

Calibración del modelo Qual2K V2.07 en la evaluación del impacto de cargas orgánicas en el río Frío, Santander, Colombia

Miguel Antonio Ávila Angulo

Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Cundinamarca, Colombia, maavila@udistrital.edu.co

Jorge Virgilio Rivera

Unidades Tecnológicas de Santander, Bucaramanga, Santander, Colombia, jorgevirgilio@gmail.com

Carlos Alberto Amaya

Unidades Tecnológicas de Santander, Bucaramanga, Santander, Colombia, misgedaco@gmail.com

ABSTRACT

This article illustrates the behavior of organic matter and pollutant load in the lower Frio, located southwest of the Department of Santander, Colombia. The modeling conditions to minimize calibration error parametric variables that support the degradation of the organic load. Hidrogeométrico information system, dissolved oxygen, carbon, nitrogen, pathogens and meteorological variables are needed to perform the modeling of water quality which is affected by the impact of (3) household waste generated by the municipality of Bucaramanga, Floridablanca and Girón. The parametric error is calculated using Monte Carlo algorithm and the likelihood of widespread uncertainty, GLUE, (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation). Rates or kinetic parameters have a coefficient of determination (R^2) of 0.88 and average 0.92 variables. The simulation study shows as 61.9 ton.d⁻¹ 383 000 organic load expressed by residents of Floridablanca and Bucaramanga, accumulate in the river 16.85 ton.d⁻¹ generating changes in the balance of dissolved oxygen as a result of increased organic carbon and nitrogen.

Keywords: Cold River, organic matter, modeling, calibration, Qual2k V2.07

RESUMEN

El presente artículo ilustra el comportamiento de la materia orgánica como carga contaminante en la zona baja del Frío, ubicado al sur occidente del Departamento de Santander, Colombia. El modelamiento condiciona una calibración para minimizar el error paramétrico de las variables que soportan la degradación de la carga orgánica. La información del sistema hidrogeométrico, el oxígeno disuelto, el carbono, el nitrógeno, los patógenos y variables meteorológicas son necesarios para llevar a cabo el modelamiento de la calidad del agua la cual se ve afectada por el impacto de (3) vertidos domésticos generados por los Municipio de Bucaramanga, Floridablanca y Girón. El error paramétrico es calculado aplicando el algoritmo de Monte Carlo y la probabilidad de incertidumbre generalizada, GLUE, sigla inglesa que significa (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation). Los parámetros o tasas cinéticas presentan un coeficiente de determinación (R^2) promedio de 0.88 y las variables 0.92. El estudio de la simulación muestra como 61.9 ton.d⁻¹ de carga orgánica vertidas por 383000 habitantes de Floridablanca y Bucaramanga, acumulan en el río 16.85 ton.d⁻¹ generando cambios en el balance del oxígeno disuelto como resultado del aumento del carbono y nitrógeno orgánico.

Palabras claves: Río Frío, materia orgánica, modelamiento, calibración, Qual2k V2.07.

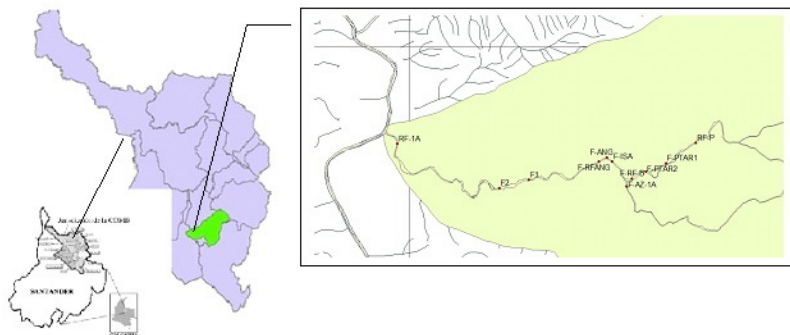
1. INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del agua comprende dos componentes el carbono y nitrógeno, cuya degradación es inminente y considerable para la demanda de oxígeno tanto en la columna de agua, como en el bento. Según Chapra, (Chapra, Steven, 1997), la estequiometría de estos elementos durante el proceso de oxidación, se cumple a

diferentes ratas de velocidad y el resultado de la cuantificación del oxígeno consumido en el agua, se define como “Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO, validada entre 0 y 21 días. Modelar la DBO en el río, exige la determinación del error paramétrico de unas tasas cinéticas, catalogadas como parámetros, evaluados con los criterios estadísticos de: error cuadrático (SSE) y coeficiente de determinación (R^2). El modelo Qual2k utiliza las tasas de oxidación e hidrólisis del carbono y nitrógeno así como el decaimiento de patógenos en el agua durante el recorrido modelado. El estudio de las tasas cinéticas requiere la realización de pruebas in situ y exsitu, para establecer los rangos de dichos parámetros en los cuáles deberá oscilar la cinética de oxidación de la materia orgánica en el río Frío.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El modelo dinámico unidimensional Qual2k versión 2.07, simula la calidad del agua en ríos y arroyos de bajo caudal, asume zonas anóxicas y tramos longitudinalmente heterogéneos, maneja tributarios, fuentes puntuales y difusas. La EPA, (U.S. Environmental Protection Agency), lo aprobó en el 2007, se realizaron una serie de simulaciones en el en el arroyo “Southampton” en el Condado de Montgomery y Bucks, en Pennsylvania, USA en el 2008 (Capacasa, J., 1998). En Colombia, fue validado en el río Bogotá, (IDEAM, 2010). El segmento hidráulico de estudio se encuentra ubicado entre el Municipio de Floridablanca y Girón en los meridianos $73^{\circ} 3'$ y $73^{\circ} 9'$ de longitud y los paralelos $7^{\circ} 3' 40.93''$ y $7^{\circ} 3' 58.78''$ de latitud norte en el Departamento de Santander, Colombia con una longitud de 5.8 km, ubicados en la zona baja de un total de 31.5 km. El segmento presenta una cabecera localizada en la estación limnimétrica “el pórtico” y un downstream en la confluencia con el río de Oro, denominado “Caneyes” en el Municipio de Girón (ver Figura 1).



2.

Figura 1. Ubicación de la zona de Estudio (Zona baja río Frío , Santander).

El perfil longitudinal presenta una pendiente inicial de 7% y otra final de 1%, como se ilustra en la figura 2, esto permite la disminución de la velocidad, generando baja reaeración y alta desoxigenación.

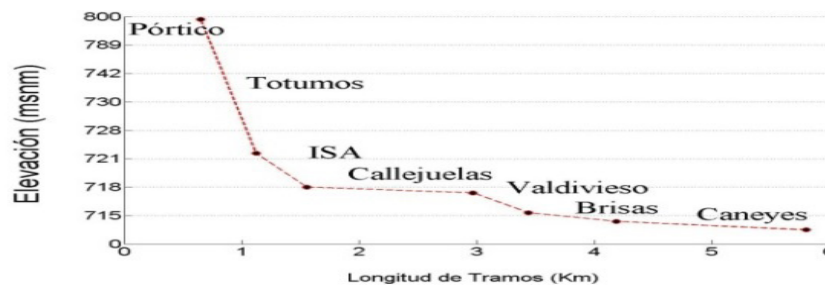


Figura 2. Perfil longitudinal y transversal del segmento del río Frío.

El proceso de investigación dá inicio con la evaluación del modelo, estableciendo cómo maneja las variables de entrada, de que manera logra el proceso matemático y finalmente que logra entregar como resultado gráfico y matemático. Existen una tasas cinéticas bajo las cuales sucede la hidrólisis y oxidación de la materia orgánica, dichas tasas seran las responsables del ajuste paramétrico del modelo. Fueron necesarios 6 monitoreos para captar

la información meteorológica, fisicoquímica, hidrobiológica y microbiológica del segmento hidráulico. La cantidad de materia orgánica se evalúa con la demanda bioquímica de Oxígeno (DBO), es importante determinar la manera como se transporta la carga orgánica, basado en la aplicación de un trazador conservativo de cloruro de sodio NaCl, con el fin de validar el coeficiente de dispersión longitudinal, el tiempo de viaje y la capacidad de dilución del río. Se realizó una discretización de 7 tramos dentro de los cuales existen 5 vertidos, 1 dilución y 1 abstracción clandestina, con la cual se balancea un caudal inicial de $0.43 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ y $2.03 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ al final del segmento, esto conlleva a una ganancia de caudal contaminado de materia orgánica y una pequeña parte de dilución. El abscisado se realiza contrario al recorrido del río, ya que las condiciones de modelación exigen que la ubicación aguas abajo sea inferior a la de la cabecera.

Tabla 1. Tramos en el río Frío.

Nº	Tramos	Abscisado (km)
1	Pórtico	Km 5+800 - Km 5+200
2	Totumos	Km 5+200 – Km 4+700
3	ISA	Km 4+700 – Km 4+300
4	Callejuelas	Km 4+300 – Km 2+800
5	Valdivieso	Km 2+800 – Km 2+400
6	Brisas	Km 2+400 - Km 1+600
7	Caneyes	Km 1+600 - Km 0+000

La toma de muestras se realizó en época de estiaje (mayo 2009) cumpliendo con las normas de la OMM 168, (OMM, 2000), IDEAM e (ICONTEC, 2006). En el monitoreo se tuvo en cuenta el tiempo de viaje del río, la DBO, requiere ser evaluada en sus dos formas: Cf (DBO carbonacea rápida), la cual es preservada de nitrificación y filtrada para separar la materia particulada, la Cs, (DBO carbonacea rápida) se determina por diferencia con la entera. Para determinar las estaciones de monitoreo se desarrollaron campañas de inspección y estudios hidrológicos con el fin de determinar el tiempo de viaje y capacidad de dilución del río y de esta manera disminuir el error paramétrico del modelo en el momento de comparar lo observado de lo simulado. Las muestras se tomaron en el centro de cada tramo, la cabecera y down, se evaluaron 24 horas, con el fin de recoger una muestra representativa del segmento y observar los cambios hidráulicos y de calidad del agua en horas de baja carga doméstica. Con respecto al nitrógeno, se validó la hidrólisis del nitrógeno orgánico a amonio y la oxidación del amonio a nitrato.

Los patógenos se determinaron por el decaimiento y el fósforo establece cual es la carga orgánica que podría impactar en el agua del río Frío. La tasa de desoxigenación se evaluó implementando la incubación a 20°C con muestras de agua del río inhibidas y filtradas encapsuladas en botellas winkler durante 24 días, en las cuales se les examina la cantidad de oxígeno perdía diáricamente. Se aplicó el método de mínimos cuadrados para establecer la tasa decreciente de oxígeno (Metcalf & Eddi, 1991). Se aplicaron fórmulas empíricas como: Owens, O'Connors, resultando ser la de O'connors, la más ajustada a la zona (25 d^{-1}). La decadencia de patógenos se estableció de acuerdo al cambio de concentración con respecto al oxígeno saturado presente en el perfil longitudinal del río. el

ajuste paramétrico se realizó aplicando el algoritmo matemático de Monte Carlo y la matriz de probabilidad GLUE, (Lees and Wagener, 2000), con una banda de confianza entre los percentiles 5 y 95 en 7 estaciones de estudio.

3. . MODELAMIENTO DE LA MATERIA ORGÁNICA

El comportamiento de la concentración contaminante en un río dependerá de la cantidad de contaminante y los mecanismos de transferencia de masas [2]. La materia orgánica presenta una oxidación y una sedimentación que genera diferentes demandas de oxígeno en la columna de agua y el bento a los largo del recorrido del río. La materia orgánica se puede validar determinando el carbono y nitrógeno orgánicos, para ello es importante conocer que la determinación del carbono orgánico que resulta de la validación del carbono orgánico total (COT), es de aclarar que el COT, contempla dos tipos de de carbono orgánico: uno particulado (COP = detritos) y uno disuelto (COD). El carbono inorgánico se valida por medio del bicarbonato (HCO_3^-) y el carbonato (CO_3^{2-}) presente en la columna de agua como consecuencia del arrastre de material calcáreo o asimilación del CO_2 atmosférico. El nitrógeno es obtenido por la presencia de proteínas o nitrógeno orgánico el cual es oxidado a amonio y posteriormente a nitrato de manera secuencial, consumiendo el oxígeno disuelto en la columna de agua. La simulación requiere de tener las concentraciones de cada una de las especies de nitrógeno presente en el segmento longitudinal del río, con el fin de establecer las tasas de amonificación, nitrificación y desnitrificación del río.

Es importante aclarar que la tasa de nitrificación que se toma para la modelación es la de nitrificación es decir la velocidad de reacción en la conversión de nitrógeno Kjeldahl en nitrato. El modelo aplica una solución analítica de diferencias finitas tipo Euler definidas por la hidrogeometría del canal, identificando zonas de impacto en tiempo y espacio, con fuentes puntuales o difusas, con el fin de calcular las concentraciones a lo largo del recorrido partiendo de las concentraciones iniciales en la denominada cabecera del canal (Chapra, S; Pelletier, S.C; Tao, H.; 1997). La base del cálculo del transporte de la masa contaminante, se logra aplicando la integración numérica en tiempo y espacio para cada parámetro de calidad del agua. Esta ecuación incluye los efectos de advección, dispersión, dilución, reacciones de los componentes e interacciones, fuentes y vertimientos presentes en el canal del río Frío. Para todo contaminante C, esta ecuación puede escribirse como:

$$\frac{\delta c}{\delta t} = \frac{\partial(A_c E \frac{\partial c}{\partial x})}{A_c \partial x} - \frac{\partial(A_c U c)}{A_c \partial x} + \frac{dc}{dt} + \frac{s}{V} \quad (1)$$

Donde, A_c es el área de la sección transversal (L^2); E es el coeficiente de dispersión longitudinal (L^2T^{-1}); $\frac{dc}{dt}$ los cambios en componentes como el crecimiento y consumo (LT^{-1}); s son las fuentes externas o vertidos (MT^{-1}) donde, M es la masa (M); L es la distancia (L); T es el tiempo y C es la concentración (ML^{-3}). Como $M = V * C$, se puede decir que $Vx = Ax * dx$, que es el incremento del volumen (L^3). Si consideramos que el flujo en la corriente es estacionario $\frac{\delta Q}{\delta t} = 0$, entonces $\frac{\delta V}{\delta t} = 0$. El término $\frac{\delta c}{\delta t}$ es el gradiente local de concentraciones, que incluye el efecto de los cambios en los componentes, como: dispersión, advección, fuentes/vertidos y diluciones. Bajo condiciones de estado estacionario la derivada local es cero, es decir la $\frac{\delta c}{\delta t} = 0$, los cambios incluyen las reacciones químicas y biológicas y las interacciones que ocurren en la corriente, como por ejemplo; la reaireación, respiración y fotosíntesis de algas y el decaimiento de coliformes. El modelo considera que el régimen hidráulico de la corriente es estado estacionario $\frac{\delta c}{\delta t} = 0$, por lo tanto el balance hidrológico para un elemento computacional puede escribirse como: $(\frac{\partial Q}{\partial x})_i = (Q_x)_i$, Donde $(Q_x)_i$ es la suma de los afluentes externos y aprovechamientos para dicho elemento. Esto indica que el caudal de aprovechamiento en el canal es fundamental para realizar el balance de masa de la carga contaminante del río. Los procesos de dispersión de la materia disuelta, la sedimentación de la fracción particulada representada por detritos y sólidos suspendidos, la volatilización o difusión de la fracción disuelta al sedimento y viceversa generando flujos gaseosos, son los fenómenos que se llevan a cabo durante la degradación de la materia orgánica. La volatilización y los flujos gaseosos no se tienen en cuenta para ésta investigación. El modelo describe la materia orgánica con una estequiometría definida respecto a la relación entre la materia en base seca (D) el carbono (C), el nitrógeno (N), el fósforo (P) y las algas (A) presentes en el agua del río (Ec. 2).

$$100 \text{ gD} : 40 \text{ gC} : 7200 \text{ mgN} : 1000 \text{ mgP} : 1000 \text{ mgA} \quad (2)$$

La C_s , se aumenta por medio de la dilución de la materia orgánica particulada (MOP) y se disminuye por la hidrólisis y oxidación de la C_f , la cual, se gana por la pérdida de la lenta y se merma por la oxidación. La fase particulada (MOP), se compone de: detritos y las algas de la columna de agua (Fitoplancton). La demanda bioquímica de oxígeno total sería la sumatoria de la demanda generada por el carbono particulado y disuelto, más el nitrógeno orgánico, así:

$$DBO_{Total} = DBOCU + DBON \quad (3), \text{ donde } DBOCU = C_s + C_f \quad (4)$$

Luego;

$$C_f = DBO_5 \text{ filtrada, inhibida} \quad (5) \quad C_s = DBOCU - C_f \quad (6)$$

Podemos decir que la carbonacea última se calcula con base a la tasa de desoxigenación en botella.

$$DBOCU = \frac{DBO_5}{1 - e^{K_1 * 5}} \quad (7)$$

Donde, DBO_5 es la demanda bioquímica de oxígeno carbonacea inhibida y filtrada al quinto día en ($\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), y K_1 es la tasa de desoxigenación en la botella Winkler. En el río el comportamiento de la DBO (L), se puede expresar matemáticamente de la siguiente forma:

$$\frac{\delta L}{\delta t} = -U \frac{\partial L}{\partial x} - K_r L \quad (8)$$

Donde, $\frac{\delta L}{\delta t}$, es la variación de la DBO, con respecto al tiempo, U , es la velocidad el río ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); K_r , tasa de remoción de DBO, (d^{-1}). Si

$$K_r = K_d + K_s \quad (9)$$

siendo K_d , la tasa de descomposición de la DBO en el río o tasa de desoxigenación en botella. La tasa de sedimentación

$$K_s = \frac{v_s}{H} \quad (10)$$

se calcula relacionando la velocidad de sedimentación v_s y la profundidad del río H . En condiciones estacionarias, se tiene

$$0 = -U \frac{dL}{dx} - K_r L \quad (11)$$

En el punto de mezcla del río la DBO inicial se calcula relacionando los caudales del río y el vertido Q_r , Q_w y las DBO del río y el vertido L_r, L_w , el balance genera la DBO del punto de mezcla L_0 . La ecuación queda así:

$$L_0 = \frac{Q_w L_w + Q_r L_r}{Q_w + Q_r} \quad (12)$$

Finalmente la DBO a simular (L), se calcula como sigue:

$$L = L_0 e^{-\frac{K_r}{U} x} \quad (13)$$

4. CALIBRACIÓN DEL MODELO

El ajuste paramétrico del modelo se determina conociendo la diferencia entre lo observado y lo simulado en el perfil longitudinal del río. Para ello se utiliza un método probabilísticos de incertidumbre denominado, GLUE. El método aplica 1000 iteraciones, es decir 1000 simulaciones con diferentes tasas cinéticas que reflejan diferentes

tendencias de las variables de calidad a evaluar. El método denominado “*Monte Carlo*” aplica un software conocido como MCAT (Lees and Wagener, 2000), el cual, desarrolla una serie de cálculos estadísticos y gráficas que muestran el ajuste de cada uno de los parámetros de acuerdo a unos criterios de calibración, los cuales son: la sumatoria del cuadrado de los errores (SSE) y el coeficiente de determinación (R^2). Para estimar el error paramétrico se elaboraron 4 matrices denominadas: [pars], [obs], [mct] y [crit]. La matriz [pars]. expresa los parámetros a calibrar, posee un tamaño de [1000x10] y contiene el valor aleatorio de la tasa cinética escogida para simular el proceso oxidativo de la materia orgánica (ver tabla 2). La matriz [obs] establece el vector con los valores de concentraciones de las variables observadas en campo, ubicadas en las 7 estaciones de monitoreo en el río (ver figura 3) de tamaño de [1x67].

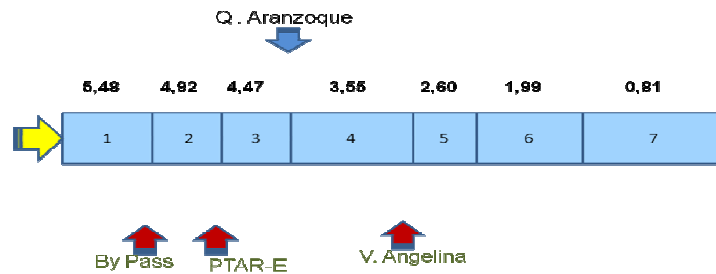


Figura 3. Fuentes Puntuales del Segmento hidráulico.

La matriz [mct] describe los datos simulados para cada una de las 7 variables escogidas, el tamaño es de [1000x67].

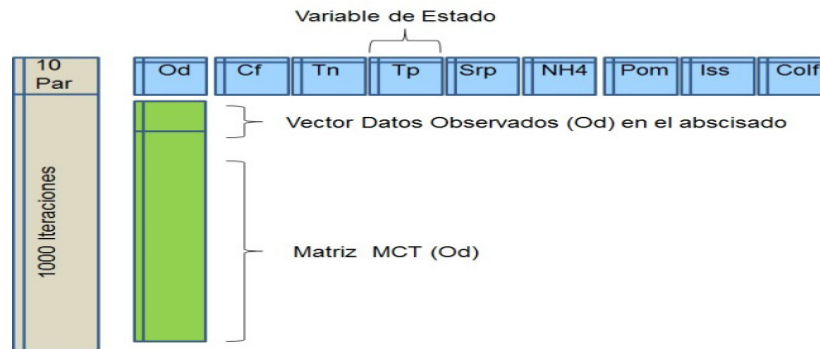


Figura 4. Distribución de la Matriz MCT.

Finalmente la matriz “crit” representa los dos criterios establecidos para definir el ajuste paramétrico del modelo, éstos son sse y R^2 , el tamaño de la matriz es [1000x2]. La matriz “sse”, representa la sumatoria del cuadrado de los errores y es calculado con la siguiente ecuación:

$$sse = \sum (Dato_{obs} - Dato_{mod})^2 \quad (14)$$

El coeficiente de determinación (R^2) es calculado por medio de la relación entre la varianza de los datos aceptados y la varianza total.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum (obs_i - mod_i)^2}{\sum (obs - \overline{obs})^2} \quad (15)$$

Donde, obs_i es la concentración observada en el punto (i); mod_i es la concentración modelada en el punto (i) y $\overline{obs_i}$ es la concentración media observada en el punto del tramo (i). La tendencia de ajuste de cada parámetro se produce cuando el error sse se aproxima a cero y el R^2 a uno.

5. RESULTADOS

El coeficiente de dispersión longitudinal (CDL), determina el poder difusivo y advectivo de la carga orgánica. En el canal se detectó un bajo coeficiente de dispersión que oscila entre 4 y 18 $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$. La dispersión es directamente proporcional a la velocidad media del río, la cual presenta un valor medio de 0.4 $\text{m}.\text{s}^{-1}$. En los tramos 4 y 7, se detectó descensos de la velocidad a 0.2 $\text{m}.\text{s}^{-1}$ y dispersiones hasta de 2 $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$, las cuales son bajas comparadas con otros ríos de montaña que superan los 50 $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$, como el río Bogotá.

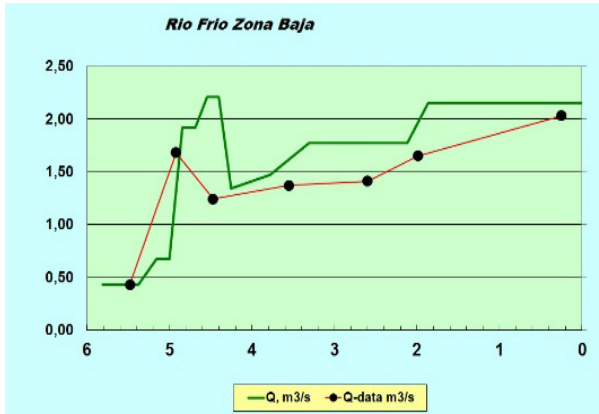


Figura 5. Balance hidráulico del río.

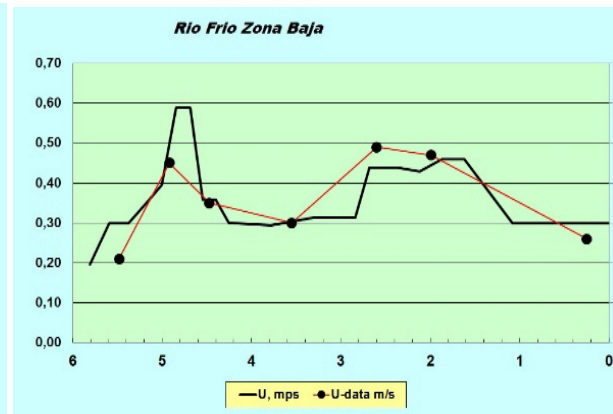


Figura 6. Velocidad del río.

El caudal inicial de $0.43 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ se aumenta a $2.7 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ al final del canal modelado, esto permite un aumento hidráulico de $1.63 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ debido a los (3) afluentes contaminantes domésticos. Las secciones transversales oscilaron entre 1.8 y 6.9 m^2 , permitiendo que el río tenga zonas húmedas amplias donde se expande el flujo, disminuyendo la profundidad y la velocidad, esto debido a efectos erosivos, vientos y altas temperaturas. El caudal perdido es calculado en $0,87 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ como consecuencia de la extracción clandestina y la evaporación, ya que la temperatura oscila entre 28 y 35 °C en la zona. El tiempo de viaje del río es de 0.18 días (4.3 h) y presenta una pendiente <1.2% con pequeñas piscinas con zonas muertas, usadas para la extracción de material de arrastre. Las tasas cinéticas escogidas para la calibración del modelo fueron 10, sin embargo las más relevantes para la investigación se ilustran en la tabla 2. El ajuste paramétrico que presentan las 7 variables se ilustran en la tabla 3 y son validadas con el criterio del coeficiente de determinación R^2 . El comportamiento del oxígeno disuelto presenta una pérdida del 95%, si bien, en la zona de mayor saturación alcanza los $8 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$, aguas abajo de los vertidos domésticos, el oxígeno no supera los $0.5 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$. La tasa de reaeración del río presenta un promedio en 20 d^{-1} , en el primer tramo (portico) se presenta una tasa de 5 d^{-1} , mientras que aguas abajo del vertido se registra un aumento a 25 d^{-1} , se aplica la ecuación estocástica de O'Connors- Dobbins. Se experimentó con la ecuación de Tsvoglou – Neal, pero no se obtuvieron datos acordes con las condiciones reales.

Tabla 2. Tasas ajustadas para modelación.

Parámetro	K (d^{-1})	R^2	sse
Hidrolisis de Cs	0.3	0.89	448
Oxidación de Cs	5.1	0.97	1.09
Oxidación de Cf	1.5	0.97	1.09
Hidrólisis de N orgánico	0.4	0.98	2.23
Nitrificación de NH_4^+	1.3	0.97	1.39

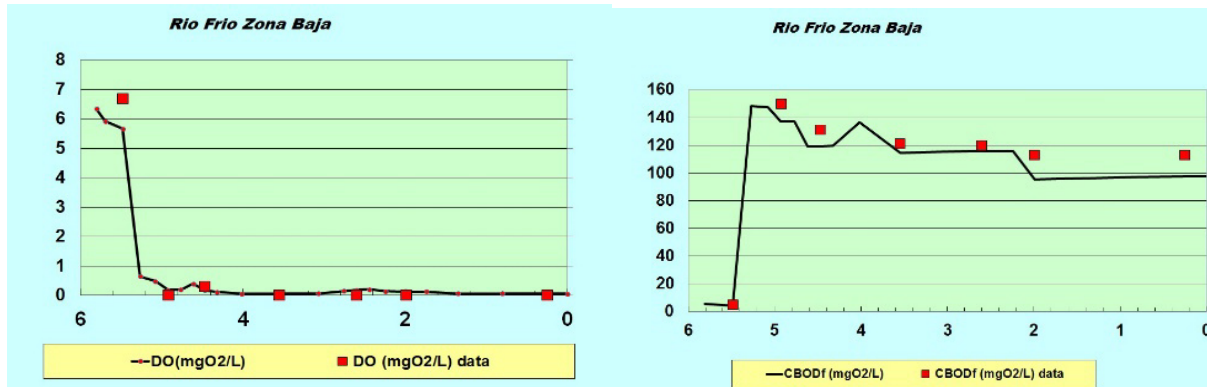


Figura 7. Oxigenación en el río Frío. Figura 8. Comportamiento de la DBOC rápida (Cf).

Los ríos impactados por materia orgánica permiten un máximo de DBO_5 de $6 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ y DQO de $30 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ para uso doméstico o pecuario (IDEAM, 2010). En el río Frío, la DBO_5 , sin inhibir en promedio en el río aguas abajo del primer vertido fue de $130 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ y La DQO se fijó en promedio de $450 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$, en los tramos siguientes (totumos y caneyes), logra reducirse a $90 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$, lo hace que no exista una suficiente dilución de la DBO, debido a una reacción lenta de degradación. La materia orgánica particulada presente en el río, se presenta en promedio de 50 mgL^{-1} siendo un registro elevado ya que representa un 60% de la DBOC rápida. El IDEAM, estima que para los ríos en Colombia con uso doméstico, la concentración de nitrógeno amoniacal, es de 0.04 mgNL^{-1} , 10 mgNL^{-1} como nitritos y 1 mgNL^{-1} como nitratos. El nitrógeno total promedio en los ríos de Colombia es de 65 mgNL^{-1} , del cual, 43.4 mgNL^{-1} como nitrógeno orgánico y 21.6 mgNL^{-1} nitrógeno amoniacal. Comparando con el río Frío es posible establecer una concentración moderada de nitrógeno orgánico en el canal mezclado, ya que la máxima concentración en el río Frío es de 14 mgNL^{-1} (IDEAM, 2010).

Tabla 3. Ajuste de Variables.

Variabes de Estado	R ²	sse
Oxígeno Disuelto	0.972	1.09
DBOC rápida	0.973	1.59E3
Nitrógeno Total	0.988	2.23E7
Fósforo Total	0.813	8.1E6
Fósforo Soluble	0.922	2.82E6
Amonio	0.968	1.39E8
Materia Orgánica Particulada	0.885	448
Sólidos suspendidos Inorgánicos	0.814	350
Coliformes Fecales	0.947	5.91E4

Las simulaciones de MCAT y el GLUE, presentan una incertidumbre menor para las variables (OD , C_f , NH_4), las cuales son fundamentales en el modelamiento del comportamiento de impactos por materia orgánica. El

comportamiento de la materia orgánica observada en los 7 tramos del canal hidráulico se ilustra en la tabla 4, en la cual se evidencian las variables monitoreadas en condiciones de estiaje del río Frío. El comportamiento de las fuentes puntuales (vertidos y dilución) se ilustran en la tabla 5, en donde se detecta 4 veces más de carga orgánica que la presente en el río. La abstracción (A1) es la fuente puntual que desbalancea el caudal del canal hidráulico al igual que los efluentes (E1 y E2).

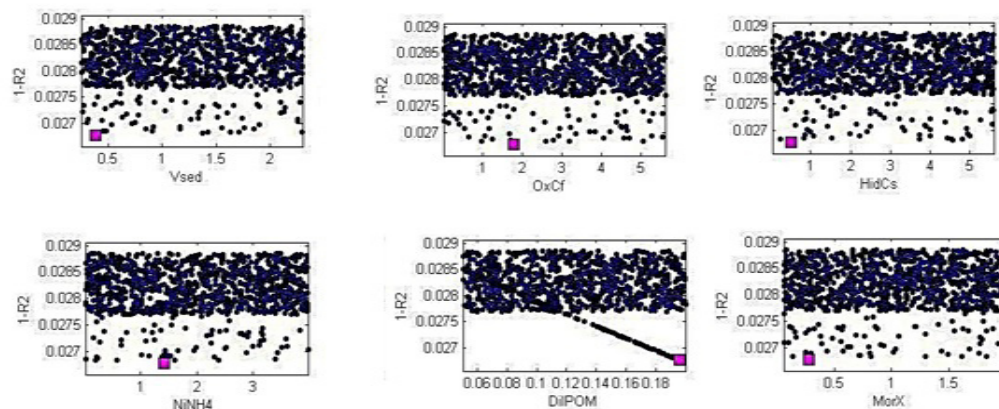


Figura 9. Sensibilidad regional del modelo con el parámetro Oxidación e hidrólisis de la Cs.

Tabla 4. Calidad del agua del Río Frío (Observada).

Tramo	OD (mg/L)	C _s (mg/L)	C _f (mg/L)	No (ug/L)	NH4 (ug/L)	N _n (ug/L)	MOP (mg/L)	NT (ug/L)	SST (mg/L)
Pórtico	6.7	0.2	5	610	1590	1110	17	3310	12
Totumos	0	6.9	150	4100	32400	103	86	56603	152
ISA	0.3	3.1	68	3900	27400	125	88	51421	147
Callejuelas	0	3.8	82	7200	19600	116	52	40916	115
Valdivieso	0	3.7	80	10500	19500	123	53	36123	108
Brisas	0	4.3	93	5300	24100	103	55	33503	98
Caneyes	0	2.3	51	700	26300	103	47	31103	66

Tabla 5. Calidad de las Fuentes puntuales (Observada).

Fuente Puntual	OD mg/L	C _s mgO ₂ /L	C _f mgO ₂ /L	No ugN/L	NH4 ugN/L	Coli Fec ufc/100mL	SST mg/L
Vt0 1. By Pass	0	19.5	424	19400	26100	1720	339
Vto 2. PTAR -E	0	6.0	131	16800	59200	2120	172
Q. Aranzoque	6.7	0.0	1	800	300	1710	8
A-1	0	3.8	82	7200	19600	18700	115
Vto 3. Angelina	0	13.4	292	13400	20800	2020	220

Vertido E-1	0	11.5	334	17400	21100	1121	233
Vertido E-2	0	13.7	124	13400	16100	722	189

6. CONCLUSIONES

Existe una temperatura media en todo el segmento de 32 °C, erosión y baja pendiente <1%, en particular en los tramos 5 y 6, esto permite una mayor evaporación, desoxigenación y menor reaeración (< 5d⁻¹), lo cual es negativo para un río de montaña. El sistema hidrogeométrico del segmento hidráulico modelado, presenta una alta rugosidad con un promedio de 0.13 de coeficiente *manning* y una profundidad media de 0.6 m. La velocidad media registrada es 0.4 ms⁻¹ y el balance hidráulico se evaluó en 2.03 m³s⁻¹ con una ganancia 1.5 m³s⁻¹ generadas por vertidos domésticos clandestinos y difusos. El modelo Qual2k V2.07, logra simular con una parametrización promedio de R² =0.9, esto indica que el modelo se adecua a las condiciones de modelamiento dinámico en estos ríos de montaña de alta rugosidad y baja profundidad. Las variables más ajustadas son el oxígeno disuelto, la DBOC rápida, el nitrógeno total, el amonio y los coliformes fecales con un coeficiente de determinación (R²) promedio de 0.97.

El fósforo no se tiene en cuenta por que la concentración orgánica no es representativa, tan solo la inorgánica por el impacto de detergentes. En el agua el río, ocurre únicamente nitrificación en el primer tramo, debido a la presencia de oxígeno, en los demás tramos ocurre un proceso anaeróbico en donde se generan reacciones de amonificación. La materia orgánica particulada (detritos) oscila entre 17 y 86 mgDL⁻¹, esta carga orgánica es suficiente para establecer un sustrato suficiente para degradar el poco oxígeno que logra adquirirse por reaeración (aproximadamente 10 d⁻¹). Los patógenos decaen de 1600 a 800 ufc 100 ml⁻¹, en los tramos V al VII esto debido a la baja concentración de oxígeno y la alta sedimentación, se logra simular con aceptable tendencia dicho comportamiento. El tramo (1), es el único de los siete existentes en canal, que mantiene una carga orgánica aproximada de 30 veces inferior (Cf = 2 mgO₂L⁻¹, N org = 0.6 mgNL⁻¹).

7. REFERENCIAS

- Beven, J;. (1997). *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) – User manual*. UK.
- Camacho, L A;. (2006). Calibración y análisis de la capacidad predictiva de modelos de transporte de solutos en un río de montaña colombiano. *Revista Avances en recursos hidráulicos*, 14.
- Capacasa, J;. (1998). EPA. Recuperado el 8 de Noviembre de 2011, de www.epa.gov/reg3wapd/tmdl/pa_tmdl/SouthamptonCreekNutrient/SouthamptonModelingReport.pdf
- Chapra, S; Pelletier, S.C; Tao, H;. (1997). *Documentation and User's Manual. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. Versión 2.07*. Obtenido de EPA: www.epa.gov/ATHENS/wwqtsc/html/qual2k.html
- Chapra, Steven. (1997). *Surface Water Quality Modeling*.
- ICONTEC. (2006). *Guía para el Muestreo de Aguas de Ríos y Corrientes NTC-ISO 5667-6*. Bogotá.
- IDEAM. (2010). *Estudio Nacional del Agua*. Bogotá.
- Lees and Wagener. (2000). *Monte-Carlo Analysis Toolbox (MCAT)*. Obtenido de College Ecology London.
- Metcalf & Eddi. (1991). *Tratament Waswate polution*.
- OMM. (2000). *Guía de Prácticas Hidrológicas -168*. Recuperado el 18 de Marzo de 2009, de Organización Meteorológica Mundial: www.inamhi.gov.ec/educativa/WMOSPA.pdf
- OMM. (2000). *Guía de Prácticas Hidrológicas -168*. Recuperado el 18 de Marzo de 2009, de Organización Meteorológica Mundial: www.inamhi.gov.ec/educativa/WMOSPA.pdf

Authorization and Disclaimer

Authors authorize LACCEI to publish the paper in the conference proceedings. Neither LACCEI nor the editors are responsible either for the content or for the implications of what is expressed in the paper.