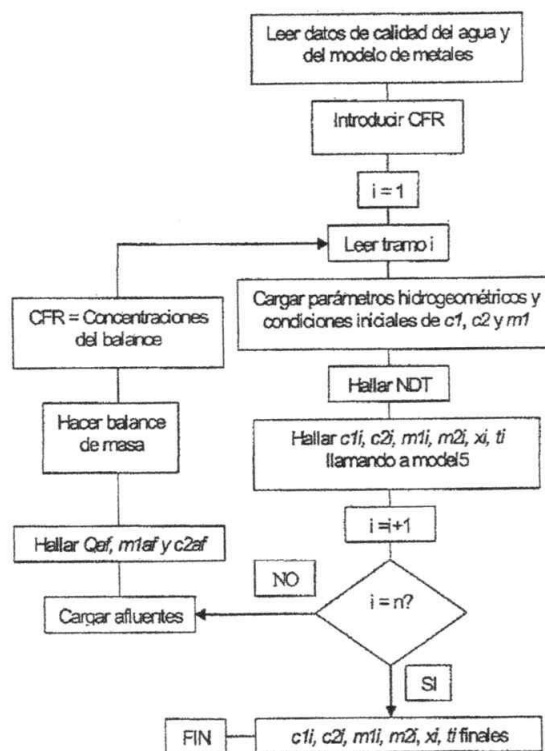


Figura 7. Diagrama de flujo del modelo implementado

Para calibrar el tramo de Girardot a Honda se utilizan concentraciones tomadas en campo. El proceso de calibración consiste en estudiar el comportamiento de los parámetros que tienen variabilidad dentro del modelo, los cuales son: la velocidad de sedimentación (vs), resuspensión (vr) y difusión (vd), la fracción particulada del agua (k_{d1}) y la fracción particulada del sedimento (k_{d2}).

Los parámetros se seleccionan a partir de una distribución uniforme generando variables aleatorias entre 0 y 1. Con el análisis del comportamiento del modelo ante variaciones en los parámetros se pretende analizar interdependencia paramétrica y

observar la sensibilidad de los parámetros dentro del modelo para cuantificar las concentraciones de metales pesados asociadas a la materia sólida y líquida.

Adicionalmente, la sensibilidad de cada parámetro puede analizarse parcialmente usando los conceptos del análisis generalizado de sensibilidad (Generalised Sensitivity Analysis, Spear et al, 1980) extendido por Beven y Binley, (1992).

Una vez generadas las series simuladas aguas abajo se encuentran los parámetros óptimos del modelo, maximizando bien sea el coeficiente de determinación R^2 o minimizando el error cuadrático medio estándar (RMSE) definido como el promedio de los cuadrados de los residuos entre los valores observados y los valores simulados.

Los rangos definidos para la variación de cada parámetro se estimaron de acuerdo con valores encontrados en la literatura (Chapra, 1997). Los límites establecidos se enuncian a continuación: vs (m/s) = $[3.47 \times 10^{-6} - 3.47 \times 10^{-3}]$; vr (m/s) = $[3 \times 10^{-10} - 3 \times 10^{-3}]$; vd (m/s) = $[1 \times 10^{-10} - 1 \times 10^{-6}]$; kd_1 = $[0.001 - 0.1]$; kd_2 = $[0.001 - 0.1]$.

5 RESULTADOS

5.1 Corridas preliminares

Una vez implementado el modelo se realizan corridas preliminares para verificar su correcto funcionamiento. La respuesta del modelo implementado depende de las condiciones iniciales variables que se introduzcan, y el tiempo final de modelación.

En la Figura 8 se observan las respuestas de una serie de tiempo de concentración de un metal en el agua con pico de 3.4×10^{-4} mg/l, aplicada en la estación Puente Ferrocarril. Cada curva significa un sitio en el tramo y la curva final presentada es la respuesta observada en la estación Nariño.

En la Figura 9 y la Figura 10 se muestran las respuestas a un escalón de 5 mg/l con duración de 30 horas, de metales en el agua. La Figura 9 corresponde a una velocidad de sedimentación mayor que la velocidad de resuspensión (0.0002 m/s y 3×10^{-8} m/s, respectivamente). La Figura 10 corresponde a una simulación con velocidad de resuspensión mayor con respecto a la velocidad de sedimentación (3×10^{-8} m/s y 0.0002 m/s, respectivamente). La condición inicial de concentración es del mismo valor del escalón (5 mg/l).

En la Figura 11 se muestra la respuesta de un escalón de 0.5 mg/l de un metal en el agua en la estación Puente Variante. Para la obtención de esta

gráfica se tuvo en cuenta en la modelación que la condición inicial de concentración fuera 0 mg/l y que la velocidad de sedimentación tuviera un valor mayor con respecto a la velocidad de resuspensión. Se observa que en las Figuras 9 y 10 la concentración disminuye desde un valor de 5 mg/l hacia aguas abajo, hasta encontrar un valor constante en la concentración de cada estación. En la Figura 11 la concentración en cada sitio aumenta desde un valor de 0 mg/l hasta un valor constante de concentración en cada sitio.

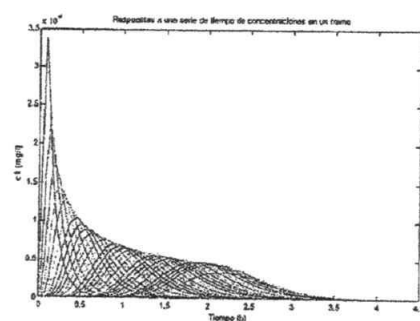


Figura 8. Respuestas a una serie de tiempo de concentración de metales en el agua aplicada en la estación Puente Ferrocarril con simulación final en la estación Nariño

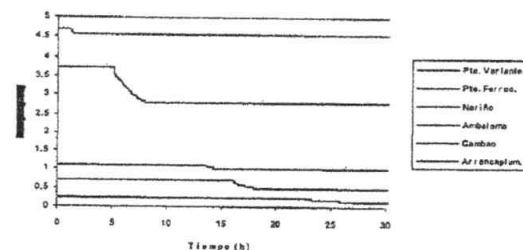


Figura 9. Respuestas a un escalón de 5 mg/l de metales en el agua en la estación Puente Variante en las estaciones aguas abajo con la velocidad de sedimentación mayor

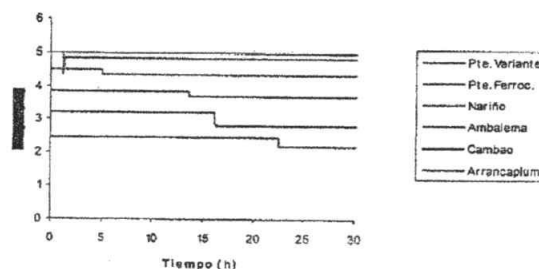


Figura 10. Respuestas a un escalón de 5 mg/l de metales en el agua en la estación Puente Variante en las estaciones aguas abajo con la velocidad de resuspensión mayor

Esto se debe a la condición inicial de concentración que se le introduce al modelo, que en los dos primeros casos fue de 5 mg/l (igual al escalón) y en el tercer caso de 0 mg/l, menor al valor del escalón.

En la Figura 12 se observa la respuesta de un pulso de 5 mg/l de metales en el agua con duración de 3 horas, aplicado en la estación Puente Variante. Para esta modelación se consideró una velocidad de resuspensión mayor. Es por ello que se obtienen picos mayores de concentración hacia aguas abajo. Esto se debe a que en la medida que avanza el flujo se va resuspendiendo masa, lo que produce un incremento en la concentración de metales en el agua. Para esta modelación se tuvo en cuenta un valor de 0 mg/l en la condición inicial de concentración de metal en el agua. Por ello las gráficas en cada sitio inician con una concentración de 0 mg/l.

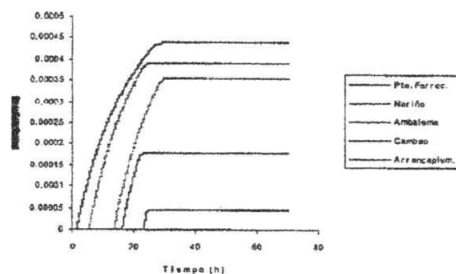


Figura 11. Respuestas de un escalón de 0.5 mg/l de metales en el agua en la estación Puente Variante en las estaciones aguas abajo con la velocidad de sedimentación mayor

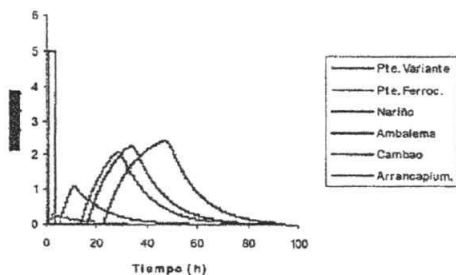


Figura 12. Respuestas a un pulso de 5 mg/l de metales en el agua en la estación Puente Variante en las estaciones aguas abajo con la velocidad de resuspensión mayor

En la Figura 13 se muestra la respuesta de un escalón de metales en el sedimento, aplicado en la estación Puente Variante, en las estaciones aguas abajo. Para esta modelación se consideró como condición inicial de metal en el agua un valor de 0 mg/l y como condición inicial de metal en el sedi-

mento un valor de 3 mg/l. La condición de frontera de metal en el agua se tomó como un pulso de 5 mg/l durante 3 horas y la de metal en el sedimento se consideró como un escalón de 3 mg/l. En esta gráfica se observa que la concentración final alcanzada de metal en el sedimento en las estaciones aguas abajo a la condición de frontera tiende a un valor de 0 mg/l.

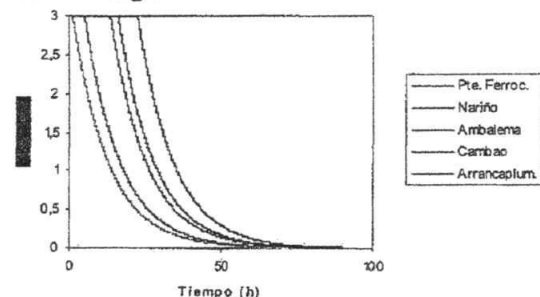


Figura 13. Respuestas a un escalón de 3 mg/l de metales en el sedimento en la estación Puente Variante en las estaciones aguas abajo con la velocidad de sedimentación mayor

En la Figura 14 se observan las respuestas de un pulso de 5 mg/l de metales en el agua aplicado en la estación Puente Variante durante 3 horas en las estaciones aguas abajo. Para la modelación se consideró como condición inicial de metal en el agua un valor de 5 mg/l, igual al valor pico del pulso. Las gráficas obtenidas en las estaciones aguas abajo de Puente Variante inician con un valor de 5 mg/l y van disminuyendo hasta encontrar un valor constante en la concentración. Se nota que en la estación Arrancaplumas la concentración es menor que en las demás estaciones por el efecto de la sedimentación.

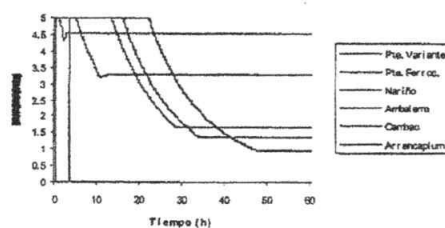


Figura 14. Respuestas a un pulso de 5 mg/l de metales en el agua en la estación Puente Variante en las estaciones aguas abajo con la velocidad de sedimentación mayor

5.2 Calibración del modelo

Una vez verificado el correcto comportamiento del modelo ante las diferentes condiciones de frontera y condiciones iniciales posibles, se procede a la ca-

libración de parámetros por medio de la metodología de Montecarlo (Beven and Binley, 1992). Se aplicaron 1000 simulaciones para determinar el valor de cada parámetro en cada tramo, y los resultados muestran en la mayoría de los casos que los parámetros que son identificables son la velocidad de sedimentación (v_s) y la velocidad de resuspensión (v_r). La velocidad de difusión (v_d), la fracción particulada del agua (k_{d1}) y la fracción particulada del sedimento (k_{d2}) presentan interdependencia paramétrica y no son identificables debido a que siempre mostraron dispersión.

En la Figura 15 se presentan los resultados de la calibración de la concentración de hierro para el tramo Río Lagunilla – Cambao en la campaña 1. Se muestra que la velocidad de sedimentación es el único parámetro identificable del modelo, obteniendo un óptimo de 3.44×10^{-4} m/s.

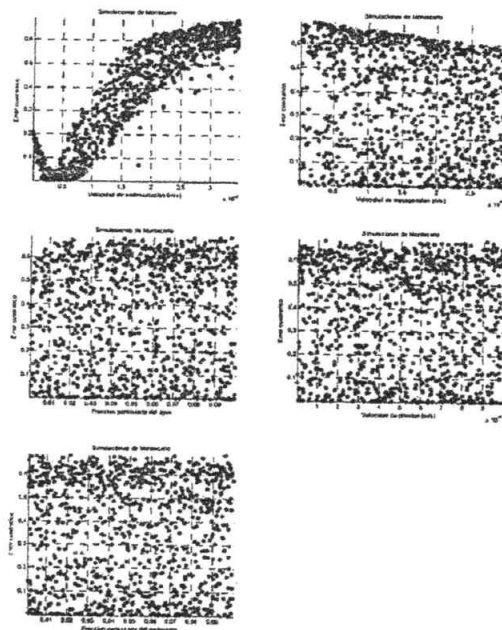


Figura 15. Resultados de las simulaciones de Montecarlo para la concentración de hierro, tramo Río Lagunilla – Cambao, Campaña 1

Los mejores ajustes logrados para $c1$ y $c2$ se obtuvieron para el níquel con los datos de la campaña 2, con coeficientes de determinación de 0.99 y 0.932, respectivamente. En la Figura 16 se muestran los resultados para el níquel en la campaña 2. En las Tablas 4 y 5 se muestra el resumen de los valores obtenidos de los parámetros finales, resul-

tantes de calibración para la campaña 1 y campaña 2.

Comparando los resultados obtenidos en las dos campañas se puede observar que la velocidad de sedimentación presenta valores muy semejantes que describen el tramo completo (1.14×10^{-4} m/s y 1.12×10^{-4} m/s). La velocidad de resuspensión presenta un valor promedio igual para las dos campañas de 2.09×10^{-5} m/s. La velocidad de difusión se encuentra entre valores de 4.88×10^{-8} m/s y 4.30×10^{-8} m/s para el tramo completo. La fracción particulada del agua encontrada en la campaña 1 no difiere mucho de la encontrada en la campaña 2, con valores de 0.0607 y 0.0580, respectivamente. La fracción particulada del sedimento encontrada en la campaña 1 tampoco difiere mucho de la encontrada en la campaña 2, con valores de 0.0511 y 0.0569, respectivamente.

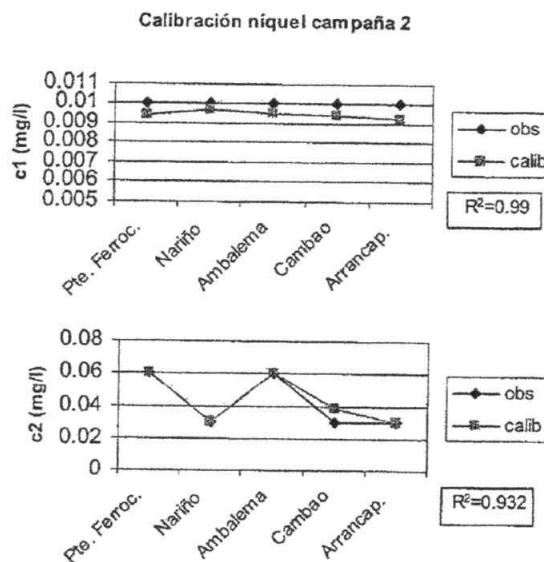


Figura 16. Mejores ajustes obtenidos para $c1$ y $c2$

Estos valores promedio de las fracciones particuladas permiten concluir que en el tramo de estudio de Puente Variante a Arrancaplumas, los metales pesados van casi en la misma proporción adheridas al agua y al sedimento; es decir, que se pueden encontrar concentraciones similares de los metales evaluados en la parte disuelta (agua) y en la parte no disuelta (sedimento). Aunque los valores para k_{d1} y k_{d2} no difieren mucho tramo a tramo, esta pequeña diferencia se da porque la mayor parte de la concentración se adhiere al agua o al sedimento.

5.3 Conflictos uso-calidad del agua

Los conflictos uso-calidad del agua que se presentan en el tramo de estudio se realizan con base en la normatividad expuesta en el decreto 1594 de

1984. En la Tabla 6 se muestran las concentraciones máximas permitidas para los metales pesados para consumo humano, consumo doméstico, uso agrícola y uso pecuario.

Tabla 4. Resumen de parámetros obtenidos con la calibración en la campaña 1

Parámetro	Pte. Variante - Pte. Ferroc.	Pte. Ferroc. - Nariño	Nariño - Ambalema	Ambalema - Cambao	Cambao - Arrancapl.	Promedio
vs (m/s)	7.15E-05	1.26E-04	3.72E-05	2.00E-04	1.37E-04	1.14E-04
vr (m/s)	2.55E-05	1.83E-05	2.89E-05	1.39E-05	1.78E-05	2.09E-05
vd (m/s)	4.97E-08	6.33E-08	3.99E-08	4.36E-08	4.74E-08	4.88E-08
kd1	0.0496	0.0590	0.0635	0.0632	0.0680	0.0607
kd2	0.0400	0.0579	0.0453	0.0552	0.0573	0.0511

Tabla 5. Resumen de parámetros obtenidos con la calibración en la campaña 2

Parámetro	Pte. Variante - Pte. Ferroc.	Pte. Ferroc. - Nariño	Nariño - Ambalema	Ambalema - Cambao	Cambao - Arrancapl.	Promedio
vs (m/s)	1.67E-04	7.09E-05	1.48E-04	9.94E-05	7.40E-05	1.12E-04
vr (m/s)	1.80E-05	2.50E-05	1.66E-05	2.25E-05	2.22E-05	2.09E-05
vd (m/s)	4.99E-08	2.81E-08	4.42E-08	4.99E-08	4.27E-08	4.30E-08
kd1	0.0628	0.0502	0.0665	0.0543	0.0567	0.0581
kd2	0.0598	0.0588	0.0593	0.0513	0.0557	0.0570

Tabla 6. Concentraciones máximas permitidas de metales pesados en el agua

	Consumo humano y doméstico (mg/l)	Uso agrícola (mg/l)	Uso pecuario (mg/l)
Cadmio	0.01	0.01	0.05
Cromo	0.05	0.10	1.00
Cobre	1.00	0.20	0.50
Hierro	-	5.00	-
Níquel	-	0.20	-
Plomo	0.05	5.00	0.10

Para el cadmio se observa un pico en la concentración en Ambalema en ambas campañas con valores de 0.1 mg/l y 0.04 mg/l, respectivamente. Ambalema es el único punto que no cumple la normatividad para los usos de consumo humano (0.01 mg/l), uso agrícola (0.01 mg/l) y uso pecuario (0.05 mg/l). En la campaña 1 en las estaciones Puente Variante, Puente Ferrocarril, Nariño, Cambao y Arrancaplumas se cumple la norma para todos los usos regulados. Para la campaña 2, las estaciones Puente Ferrocarril, Cambao y Arrancaplumas están en el valor pico permisible por la normatividad para los usos de consumo humano (0.01 mg/l), (Uniandes – Acuagyr, 2005).

El cobre en ambas campañas cumple la normatividad para los usos consumo humano, uso agrícola y uso pecuario. El valor pico de la campaña 1 se presenta en Ambalema (0.12 mg/l), el cual se encuentra lejos del valor límite permisible de 0.2 mg/l del uso agrícola, (Uniandes – Acuagyr, 2005).

El cromo cumple con los requisitos de usos calidad del agua ya que presenta valores menores a 0.05 mg/l en todas las estaciones, exceptuando a Ambalema, que registra un pico de 0.16 mg/l, que se encuentra por encima de los límites permisibles de los usos de consumo humano (0.05 mg/l) y agrícola (0.1 mg/l). En los otros puntos se cumple la norma para los usos de consumo humano, uso agrícola y uso pecuario, (Uniandes – Acuagyr, 2005).

En cuanto al hierro, solo se cumple la normatividad para uso agrícola en la estación Puente Variante. Las concentraciones de las estaciones Puente Ferrocarril, Nariño y Cambao se encuentran muy por encima del valor exigido por la norma. Todo lo contrario ocurre en la campaña 2 en donde se cumple la norma para uso agrícola en todo el tramo exceptuando la estación Nariño. Sin embargo, el valor reportado en este punto de 5.07 mg/l se encuentra muy cerca del valor exigido por la norma. Este comportamiento se puede explicar por efectos de resuspensión. Los valores altos de hierro probablemente están asociados con la contaminación alta del Río Bogotá causada por sobre dosificación de cloruro férrico en la planta de tratamiento de aguas residuales del Salitre (Verificación de la planta de tratamiento de agua residual Salitre, 2004). En la campaña 1 se registraron valores de 9.8 mg/l en la descarga del Río Bogotá y en el sitio de la condición de frontera en Puente Variante el

valor registrado fue solo de 0.34 mg/l, (Uniandes – Acuagyr, 2005).

El níquel no presenta conflictos dado que el valor pico de 0.11 mg/l que se obtiene en Ambalema en la campaña 1 es menor que el valor de 0.2 mg/L del estándar de normatividad de uso agrícola, el cual es el más restringido. Además este valor se encuentra muy por debajo del valor límite permisible de 2 mg/L de los usos de vertimiento a cuerpos de agua y alcantarillado, (Uniandes – Acuagyr, 2005).

El plomo también presenta un pico de concentración en Ambalema (0.05 mg/l) en la campaña 1. Sin embargo este valor pico es igual al valor máximo permisible del uso para consumo humano. Dado que el consumo humano es el más restringido, los valores obtenidos para todos los otros puntos cumplen la norma para los usos restantes: uso pecuario y vertimiento a cuerpos de agua y alcantarillado, (Uniandes – Acuagyr, 2005).

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los modelos de transporte de solutos acoplados con modelos de calidad de agua aplicados a ríos aluviales como el Río Magdalena son muy útiles porque describen de una manera eficiente los procesos de transporte que ocurren en el lecho de fondo y en suspensión.

El modelo se calibró satisfactoriamente encontrándose que los parámetros identificables son la velocidad de sedimentación y la velocidad de resuspensión. La fracción particulada del agua, la fracción particulada del sedimento y la velocidad de difusión presentan interdependencia paramétrica y no son identificables.

Acerca de los impactos usos calidad del agua en Honda se puede decir que a pesar de que el Río Magdalena recibe una carga de tóxicos muy grande a la altura de Girardot y más precisamente en la desembocadura del Río Bogotá, tiene gran capacidad de dilución en este punto. Esto se debe a que tiene una sección transversal considerable y por ella pasa un caudal ($680 \text{ m}^3/\text{s}$, 60% igualado o excedido) que es capaz de absorber la carga contaminante. En los registros observados se observa que en municipios como Nariño, Ambalema y Cambao, las concentraciones de contaminantes no varían mucho a la que se tomó en el Puente Ferrocarril de Girardot, y esto es debido a la capacidad que tiene el río de absorber y controlar la carga de tóxicos recibida.

La solución de las ecuaciones planteadas en esta investigación arroja buenos resultados si se calibran previamente los parámetros de calidad del agua y del modelo de metales, las características hidráulicas de los tramos de río y la concentración aguas arriba de metales pesados.

El criterio que se utilizó para escoger el mejor ajuste de las simulaciones de Montecarlo es el valor mínimo del error cuadrático medio y el que se utilizó para evaluar la bondad de ajuste del modelo en todo el perfil de concentraciones en el tramo fue el coeficiente de determinación R^2 .

En las ecuaciones no se considera la velocidad de volatilización del mercurio por lo que se recomienda, si se quiere evaluar este metal, incluir un término en las ecuaciones de metales en el sedimento y sólidos en el agua.

Finalmente, las fracciones particuladas del agua y del sedimento calibradas son muy parecidas y están comprendidas en el mismo rango. Esto dice que aproximadamente la misma cantidad de metal está asociada al agua y al sedimento.

7 REFERENCIAS

- Bencala, K. E., and R. A. Walters, (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: A transient storage model; *Water Resources Research*, v. 19, no. 3, pp 718 – 724.
- Beven, K. J. (1998). Generalised Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) package v. 1.0 – User Manual, University of Lancaster.
- Beven, K. J. and Binley, A. (1992). The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction, *Hydrological Processes*, 6, 279-298.
- Bitar, J. D., (2005). *Implementación de un modelo de transporte de metales pesados en el Río Magdalena tramo Girardot – Honda*. Tesis de Magister, Universidad de los Andes, Bogotá.
- Bogardi, J., 1978. *Sediment transport in alluvial streams*, Budapest, 1978.
- Camacho, L. A., (2000). *Development of a hierarchical modeling framework for solute transport under unsteady flow conditions in rivers*. PhD Dissertation, Imperial College of Science and Technology and Medicine, London.
- Céspedes, D., (2002). *Implementación de un modelo agregado de flujo y transporte de metales pesados en el Río Bogotá*. Tesis de Magister, Universidad de los Andes, Bogotá.

- Chapra, S. C., (1997). *Surface water quality modeling*. Ed Mc Graw Hill, University of Colorado at Boulder, United States.
- Chapra, S. C., and Canale, R. P., (1998). *Numerical methods for engineers* (2d ed): New York, Mc Graw-Hill, 812 pp.
- Clavijo, W., (2002). *Una metodología para el acople del transporte de sedimentos y la modelación de la calidad del agua*. Tesis de Magíster, Universidad de los Andes, Bogotá.
- Decreto 1594 de 1984, Colombia, 1984
- Hans, W., (1971). *Hydraulics of sediment transport*. Ed. Mc Graw Hill, United States.
- López, G., (2001). *Investigación de la aplicación del modelo de transporte de solutos de almacenamiento temporal en un río de montaña – Río Guavio*. Tesis de Pregrado, Universidad de los Andes, Bogotá.
- Método de Absorción Atómica Tradicional, Procedimiento No 35, Laboratorio de Ingeniería Ambiental – CIA, Universidad de los Andes.
- Runkel, R. L., (1998). One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): a solute transport model for streams and rivers. *U. S. Geological Survey*, Denver (Colorado).
- Runkel, R. L., and Broshears, R. E., (1991). One dimensional transport with inflow and storage (OTIS): A solute transport model for small streams: Boulder, Colo., University of Colorado, *CADSWES Technical Report*, 91 – 01, 85 pp.
- Runkel, R. L., and Chapra S. C. (1993). An efficient numerical solution of the transient storage equations for solute transport in small streams, *Water Resources Research*, 29, (1), 211 – 215.
- Rutherford, J. C., (1994). *River mixing*, NIWA Ecosystems Natural Institute of Water and Atmosphere Research Hamilton, New Zealand.
- Universidad de los Andes – Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Girardot, Ricaurte y la región “ACUAGYR”, (2005). Modelación de la Calidad del Río Magdalena y Caracterización de las Aguas Residuales de Girardot.
- Universidad de los Andes – DAMA, (2004). Verificación de la hidráulica de la planta de tratamiento de agua residual Salitre.
- Yang, C., (1996). *Sediment transport, theory and practice*. Ed. Mc Graw Hill, United States.