



Evaluation of the kinetics of oxidation and removal of organic matter in the self-purification of a mountain river

Jorge Virgilio Rivera-Gutiérrez ^a

^a Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería., Unidades Tecnológicas de Santander, Bucaramanga, Colombia. jorgevirgilio@gmail.com

Received: July 23th, 2014. Received in revised form: January 28th, 2015. Accepted: February 23th, 2015.

Abstract

The study is based on the determination of the kinetic rates and assessment of self-purification of the Frio River, due to the uptake of organic load. The kinetic rates were calculated by applying differential and logarithmic methods on concentrations of water quality determinants present in each of the (7) reach of the river. The water system easily recovers the amount of oxygen, $k_d = 0.4$, $k_a = 3.2 d^{-1}$, only receives 27.7 Ton. d^{-1} , the organic load, making high concentrations of carbon, ammonium and remain sediment. The length Influence of discharges, LIV- BOD yielded a mean per tranche of 10 km, compared to 3 km each way, means that the river can't self-purification that need more length of travel. The study illustrates the modeling of the determinants of quality, developed by the QUAL2K, using the calculated rates.

Keywords: Autopurification, Mountain streams. Modeling, Reaeration. Nitrification, Sedimentation, Deoxygenation

Evaluación de la cinética de oxidación y remoción de materia orgánica en la autopurificación de un río de montaña

Resumen

El estudio se basa en la determinación de las tasas cinéticas y la evaluación de la autopurificación del río Frío, debido a la captación de la carga orgánica. Las tasas cinéticas se calcularon aplicando métodos diferenciales y logarítmicos sobre las concentraciones de los determinantes de calidad del agua presente en cada uno de los (7) tramos del río. El sistema hídrico recupera fácilmente la cantidad de oxígeno, $k_d = 0.4$, $k_a = 3.2 d^{-1}$, solo que recibe, 27.7 Ton. d^{-1} , de carga orgánica, haciendo que se mantengan altas concentraciones de carbono, amonio y sedimentos. La Longitud de Influencia de vertidos, LIV- DBO arrojó una media por tramo de 10 Km, comparado con 3 Km por tramo, significa que el río no puede autopurificarse por que necesita más longitud de recorrido. El estudio ilustra la modelación de las determinantes de calidad, desarrolladas por el Qual2K, usando las tasas calculadas.

Palabras clave: Autopurificación. Ríos de montaña. Modelado. Reaireación. Nitrificación. Sedimentación. Desoxigenación

1. Introducción

Los cuerpos hídricos del Área Metropolitana de Bucaramanga: Surata, Tona, Oro, Frío y Lato, ubicados en las cabeceras de los Municipios: Lebrija, Girón, Bucaramanga, Floridablanca, y Piedecuesta, respectivamente, presentan contaminación por materia orgánica y metales pesados, convirtiéndose en una emergencia ambiental. La falta de cultura ambiental, el desarrollo industrial y el aumento poblacional del área metropolitana, (1.089.269 habitantes a 2015) [1]; permiten un aumento progresivo de contaminantes a estos ríos, que

son: fuente de captación y cuerpo receptor. La microcuenca río Frío (fuente de estudio), se ilustra en la, Fig. 1, en la cual se involucran los Municipios de Bucaramanga, Floridablanca y Girón. El río Frío, confluye en la subcuenca río de Oro, en la cual se descargan todos los vertidos tratados y crudos del Área Metropolitana de Bucaramanga, cuya jurisdicción comprende los Municipios de: Bucaramanga, Floridablanca, Girón y Piedecuesta. Dentro de las descargas de agua residual, se encuentran: el vertido tratado de la única planta de aguas residuales del área, denominada "PTAR Río Frío", ubicada en Floridablanca, en zona baja del río Frío, aguas arriba de la estación Pórtico, Fig. 1. Los demás Municipios

del Área Metropolitana, vierten sus aguas al río de Oro. La mitigación de la contaminación orgánica es urgente, se requiere establecer de qué manera logran estos ríos de montaña la autopurificación, manteniendo niveles elevados de materia orgánica.

Evaluar la cinética de la oxidación de dicha carga orgánica, permitirá mejorar las condiciones de vertidos y a generar estrategias para lograr la mitigación de dicha contaminación para el Área Metropolitana de Bucaramanga.

De acuerdo a la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga, (CDMB) [2], la microcuenca del río Frío, se divide en tres zonas en las cuales se realizaron mediciones in situ y ex situ, para el comportamiento de la calidad del agua, Figs. 4-8. En la zona alta, se observa una calidad óptima de agua, apta para consumo humano, con un OD = 8 mg.L⁻¹ y una DBO= 2 mg.L⁻¹, existe una abstracción de 0.5 m³.s⁻¹, para el acueducto de Floridablanca, dejando 1.4 m³.s⁻¹ aguas abajo. En la zona media, se observa un aumento del caudal, aforado en 1.8 m³.s⁻¹, debido a la confluencia de la quebrada Mensuly, ubicada en el asentamiento urbano de Floridablanca, Fig. 1. En la zona baja, se encuentra la mayor carga orgánica del río generada por el efluente tratado de la “PTAR Río Frío” y los vertidos crudos: By-pass del alcantarillado Floridablanca y Angelina, se observa también, una fuente de dilución, denominada “Quebrada Aranzoque”, sumando un caudal de 2.5 m³.s⁻¹, con el que confluye al río de Oro en la zona de Caneyes en el Municipio de Girón.

La zona presenta cargas continuas de vertimientos domésticos, con concentraciones de 80 mg.L⁻¹ y 400 mg.L⁻¹ de DBO, para tratados y crudos respectivamente. La PTAR Río Frío, solo trata el 5% de las aguas residuales de Bucaramanga y el 80% de las de Floridablanca. Un estudio de modelación de calidad del agua en la zona baja del río Frío. [3], demuestra que se presenta una carga orgánica de 61.9 ton.d⁻¹ y tan solo se remueven 16.85 ton.d⁻¹, lo que permite una acumulación de materia orgánica, convirtiéndolo en una cloaca que afecta constantemente el río de Oro, el cual ya presenta contaminación generada por el Municipio de Piedecuesta.

Controlar la capacidad de autopurificación es una de las alternativas más viables para alcanzar la sostenibilidad de dicha fuente hídrica. Esta investigación se enfoca en evaluar cuáles son las tasas de la cinética de oxidación de dicha materia orgánica que presenta un río de montaña como el río Frío, al igual que muchos de los ríos de cabecera en Colombia. Adicionalmente, se pretende determinar la capacidad de asimilación del río Frío, de acuerdo a la evaluación morfométrica, hidrológica, calidad e hidráulica del río y las características de calidad, cantidad y ubicación espacial y temporal de los vertimientos domésticos en la zona baja del río.

La materia orgánica del río está constituida por una parte disuelta y otra particulada, con constituyentes tales como: carbono, nitrógeno, fósforo, patógenos y sólidos suspendidos. Las tasas establecidas para el estudio son: desoxigenación, reaireación, nitrificación, sedimentación, decaimiento de patógenos y remoción de materia particulada.

La zona de estudio se encuentra ubicada entre los Municipios de Floridablanca y Girón en los meridianos 73°

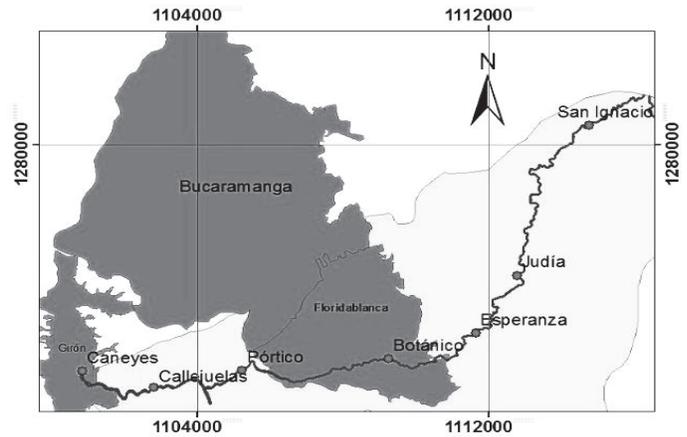


Figura 1. Ubicación del río Frío, Santander. Colombia
Fuente: Autor

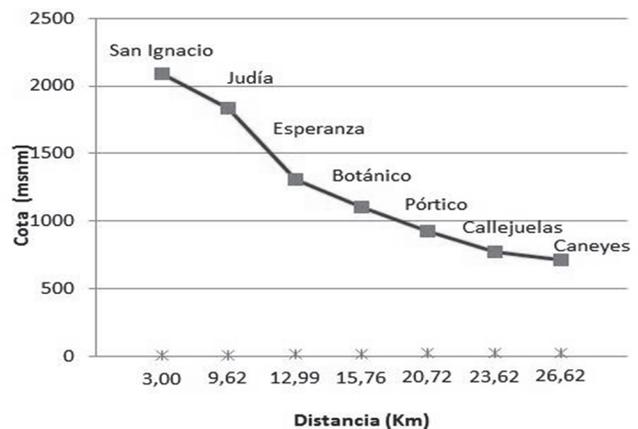


Figura 2. Perfil longitudinal de altura- R Frío
Fuente: Autor

2° y 73° 9' de longitud y los paralelos 7° 7' y 7° 3' de latitud norte en el Departamento de Santander, Colombia, Fig. 1. La morfometría de la zona, presenta una pendiente de 7% en la zona alta y 1% en la zona baja, una caída de altura de 2091 a 750 msnm, permitiendo una disminución de velocidad y un aumento de temperatura de (16 a 31°C), Fig. 2.

El segmento hidráulico se discretiza en (7) tramos denominados: San Ignacio, Judía, Esperanza, Jardín Botánico, Pórtico, Callejuelas y Caneyes, en un trayecto 26.6 Km y un tiempo de viaje de 11.7 horas, Fig. 3.

2. Metodología

La investigación se enfoca en la evaluación de las tasas de desoxigenación, reaireación, sedimentación y decaimiento de patógenos [4], necesarias para la determinación de capacidad de autopurificación del río Frío. Se aplican dos métodos para la determinación de la capacidad: El método LIV [5] (longitud de Influencia de vertidos) y la modelación con el QUAL2K [6]. Se ha tomado el río Frío como zona de estudio ya que recoge todas las características de río de

montaña, con afectación residual doméstica, como la mayoría de los ríos de cabecera en Colombia.

La Investigación se desarrolló teniendo en cuenta estudios preliminares hidrológicos, hidráulicos e hidrográfico y la estimación de las tasas cinéticas de oxidación, sedimentación y decaimiento de patógenos, se evaluaron las concentraciones de parámetros que evidencian la cantidad de materia orgánica disuelta y particulada en cada uno de los (7) tramos escogidos en el río.

Para evaluar la calidad del agua se realizaron una serie de inspecciones y muestreos desde el 2008 al 2012, en época de estiaje y húmedas, cumpliendo con la normas del Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial [7], ICONTEC y la Organización Meteorológica Mundial. OMM. [8, 9]. El monitoreo se realiza teniendo en cuenta el tiempo de viaje del río, para mantener un balance hidráulico y representatividad del mezclado de la carga orgánica. Las muestra fueron filtradas a 0.45 μm, para determinar la materia orgánica disuelta y particulada del río.

2.1. Caracterización hidráulica

Se realiza un estudio morfométrico del río, teniendo en cuenta cada uno de los tramos del canal principal, las fuentes de dilución, abstracción y vertimientos, las zonas muertas, tipo de cause y el coeficiente de dispersión con trazador [10] y caudales. La información meteorológica e hidrológica se obtiene de las estaciones de la CDMB: la Esperanza (RF-03), el Pórtico (RF-P) y Caneyes (RF-1A), y la Estación Climatológica Club Campestre. Se establecieron (4) estaciones más de monitoreo denominadas: San Ignacio, Judía, Botánico y Callejuelas, donde se evaluó la velocidad, el ancho, la profundidad y el coeficiente de dispersión longitudinal, Tabla 1.

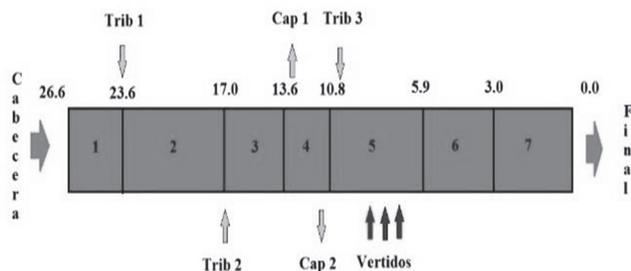


Figura 3. Modelo Conceptual hidráulico del río.
Fuente: Autor

Tabla 1.
Morfometría del Segmento hidráulico río Frío.

id	COORDENADAS		X Km	U m/s	H m	A m ²	Q m ³ .s ⁻¹
	Lat (N)	Lon (E)					
1	1280580	1114780	3.00	0.55	0.24	6.4	0.86
2	1276021	1112782	6.62	0.54	0.48	6.6	0.90
3	1274252	1111654	3.37	0.60	0.32	6.6	1.92
4	1273476	1109245	2.77	0.63	0.20	6.9	1.44
5	1273120	1105215	4.96	0.64	0.25	8.0	1.78
6	1272617	1102788	2.90	0.91	0.30	16.5	2.42
7	1273097	1100822	3.00	0.83	0.30	13.5	2.48

Fuente: Autor

2.2. Estimación de la tasa de desoxigenación

La dinámica del oxígeno en los cuerpos lóticos, se evidencia por la ganancia o pérdida de la concentración del gas diluido en la columna de agua. El río presenta tres fases (aire/agua/fondo), donde existe flujos de oxígeno generadas por el consumo en procesos de oxidación de materia orgánica tanto en la columna, como en el fondo (bento), también es requerido por contaminantes no biodegradables [11]. Oxidables, como metales pesados, tóxicos o microorganismos. El cálculo de la tasa de pérdida de oxígeno por acción de la carga orgánica, se realiza por (4) métodos. Primero se con el método de la botella winkler, se evalúa el consumo de oxígeno determinando el cambio en la concentración de la DBO (y). durante 21 días de una muestra de agua del río en incubación a 20°C. La forma como se comporta la DBO, en un tiempo t. se representa por la siguiente ecuación:

$$\frac{dL_t}{dt} = -K * L_t \quad (1)$$

Donde L_t = DBO remanente en el agua para un tiempo t, expresada en (mgO₂.L⁻¹); K_d = Tasa de desoxigenación o tasa de oxidación de la DBO expresada en (d⁻¹) y t =tiempo de oxidación en (días). Derivando la Ec. (1). se obtiene. $y = L(1 - e^{-kt})$, en forma diferencial sería $\frac{dy}{dt} = K(L - y)$; donde L= es la DBO remanente en el agua para el tiempo t=0, o también llamada demanda bioquímica de oxígeno carbonácea última. DBOCu. y = DBO ejercida. Aplicando mínimos cuadrados se logra obtener una tasa a la cual se pierde el oxígeno en la botella durante la incubación. Las ecuaciones de estado son:

$$N * a + b \sum y - \sum y' = 0 \quad (2)$$

$$a \sum y + b \sum y^2 - \sum yy' = 0 \quad (3)$$

Donde N es el número de pares de valores observados -1. Como el delta de tiempo entre las mediciones no fue constante, se da lugar a la utilización de dos tipos de ecuación para calcular la y' .

Para con Δt constante, se usa:

$$\frac{dy}{dt} = y' = \frac{y_{N+1} - y_{N-1}}{2\Delta t} \quad (4)$$

Para Δt , variable, se usa:

$$y' = \frac{(y_N - y_{N-1}) \left(\frac{t_{N+1} - t_N}{t_N - t_{N-1}} \right) + (y_{N+1} - y_N) \left(\frac{t_N - t_{N-1}}{t_{N+1} - t_N} \right)}{t_{N+1} - t_{N-1}} \quad (5)$$

Donde: y_N y t_N = son la magnitud y tiempo del punto para el cual se calcula y' ; y_{N-1} y t_{N-1} = Valores del punto anterior; y_{N+1} y t_{N+1} = Valores del punto posterior. Finalmente se obtiene la tasa en base neperiana, cuya unidad es (d⁻¹).

$$-b = -K = \frac{n * \sum yy' - \sum y' * \sum y}{(\sum y)^2 - N * \sum y^2} \quad (6)$$

Tabla 2.

Valores de coeficiente de actividad de la fuente receptora.

Pendiente (m/100m)	n
0.05	0.10
0.10	0.15
0.20	0.25
0.50	0.40
1.00	0.60

Fuente: Adaptado de [13]

La segunda forma es aplicando la ecuación de Hydroscience. [12], en la cual, determina que: para profundidades $0 \leq H \leq 8$ pies, la tasa sería:

$$k_d = 0.3 \left[\frac{H}{8} \right]^{-0.434} \quad (7)$$

Mientras que para $H > 8$ pies; la tasa $k_d = 0.3$.

El río Frío, presenta una profundidad máxima de 0.5 m es decir (1.64 pies). La tasa puede ser extrapolada al usar otra temperatura, así: $k = k_{20} \theta^{T-20}$ Donde: k es la Tasa a temperatura (T). k_{20} = Tasa de descomposición a 20 °C; $\theta = 1.047$. La DBO removida, tiende a incrementarse con la temperatura y aguas abajo de fuentes puntuales.

La tercera forma es usando es usando la ecuación de Bosko [13, 14]

$$k_d = k_1 + n \left(\frac{U}{H} \right) \quad (8)$$

Donde; k_1 es la Tasa de desoxigenación obtenida en botella, base e (d^{-1}) y n es el coeficiente de actividad del lecho del río, el término $n \left(\frac{U}{H} \right)$, refleja la importancia de los organismos en el lecho del río y que utilizan la DBO. El coeficiente n, está en función de la pendiente, algunos valores típicos, Tabla 2.

La cuarta técnica, corresponde a la conversión del carbono orgánico total COT en DBOC última, partiendo del factor estequiométrico. $2.67 \text{ gO}_2/1\text{gC}$, establecido para un sustrato de amonio; luego. $\text{DBOC}_t = 2.67 * \text{COT}$ y DBOC_t es la DBO carbonácea en el tiempo \bar{t} , de viaje en el río, como sigue:

$$-k_d = \text{Ln} \left[\frac{\text{DBOC}_t}{\text{DBOC}_t} \right] * \frac{1}{\bar{t}} \quad (9)$$

2.3. Estimación de la tasa de reaireación

Se conoce como reaireación, el proceso por el cual el oxígeno y demás componentes gaseosos del aire son renovados en la columna de agua, debido al movimiento del río. Los patrones que la controlan son diferentes de los que afectan la desoxigenación. Es importante, en consecuencia, estudiar estos patrones, así como los procedimientos para predecir las tasas reales de reaireación. Si por alguna razón el nivel de OD en el agua es menor que el valor de saturación, el agua disuelve más oxígeno de la atmósfera y se acerca nuevamente al nivel de saturación. Según la ley de Henry, a temperatura constante, la solubilidad de un gas en un líquido es proporcional a la presión parcial del gas. La tasa de

solubilización del oxígeno es proporcional al déficit de saturación, como lo indica la ecuación: $\frac{dD}{dt} = -K_a D$, Integrando $D = D_0 * e^{-K_a T}$. Donde D es el déficit de OD para un tiempo t. expresada en (mg/L); D_0 es el déficit inicial de OD. (mg/L); K_a es la constante de reaireación en base natural, expresada en (d^{-1}) si se expresa la ecuación en términos de concentraciones de OD se obtiene:

$$\text{Ln} \left(\frac{C_s - C}{C_s - C_0} \right) = -K_a t \quad (10)$$

Donde: C = concentración de OD para el tiempo t. mg/L; C_0 = concentración inicial OD mg/L; C_s = concentración de saturación de OD mg/L.

La solubilidad del oxígeno puede ocurrir sólo en la interfaz aire-agua, donde una película delgada de agua es rápidamente saturada. La tasa de reaireación depende de la difusión del oxígeno a través del cuerpo de agua, la cual es muy lenta. En ríos turbulentos, la capa superficial saturada se rompe continuamente y el proceso de reaireación se efectúa más rápido [14].

Existen algunas ecuaciones para calcular la tasa de reaireación, validadas en diferentes ríos con características continuación estudios de ríos, con muy diferentes características hidráulicas. Entre las más comunes se citan las siguientes:

$$[15] \quad K_a = 3.93 * \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}} \quad (11)$$

$$[16] \quad K_a = 5.03 * \frac{U^{0.969}}{H^{1.673}} \quad (12)$$

$$[17] \quad K_a = 5.32 * \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}} \quad (13)$$

$$[18] \quad K_a = C * S * U$$

$$S = \frac{(U * n)^2}{H^{4/3}} \quad (14)$$

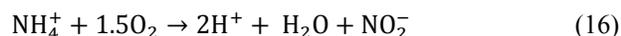
$$[19] \quad K_a = \frac{1.923 * U^{0.273}}{H^{0.894}} \quad (15)$$

Donde: U=velocidad media ($m.s^{-1}$); H=profundidad media (m); S=pendiente de la línea de energía ($m.m^{-1}$); C= coeficiente de transferencia (m^{-1}), $C = 0.177 \text{ m}^{-1}$ a 20°C, para $0.708 < Q < 85 \text{ m}^3.s^{-1}$ o $C = 0.361 \text{ m}^{-1}$ para $0.028 < Q < 0.28 \text{ m}^3.s^{-1}$. [18]. n= coeficiente Manning. ($m^{-1/3}.s$) [20].

2.4. Estimación de la tasa de nitrificación

La demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada. DBON se genera por la oxidación del nitrógeno presente en el agua en forma de amonio, en el proceso denominado “nitrificación”, que inicia cuando las bacterias Nitrosomonas,

convierten el ión amonio a nitrito [21], consumiendo 1.5 moles de oxígeno, como se muestra en la siguiente ecuación.



En una segunda fase, las bacterias Nitrobacter, convierten el nitrito a nitrato, consumiendo 0.5 moles de oxígeno así:



De esta manera el oxígeno requerido por cada una de las formas de nitrógeno sería:

$$r_{oa} = \frac{1.5(32)}{14} = 3.43 \text{ gO gN}^{-1}$$

$$r_{oi} = \frac{0.5(32)}{14} = 1.14 \text{ gO gN}^{-1}$$

Donde: r_{oa} es el oxígeno consumido para la conversión de amonio -nitrógeno a nitrito- nitrógeno; r_{oi} es el oxígeno consumido para la conversión de nitrito-nitrógeno a nitrato-nitrógeno, la cantidad de oxígeno requerido para oxidar el total de nitrógeno existente en el amonio, será igual a: $r_{on} = r_{oa} + r_{oi} = 4.57 \text{ gO gN}^{-1}$

La demanda de nitrogenada se valida monitoreo el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), en cada uno de los tramos, de acuerdo al tiempo de viaje en el río Frío. Se toman concentraciones de NTK, el cual incluye el nitrógeno orgánico y el amonio presente en el agua. Para que se presente la nitrificación, deben existir los siguientes factores: 1) presencia suficiente de bacterias nitrificantes. 2) un pH alcalino, alrededor de 8 y 3) suficiente oxígeno (1 a 2 mg L-1).

La $\text{DBON} = L_N$ se calcula aplicando el factor estequiométrico: $L_N = 4.57 * \text{NTK}$. Para un sistema de flujo inyectado, el balance de masa para la DBON (L_N) y el déficit de oxígeno, D , se puede calcular suponiendo que $L_N = L_{No}$ y $D = D_o$ para un tiempo $t = 0$. así:

$$L_N = L_{No} * e^{-\frac{K_n x}{U}} \quad (18)$$

Despejando K_n de la Ec. (16), se obtiene la tasa de nitrificación, usando las concentraciones de DBON en cada tramo, teniendo en cuenta el tiempo de retención, y tiempo de viaje del río Frío.

$$\text{Ln} \left(\frac{L_N}{L_{No}} \right) \frac{U}{x} = -K_n \quad (19)$$

La L_{No} es la DBON inicial o DBON de la cabecera del modelo de nitrificación. Para efectos del estudio se toma la “Estación Truchera” ubicada, aguas arriba del inicio del primer tramo “San Ignacio”, de esta manera se obtiene una serie de concentraciones de DBON de cada uno de los tramos, monitoreados en la mitad de la longitud de dicho tramo. La Ec. (18). se construye con 6 grados libertad y un nivel de confianza del 95%, arrojando un t crítico de 1.943, la ecuación no tendrá diferencia significativa cuando el valor t crítico se mayor al valor t calculado, de acuerdo a los

resultados arrojados al aplicar dicha ecuación. El valor que se toma como referencia es de 1.2 d^{-1} , de acuerdo a un estudio de validación de varios modelos para Colombia [4]. Ahora, existen otros autores [20], que plantean valores de K_n entre 0.1 y 0.5 d^{-1} , para el caso de ríos poco profundos y más de 1 d^{-1} , para ríos profundos [14].

2.5. Estimación de la tasa de decaimiento de patógenos

Muchos de los microorganismos se encuentran dentro del cuerpo y se accede a otros por la piel o por ingesta de agua sin tratar. Los tipos de bacterias que pueden representar la mayoría de estos microorganismos son: 1) Coliformes Totales. CT. Escherichia coli o E-coli, la Aerobacter aerogenes, entre otros. 2) Coliformes Fecales. CF. pertenece a los CT, se encuentran en los intestinos de los animales de sangre caliente, sin incluir los terrestres; pueden llegar a ser el 20% de los CT. 3) Estreptococo Fecal, están incluidos en los estreptococos presentes en humanos y animales domésticos. Es muy importante determinar la cantidad de CF, para establecer contaminación fecal y no fecal del total. Las aguas naturales pueden contener entre 100.000 y 400.000 número.100 mL-1, de fecales.

El cálculo de la tasa de decaimiento de patógenos se calcula, sumando la tasa de mortalidad K_b ; la tasa de pérdida por radiación solar y la tasa de sedimentación de la fracción de patógenos adherible a las partículas, [20]. La salinidad (sólidos y sales disueltas) y la temperatura son otros factores que afectan la mortalidad de patógenos [14]. La tasa de decaimiento de patógenos se puede de representar como:

$$K'_b = K_{b1} + K_{bi} + K_{bs} \quad (20)$$

Donde: K'_b tasa de decaimiento total, (d-1); K_{b1} tasa de mortalidad base, (d-1); K_{bi} tasa de pérdida por radiación solar, (d-1); K_{bs} tasa de pérdida por sedimentación, (d-1).

La tasa de mortalidad de patógenos se calcula en función de la salinidad y la temperatura [22].

$$K_{b1} = (0.8 + 0.02s)1.07^{T-20} \quad (21)$$

Donde s =salinidad (ppt ó g.L⁻¹); para agua dulce $s = 0$; para aguas de mar. $30 < s < 35$ ppt. Normalmente la tasa de pérdida se encuentra en un rango de 0.8 d^{-1} , para agua dulce y de 1.4 d^{-1} para agua de mar.

La tasa de pérdida de patógenos por efectos de la radiación, representada por:

$$K_{bi} = \alpha * \bar{I} \quad (22)$$

Donde: α = constante de proporcionalidad; \bar{I} energía lumínica (ly.h⁻¹), de acuerdo a Thomann, $\alpha \approx 1$. En cuanto a la extinción de la luz, se puede modelar de acuerdo a la ley de Beer- Lambert:

$$I_{(z)} = I_o * e^{-K_e z} \quad (23)$$

Donde: $I_{(z)}$ es la energía lumínica (ly.h⁻¹); I_o la energía lumínica superficial (ly.h⁻¹); K_e el coeficiente de extinción

(m⁻¹); z la profundidad (m). El coeficiente de extinción, está en función de la materia particulada y el color en el agua. Si se aplica el disco Secchi (DS) y la profundidad, se tiene la siguiente ecuación:

$K_e = \frac{1.8}{DS}$. Ahora, si se relacionan los sólidos suspendidos (mg.L⁻¹), quedaría $K_e = 0.55(SST)$. La luz promedio \bar{I} , se puede calcular integrando con la profundidad del río. [23]:

$$\bar{I} = \frac{\int_0^H I_0 e^{-K_e z} dz}{H} = \frac{I_0}{K_e H} (1 - e^{-K_e H}) \quad (24)$$

Puede sustituirse por

$$K_{bi} = \frac{\alpha I_0}{K_e H} (1 - e^{-K_e H}) \quad (25)$$

La pérdida por sedimentación de los patógenos, depende de qué tanto se adhieren a las partículas o qué tantos quedan libres flotando. De tal manera que el total de bacterias se subdividen en flotantes y adheridas a las partículas sedimentables: $N = N_w + N_p$, donde, N_w bacterias flotantes (número.100mL-1) y N_p bacterias adheridas (número.100mL-1). La cantidad de bacterias adheridas, pueden expresarse como una concentración de masa específica. r (número.100mL-1). Por lo tanto el volumen específico de las partículas $N_p = 10^{-4} r * m$; donde m = sólidos suspendidos (mg.L-1). La tendencia de la adherencia de las bacterias a las partículas, se puede representar por una tendencia lineal así: $K_d = 10^{-4} \frac{r}{N_w}$, donde, K_d es el coeficiente de tendencia (m³.g-1). La tasa con la que se absorben y desorben las bacterias a las partículas, se asume en un equilibrio así: $N = N_w + K_d * m * N_w$; quedando entonces una ecuación final. $N_w = F_w * N$, donde F_w es la fracción de las bacterias libres flotantes. $F_w = \frac{1}{1 + K_d m}$; luego, $N_p = F_p * N$; donde F_p es la fracción de bacterias adheridas. Luego $F_p = \frac{K_d m}{1 + K_d m}$

Ahora, si V_s , es la velocidad de sedimentación de las partículas (m.d-1), la Tasa de pérdida por sedimentación puede ser representada como:

$$K_{bs} = F_p \frac{V_s}{H} \quad (26)$$

Dando como resultado la ecuación para calcular la tasa de decaimiento total:

$$K'_b = (0.8 + 0.02s) 1.07^{T-20} + \frac{\alpha I_0}{K_e H} (1 - e^{-K_e H}) + F_p \frac{V_s}{H} \quad (27)$$

2.6. Estimación de la tasa de sedimentación

La velocidad de sedimentación se calculó a partir de la ecuación de Stokes:

$$V_s = \alpha \frac{g}{18} \left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\mu} \right) d^2 \quad (28)$$

Donde: V_s = velocidad de sedimentación (cm.s⁻¹); α = factor reflectivo, aproximadamente 1.0; ρ_s = densidad de la partícula (g.m⁻³); ρ_w = densidad del agua; μ = viscosidad dinámica del agua (0.014 g.m⁻³); d = diámetro de la partícula (cm) [22].

$$V_s = 0.033634 \alpha (\rho_s - \rho_w) d^2 \quad (29)$$

Donde: V_s (m.d⁻¹); d (μ m); ρ_s , ρ_w (g.m⁻³). La densidad de la materia orgánica en el río, tiene un valor cercano a 1.027 g.m⁻³ y el diámetro de las partículas oscilan entre 40 y 80 μ m, permitiendo calcular la velocidad y la tasa de sedimentación al relacionarla con la profundidad de cada tramo en el río [14].

2.7. Remoción de la Materia Orgánica particulada. MOP

En el río la remoción de la materia orgánica, sucede en dos procesos simultáneamente: oxidación y sedimentación.

La remoción de la DBO (L) en el río definida como: $\frac{\partial L}{\partial t} =$

$$-U \frac{\partial L}{\partial x} - k_r L.$$

$$\text{En estado estable sería: } 0 = -U \frac{dL}{dx} - k_r L.$$

Se asume que en la localización de la descarga ocurre una mezcla puntual, definida como:

$$L_0 = \frac{Q_w L_w + Q_r L_r}{Q_w + Q_r} \quad (30)$$

Donde. $Q_r L_r$; $+Q_w L_w$ es la carga definida por el caudal y la concentración del río y el vertido respectivamente.

Se calcula la DBO en el tiempo t . de acuerdo a la ecuación:

$L = L_0 e^{-\frac{K_r}{U} x}$ luego, la DBO, aguas abajo en cualquier tramo se define como:

$$k_r = \frac{(\ln L_0 - \ln L) * U}{x} \quad (31)$$

Si $K_r = K_d + K_s$; siendo: K_d la tasa de desoxigenación y K_s la tasa de sedimentación de la DBO, se calcula por la relación entre la velocidad de sedimentación de la DBO que oscila entre 0.1 y 1 m.d⁻¹ con promedio de 0.5 m.d⁻¹, V_s la profundidad H en (m) [20, 14].

$$k_s = \frac{V_s}{H} \quad (32)$$

2.8. Capacidad de Autopurificación del río Frío

La autopurificación se relaciona con la capacidad de asimilación de cargas contaminantes en fuentes hídricas de origen lótico como el río Frío. Se modela el déficit de oxígeno disuelto generado en la columna de agua del río, de acuerdo a una cinética definida para la desoxigenación, la nitrificación, la remoción de la DBO por sedimentación y el decaimiento de los patógenos (Coli-Fecales).

La capacidad de asimilación de un río se puede determinar, siguiendo la metodología de la "longitud de influencia", mediante el factor de asimilación, propuesta por

Rojas y Camacho [5], existen modelos predictivos de calidad del agua calibrados y validados [6, 24], con los cuales se puede establecer la capacidad de asimilación de carga orgánica de los ríos.

En esta investigación se predice la capacidad de asimilación de carga orgánica del río Frío, estimando el factor de asimilación por cada determinante (OD, DBOCU, NTK, CF, SST). Se determinan los diferentes factores de asimilación con el fin de establecer el tiempo de viaje del contaminante en cada tramo y de esta manera calcular la LIV (longitud de Influencia de los vertidos) en el río Frío. Por otra parte se realiza la modelación con el QUAL2K, aplicando un promedio de las tasas evaluadas en el estudio con el fin de comprobar la trazabilidad de las concentraciones de los diferentes determinantes. La parametrización del modelo hidráulico se desarrolló por medio del ADZ-Quasar [25]. El modelo considera advección, y dispersión longitudinal y reacción de primer orden. El balance de masa para un determinante de calidad del agua C se puede definir como:

$$\frac{dC_j(t)}{dt} = \frac{1}{Tr} (e^{-k\tau} \cdot C_a(t - \tau) - C_j(t)) - k \cdot C_j(t) \quad (33)$$

Donde, C_j , es la concentración del determinante en la salida del tramo; C_a es la concentración del determinante a la entrada al tramo; k es la tasa de reacción. Tr , es el tiempo de residencia, calculado como: $Tr = \bar{t} - \tau$, donde τ es el tiempo de arribo. \bar{t} , es el tiempo medio de viaje absoluto, relacionados con la dispersión en el río. El factor de asimilación a_j , permite relacionar la carga contaminante a la entrada del tramo W_j , con la concentración que resulta aguas abajo C_j así: $C_j = \frac{W_j}{a_j}$. [20]. Para una condición de estado estable, la concentración aguas abajo y el factor de asimilación en cada tramo en el río, está dada por las ecuaciones:

$$c = \frac{e^{-k\tau} W}{Q \cdot (1 + k \cdot (\bar{t} - \tau))} \quad (34)$$

$$a = \frac{Q \cdot (1 + k \cdot (\bar{t} - \tau))}{e^{-k\tau}} \quad (35)$$

Los factores de asimilación para los diferentes determinantes son:

$$a_c = Q \quad \begin{matrix} S. \\ Cons \end{matrix} \quad (36)$$

$$a_{L} = \frac{Q \cdot (1 + k_r \cdot (\bar{t} - \tau))}{e^{-k_r \cdot \tau}} \quad DBO \quad (37)$$

$$a_{NTK} = \frac{Q \cdot (1 + k_{na} \cdot (\bar{t} - \tau))}{e^{-k_{na} \cdot \tau}} \quad NTK \quad (38)$$

$$a_{CT} = \frac{Q \cdot (1 + k_b \cdot (\bar{t} - \tau))}{e^{-k_b \cdot \tau}} \quad \begin{matrix} Coli. \\ Fecal \end{matrix} \quad (39)$$

$$a_{SST} = \frac{Q \cdot (1 + k_s \cdot (\bar{t} - \tau))}{e^{-k_s \cdot \tau}} \quad SST \quad (40)$$

$$a_{OD} = \frac{Q \cdot (1 + k_a \cdot (\bar{t} - \tau))}{e^{-k_a \cdot \tau} + \zeta \cdot (\bar{t} - \tau)} \quad OD \quad (41)$$

$$\zeta = k_a \cdot \frac{o_s}{OD_U} 4.57 \frac{NTK}{OD_U} - k_a \cdot \frac{DBO}{OD_U}$$

Donde: k_r , k_{na} , k_s , k_a , son las tasas de remoción, nitrificación, sedimentación y reaireación, respectivamente. o_s , es el oxígeno saturado que se calcula por la ecuación (APHA) [26].

Se aplica una modelación de calidad del agua con el QUAL2K versión 2.11 [6], con el fin de observar la tendencia de las concentraciones de cada determinante y determinar la capacidad de impacto que presenta la carga orgánica en el río Frío, tomado como ejemplo de río tipo montaña con una gran afectación de su calidad, en un corto recorrido, como sucede en la mayoría de los asentamientos urbanos en Colombia.

El QUAL2K, simula el comportamiento de una determinante de calidad de concentración c , en un tiempo t para cada tramo en el río. La ecuación general que define el modelo es la siguiente:

$$\partial c / \partial t = \frac{\partial(A_c \cdot E \frac{\partial c}{\partial x})}{A_c \partial x} - \frac{\partial(A_c U c)}{A_c \partial x} + \frac{dc}{dt} + \frac{s}{V} \quad (42)$$

Donde, A_c , es el área de la sección transversal (L^2); E es el coeficiente de dispersión (L^2T^{-1}); $\frac{dc}{dt}$ los cambios en componentes de crecimiento y consumo (LT^{-1}); s son las fuentes externas o vertidos (MT^{-1}), en la cual. M es la masa (M); L 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 $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$ entonces $\frac{\partial V}{\partial t} = 0$.

El término $\frac{\partial c}{\partial t}$ es el gradiente local de concentraciones. Este último incluye el efecto de los cambios en los componentes, así como dispersión, advección, fuentes/vertidos y diluciones. Bajo condiciones de estado estacionario la derivada local es cero, es decir $\frac{\delta c}{\delta t} = 0$, los cambios incluyen las reacciones químicas y biológicas y las interacciones que ocurren en la corriente, por ejemplo la reaireación, respiración y fotosíntesis de algas y 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 hidráulico, 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. La calibración del modelo QUAL2K, versión 2.11 se realizó en una investigación preliminar. [3], aplicando el método GLUE. [24], basada en simulaciones de Monte Carlo. [27], aplicando coeficiente de determinación R² para (10) parámetros (Tasas), con 1000 iteraciones, ajustando el modelo para la morfometría e hidráulica del río Frío.

3. Resultados y Discusión

La tasa de desoxigenación obtenida en botella, muestra en promedio un R² =0.5, mediante el método de incubación en botella winkler, los resultados se ilustran a continuación.

Las tasa de desoxigenación calculada mediante las ecuaciones (Bosko, Experimental por conversión de DBOC, (Ex) e Hydrosience, presentan diferencias en la correlación de tendencia. Se comparan con la experimental obtenida en la botella, con el fin de evaluar la diferencia de la tasa obtenida con datos experimentales de campo como se ilustra en la siguiente tabla.

Tabla 3.
Correlación de Kd (Botella).

TRAMO	Kd (d ⁻¹)	R ²
Ignacio	0.03	0.60
Judía	0.01	0.42
Esperanza	0.04	0.53
Botánico	0.04	0.73
Pórtico	0.01	0.60
Callejuelas	0.03	0.37
Caneyes	0.02	0.43

Fuente: Autor

Tabla 4.
Comparación de la Tasa desoxigenación.

ID	DBO5 mg/L	COT mg/L	DBOCU* mg/L	Kd d ⁻¹
1	1.3	5.9	15	0.50
2	1.4	9.9	26	0.59
3	1.5	7.1	19	0.51
4	1.8	5.9	16	0.43
5	8.4	6.6	18	0.15
6	58.0	54.5	146	0.18
7	49.0	69.9	186	0.27

*DBOCU=COT * 2.67(O/C)

Fuente: Autor

Tabla 5.
Comparación de la Tasa desoxigenación.

TRAMO	Botella Kd d ⁻¹	Bosko Kd d ⁻¹	Ex Kd d ⁻¹	Hydrosience Kd d ⁻¹
Ignacio	0.03	0.36	0.50	2.32
Judía	0.01	0.17	0.59	1.70
Esperanza	0.04	0.32	0.51	2.03
Botánico	0.04	0.36	0.43	2.49
Pórtico	0.01	0.32	0.15	2.26
Callejuelas	0.03	0.45	0.18	2.09
Caneyes	0.02	0.41	0.27	2.09

Fuente: Autor

Tabla 6.
Tasa de remoción de la DBO.

TRAMO	Kd d-1	Ks d-1	Kr d-1
Ignacio	0.36	0.85	1.20
Judía	0.17	0.42	0.58
Esperanza	0.32	0.63	0.95
Botánico	0.36	1.00	1.36
Pórtico	0.32	0.80	1.12
Callejuelas	0.45	0.67	1.12
Caneyes	0.41	0.67	1.07

Fuente: Autor

Tabla 7.
Tasa de reaireación experimental.

TRAMO	Ct mgL ⁻¹	Co mgL ⁻¹	Cs mgL ⁻¹	Ka d ⁻¹
Ignacio	7.80	8.10	8.16	6.4
Judía	7.10	7.20	7.31	1.6
Esperanza	7.00	7.05	7.34	1.0
Botánico	6.90	6.95	7.30	1.1
Pórtico	6.80	6.85	7.02	0.8
Callejuelas	3.16	4.98	6.50	1.7
Caneyes	1.80	2.48	6.55	3.3

Fuente: Autor

La materia remoción de la materia orgánica se determina de acuerdo a la sedimentación y la descomposición en el río, de acuerdo a las características del río.

La tasa de reaireación se calcula por el método logarítmico de la correlación de la concentración del oxígeno disuelto y saturado en cada tramo, de acuerdo a las condiciones climatológicas de presión barométrica y temperatura.

La tasa de reaireación se compara aplicando 4 ecuaciones estocásticas, de acuerdo a las condiciones morfométricas e hidráulicas del río.

La tasa de nitrificación es calculada a partir con el método logarítmico de la DBON, convertida estequimetricamente a partir del nitrógeno total kjeldahl.

Tabla 8.
Comparación de Tasas de reaireación.

TRAMO	Exp d ⁻¹	(1) d ⁻¹	(2) d ⁻¹	(3) d ⁻¹	(4) d ⁻¹	(5)* d ⁻¹
Ignacio	6.4	5.9	0.1	31.6	51.7	2.3
Judía	1.6	3.1	0.0	9.5	13.7	0.2
Esperanza	1.0	4.6	0.1	20.6	31.2	2.0
Botánico	1.1	7.1	0.1	47.5	76.9	4.2
Pórtico	0.8	5.9	0.1	33.2	51.5	0.5
Callejuelas	1.7	5.5	0.1	34.4	46.5	0.8
Caneyes	3.3	5.4	0.1	31.5	43.7	0.3

*(1) Texas [19]; (2) O'Connor [15]; (3) Churchill [16]; (4) Owens [17]; (5) Tsigvoglou [18]. Fuente: Autor

Tabla 9.
Tasa de Nitrificación.

TRAMO	NTK mgN/L	Ln mgO/L	Kn d-1
Ignacio	0.74	3,4	0.22
Judía	0.75	3,4	0.09
Esperanza	0.78	3,6	0.60
Botánico	0.81	3,7	0.74
Pórtico	2.72	12,4	13.5
Callejuelas	28.40	129,8	63.6
Caneyes	30.50	139,4	1.71

Fuente: Autor

Tabla 10.
Tasa de Decaimiento de Patógenos.

TRAMO	K_{b1} d^{-1}	K_{bi} d^{-1}	K_{bs} d^{-1}	K'_b d^{-1}
Ignacio	0.6	29.9	5.3E-05	30.5
Judía	0.8	24.6	8.4E-05	25.4
Esperanza	0.9	27.9	3.4E-05	28.7
Botánico	0.9	30.8	1.4E-05	31.7
Pórtico	1.0	28.0	3.7E-05	29.1
Callejuelas	1.4	22.4	3.1E-04	23.8
Caneyes	1.5	18.2	3.4E-05	19.6

Fuente: Autor

Tabla 11.
Valores de Longitud de Influencia de Vertidos LIV /Determinante.

TRAMO	L Km	DBO Km	LIV		
			NTK Km	CF Km	SST Km
Ignacio	3.0	2.4	3.2	3.0	2.7
Judía	6.6	13.7	18.8	33.6	25.0
Esperanza	3.4	13.2	17.7	204.5	38.8
Botánico	2.8	3.9	5.7	6.2	41.1
Pórtico	5.0	12.2	2.9	493.2	5.0
Callejuelas	2.9	13.1	384.6	73.2	3.0
Caneyes	3.0	14.8	634.2	29.7	94.8

Fuente: Autor

La tasa de decaimiento de patógenos, es calculada a partir de las pérdidas por salinidad, radiación solar y sedimentación.

A continuación se ilustra el comportamiento de los diferentes parámetros que definen la acumulación de la carga orgánica temporal. Los parámetros a evaluar son: el oxígeno disuelto, Fig. 4; la demanda bioquímica de oxígeno carbonacea rápida (CBODf), Fig. 5; el amonio (NH₄⁺), Fig. 6; los patógenos, (Pathogen), tomados como Coliformes fecales, Fig. 7; y los sólidos suspendidos totales (TSS), Fig. 8.

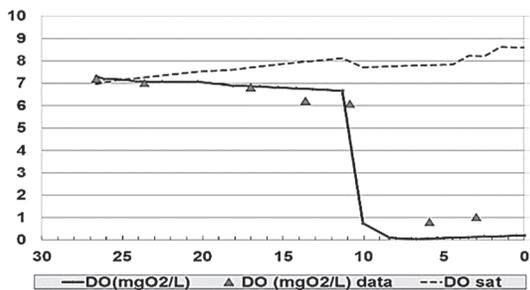


Figura 4. Comportamiento del Oxígeno disuelto.

Fuente: Autor

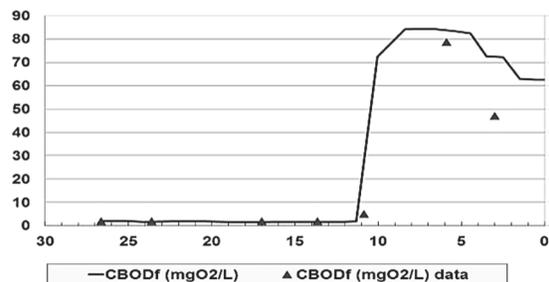


Figura 5. Modelado de la DBOC rápida en el Frío

Fuente: Autor

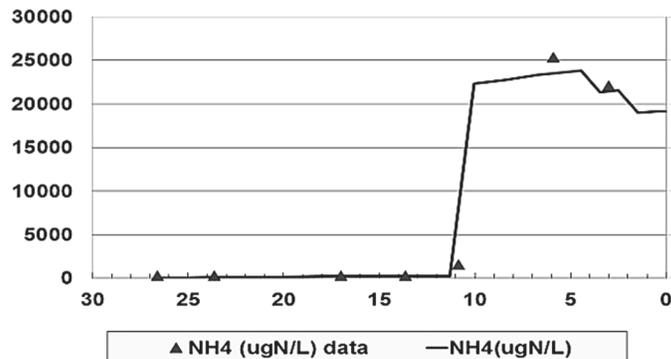


Figura 6. Modelado del amonio en el río Frío.

Fuente: Autor

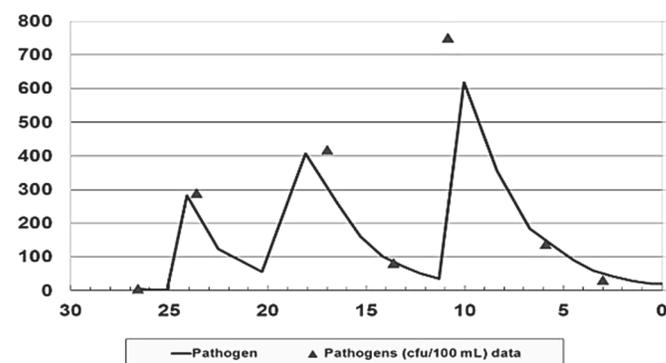


Figura 7. Modelado de los patógenos en el río Frío

Fuente: Autor

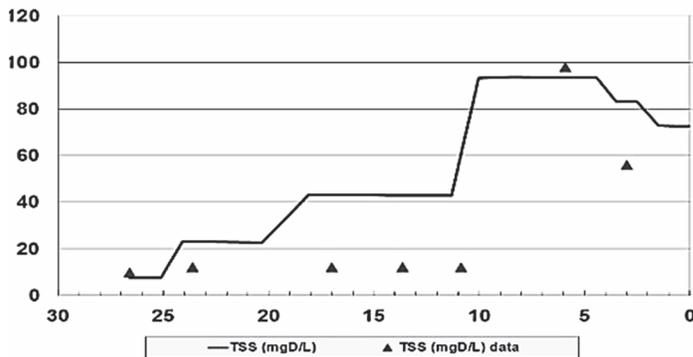


Figura 8. Modelado de los sólidos totales en el río Frío

Fuente: Autor

4. Conclusiones

La tasa de desoxigenación obtenida en la botella winkler, es muy baja $0.03 d^{-1}$, comparada con la obtenidas en campo, $0.4 d^{-1}$, obtenida por el método Bosko, esto indica que es importante evaluar la tasa con experiencias en campo, la botella no representa las condiciones hidroclimáticas de un río.

La tasa de desoxigenación media obtenida por el método experimental ($k_d = 0.38 d^{-1}$) y por el método Bosko ($k_d = 0.34 d^{-1}$), no presentaron diferencias significativas, (T

crítico=1.83, T calculado= 0.32), con una cola y una confianza del 95%. Lo que quiere decir que pueden usarse las dos ecuaciones para dicha medición con (9) grados de libertad. La medición realizada con la ecuación Hydroscience, refleja un tasa media de ($k_d = 2.14 \text{ d}^{-1}$, lo que representa un valor muy elevado con respecto al rango establecido de 0.3 a 0.6 d^{-1}).

La tasa de reaeración evaluada experimentalmente usando las concentraciones de oxígeno disuelto y oxígeno saturado validados en campo, arrojó un tasa media de ($k_a = 3.24 \text{ d}^{-1}$), comparada con la tasa calculada por las ecuaciones estocásticas de Texas (5.37 d^{-1}), O'Connor (0.08 d^{-1}), Churchill (29.74 d^{-1}) y Owens (45.04 d^{-1}), la que más se ajusta a lo experimental es la de Texas, con un (T crítico=1.80) y un (T calculado = 0.002) para un 95% de confianza y 11 grados de libertad.

El cálculo de la tasa de nitrificación desarrollado por el método de conversión de DBON a partir del NTK, presenta una media de ($k_n = 11.52 \text{ d}^{-1}$), (T crítico =1.08, T calculado = 1.94), existiendo una diferencia significativa que logra superar la referencia de 1.2 d^{-1} propuesta para ríos en Colombia.

Si se comparan las tasas de desoxigenación y reaeración, se observa una relación aproximada de 10 veces mayor la reaeración, lo explica cierta capacidad del río para absorber fácilmente el oxígeno, pero la concentración de carga no permite su recuperación.

Con respecto a la tasa de remoción de la DBO carbonacea, se observa una tasa media de ($k_r = 1.06 \text{ d}^{-1}$), con una tasa de sedimentación de la DBO en ($k_s = 0.72 \text{ d}^{-1}$), esto indica que la DBOC se sedimenta en un 70% aproximadamente.

El diámetro medio de la materia orgánica es de 62 micras, la velocidad media de sedimentación es de 4.9 m.d^{-1} y la tasa de sedimentación media es de $k_s = 17.9 \text{ d}^{-1}$, lo que significa que se tiene un río con suficiente cantidad sedimentos en su cauce y esto prolifera la contaminación y la pérdida de profundidad.

Los patógenos mueren por salinidad a una tasa media de $k_{b1} = 1 \text{ d}^{-1}$ (4 patógenos por hora), por radiación solar $k_{b1} = 26 \text{ d}^{-1}$ (108 patógenos por hora) y por sedimentación $k_{bs} = 0.0004 \text{ d}^{-1}$ (nula) y su tasa de decaimiento promedio es de ($K'_b = 27 \text{ d}^{-1}$), es decir 112 patógenos por hora. La presencia de patógenos es muy elevada en fuentes naturales cercanas a asentamientos urbanos es evidente, debido a la alta concentración de heces fecales por presencia de vertidos domésticos.

Si no existieran vertimientos en el río, el oxígeno disuelto que se perdería, sería tan solo de 2 mg.L^{-1} , por efecto de la caída en la vertical (1376 m). Un río de montaña debe mantener como mínimo 6.5 mg.L^{-1} de oxígeno disuelto para mantener una buena actividad biológica.

En ríos de baja profundidad (< 1 m), la reaeración se ve afectada porque no se tiene la suficiente interface de agua para hacer una absorción alta de oxígeno atmosférico y por otra parte, las partículas de arena aceleran la desoxigenación porque arrastran patógenos, pero la alta rugosidad aumenta la reaeración, al generarse turbulencia.

El río Frío, con 26.6 Km de recorrido, y un tiempo de viaje de 11.7 horas, presenta temperaturas que oscilan entre

los 18 a $28 \text{ }^\circ\text{C}$, ocasionado por la caída de altitud, de 2091 a 715 msnm. En la zona baja, transporta una alta carga orgánica, que dispara la conductividad a $650 \mu\text{S.cm}^{-1}$, y la alcalinidad a $170 \text{ mg.CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, debido a la presencia de amonio como resultado de vertidos domésticos. La carga orgánica vertida es de 26.2 ton.d^{-1} y la asimilación es tan solo del 10%, en términos de DBO, lo que corresponde a 12.2 mg.L^{-1} . Esto indica que el río no puede autopurificarse. De acuerdo al análisis LIV, el río solo presenta 26 Km de recorrido y requiere más de 42 Km para autodepurar la cantidad de carga orgánica que presenta

El río tiene algunas características que pueden llegar a mejorar su autopurificación, como la alta rugosidad Manning (0.15) y una velocidad media de $0.6 \text{ m}_3.\text{s}^{-1}$, que le permite una tasa de reaeración de 3.26 d^{-1} , lo que significa que puede absorber $17 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ por hora, aunque la saturación promedio de oxígeno sea de $7 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$. Por otra parte, presenta factores negativos que no le permiten una autopurificación rápida, como la alta carga orgánica, la alta temperatura, la escasa zona riparia y los procesos erosivos, sobre todo en la zona baja.

Agradecimientos

El autor agradece al apoyo generado por el Convenio interinstitucional entre las UTS y la CDMB y al Dr. Luis Alejandro Camacho (Investigador del Universidad de Los Andes – Uniandes)

Referencias

- [1] Roldán, J.J. y Sánchez, C., Estudios Postcensales 7, Proyecciones nacionales y departamentales de población 2005-2020. Colombia, DANE, 2010, 7 P.
- [2] CDMB. Plan de Manejo y Ordenamiento de la Subcuenca río de Oro. Subdirección de Ordenamiento y Planificación Integral del Territorio, CDMB, 2008.
- [3] Rivera, J., Evaluación de la materia orgánica en el río frío soportada en el qual2k versión 2.07, DYNA, 78, (169), pp.131-139, 2011.
- [4] Camacho, L., Rodríguez, E.A., Gélvez, R., González, R., Medina, M. y Torres, J., Metodología para la caracterización de la capacidad de autopurificación de ríos de montaña, DYNA [en línea], 2007. [Fecha de consulta: 17 Agosto 2007]. Disponible en: http://www.docentes.unal.edu.co/ricagonzalezp/docs/VF-Articulo-CongAgAmb_AutopurificacionRM.pdf.
- [5] Rojas, A., Aplicación de factores de asimilación para la priorización de la inversión en sistemas de saneamiento hídrico en Colombia. Bdigital [en línea], 2011. Disponible en: <http://www.bdigital.unal.edu.co/4093/>.
- [6] Chapra, et al., Documentation and User's Manual. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. Versión 2.11 [en línea], Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2007 [consulta 18 agosto de 2012]. Disponible en: <http://www.epa.gov/ATHENS/wwqtsc/html/qual2k.html>.
- [7] ANLA. Metodología para la definición de la longitud de influencia de vertimientos sobre corrientes de agua superficial [en línea], Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, 2013, [consulta 12 junio de 2013]. Disponible: http://www.anla.gov.co/documentos/Consultas_publicas/Metodologia_a_-_Longitud_de_Influencia_de_Vertimientos.pdf.
- [8] ICONTEC, Guía para el muestreo de aguas de ríos y corrientes NTC-ISO 5667-6 [en línea], ICONTEC, Bogotá, 2006, [consulta 12 junio de 2013]. Disponible: <http://tienda.icontec.org/brief/NTC-ISO5667-6.pdf>.

- [9] OMM. Guía de Prácticas Hidrológicas -168 [en línea], Organización Meteorológica Mundial, USA, 1994. Disponible en: <http://www.inamhi.gov.ec/educativa/WMOSPA.pdf>.
- [10] Constain, A., Revalidation of Elder's equation for accurate measurements of dispersion coefficients in natural flows, [En línea]. DYNA, 81 (186), 2014 [Date of reference: June 2014. Available at: <http://dyna.medellin.unal.edu.co/es/ediciones/186/articulos/v81n186a02/v>].
- [11] Posada, E., Mojica, D., Pino, C. Bustamante y A. Monzón. Establecimiento de índices de calidad ambiental de ríos con bases en el comportamiento del oxígeno disuelto y de la temperatura. Aplicación al caso del río Medellín, en el Valle de Aburra en Colombia [En línea] [Fecha de consulta: 20 Agosto 2013]. Disponible: <http://dyna.medellin.unal.edu.co/es/ediciones/181/articulos/v80n181a21/v80n181a21.pdf>.
- [12] Hydrosience, Inc , Simplified Matematical Modeling of Water Quality, Washington D.C: Mitre Corporation and USEPA, Water Programs, 1971.
- [13] Eckenfelder, W. Industrial Water Pollution Control, McGraw Hill, 1966, 1989, 2000.
- [14] Bowie, G.L., Mills, W., Porcella, D. and Campell, C., Rates, constan, and kinetics formulation in surface water quality modeling, EPA 600/3/85/40, Georgia, 1985.orgia, 1985.
- [15] D.J. and O'Connor, D., Mechanism of reaeration in natural streams, Trans. Am. Soc. Civil Engin, 123, pp. 641-666, 1958.
- [16] Churchill, M.A., Elmore, H.L. and Buckingham, R.A., Prediction of streams reaeration rates, J. San. Engr. Div. ASCE SA4:1, pp. 3199. 1962.
- [17] Owens, M., Edwars, R., and Gibbs, J., Some reeration studies in streams, Int. J. Air Water Poll. 8, pp. 469-486, 1964,
- [18] Tsivoglou, E.C. and Wallace, S. R., Characterization of Stream Reaeration Capacity, USEPA, Report No. EPA - R3-72-012, 1972.
- [19] Texas Water Development Board, simulation of water quality in stream and canals, Program Documentation and User's Manual, Austin, TX, 1970.
- [20] Chapra, S., Surface water quality modelling, New York, Mc Graw Hill, 1997. 997 P.
- [21] Gaudy, A.F. and Gaudy, E.T., Microbiology for enviromental scientists and engineers, New York, Mc Graw Hill, 1980.
- [22] Thomann, R. and Mueller, J., Principles of surface water quality modeling and control, Chicago, Haper & Row, 1987.
- [23] Di Toro, D., Fitzpatrick, J. and Thoman, R., Water quality analysis simulation program (WASP) and Model verification program (MVP) - Documentation. Hydrosience, Inc., Nueva Jersey, Westwood, NJ. for USEPA, Duluth, MN, Contract No. 68-01-3872, 1981.
- [24] Beven, J., Generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) – User manual, 1998.
- [25] Lees, M.J., Camacho, L. and Whitehead, P., Extension of the QUASAR river water quality model to incorporate dead-zone mixing. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, Copernicus Publications, 2 (2/3), pp.353-365, 1998.
- [26] APHA (American Public Health Association), Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington. D.C, 1995.
- [27] Lees, and Wagener, Monte-Carlo Analysis Toolbox (MCAT) [Online], Civil and Environmental Engineering Department Imperial College of Science Technology and Medicine London, SW7 2BU, UK, 2000. Available at: <http://www3.imperial.ac.uk/ewre/research/software/toolkit>.
- [28] Camacho, LA., Calibración y análisis de la capacidad predictiva de modelos de transporte de solutos en un río de montaña colombiano. Avances en Recursos Hidráulicos, 14, pp. 39-51, 2006.
- [29] USEPA. The Enhanced stream Water Quality Models, Qual2E and Qual2E Uncas: Documentation and User Manual, EPA, 600 P., 1987.

J.V. Rivera-Gutiérrez, es Tecnólogo Químico en 1992, de la Universidad Francisco de Paula Santander de Cúcuta, Colombia; es Administrador de Empresas en el 2002, de la Universidad Cooperativa de Colombia de Bucaramanga, Colombia. MSc en Gestión y Auditoría Ambiental en el 2011 de la Universidad Politécnica de Catalunya de Barcelona, España y MSc. en Ingeniería y Tecnología Ambiental en el 2012 del Centro Panamericano de Estudios Superiores de México. Trabajó para el acueducto de Cúcuta como analista de laboratorio, en el Instituto Colombiano de Petróleos de Ecopetrol, se desempeñó como analista de laboratorio de agua, suelos, caracterización de crudos y pruebas estandar en derivados del petróleo. Actualmente, es docente investigador ambiental en el área del recurso hídrico en las Unidades Tecnológicas de Santander y consultor Ambiental. Su interes por la investigación del recurso hídrico, incluyen temas como: simulación, modelización de sistemas hídricos abiertos, sistemas de tratamiento en potabilización y saneamiento y estudios hidrológicos, utilizando técnicas computacionales de medición en tiempo real, alarmas tempranas, desoxigenación en ciénagas y transporte de sedimentos en ríos.



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

SEDE MEDELLÍN
FACULTAD DE MINAS

Área Curricular de Medio Ambiente

Oferta de Posgrados

Especialización en Aprovechamiento de
Recursos Hidráulicos
Especialización en Gestión Ambiental
Maestría en Ingeniería Recursos Hidráulicos
Maestría en Medio Ambiente y Desarrollo
Doctorado en Ingeniería - Recursos Hidráulicos
Doctorado Interinstitucional en Ciencias del Mar

Mayor información:

E-mail: acia_med@unal.edu.co
Teléfono: (57-4) 425 5105