

**ANEXO 3**

**METODOLOGÍA PARA LA DEFINICIÓN DE LA LONGITUD DE INFLUENCIA  
DE VERTIMIENTOS SOBRE CORRIENTES DE AGUA SUPERFICIAL**

**AUTORIDAD NACIONAL DE LICENCIAS AMBIENTALES (ANLA)  
SUBDIRECCIÓN DE INSTRUMENTOS, PERMISOS  
Y TRÁMITES AMBIENTALES  
ENERO DE 2013  
BOGOTÁ D.C.**

## Contenido

1	Introducción.....	4
2	Definiciones.....	4
3	Criterios .....	5
3.1	Caracterización hidrológica y climatológica .....	5
3.2	Caracterización hidráulica .....	5
3.3	Caracterización de la calidad del agua y usos del agua.....	6
4	Metodología.....	6
4.1	Esquema general.....	6
4.2	Paso 1. Estimación del caudal ambiental.....	7
4.3	Paso 2. Caracterización hidráulica de la corriente.....	8
4.4	Paso 3. Caracterización de la calidad del agua del cuerpo receptor y del vertimiento	8
4.5	Paso 4. Cálculo de factores de asimilación y de la longitud de influencia directa....	10
4.5.1	Esquema general de cálculo .....	10
4.5.2	Factor de asimilación por determinante.....	11
4.5.2.1	Estimación de tasas de reacción de determinantes convencionales de la calidad del agua .....	11
4.5.2.1.1	Tasa de reaireación $k_a$ .....	13
4.5.2.1.2	Tasa de desoxigenación o descomposición de la DBO $k_d$ .....	13
4.5.2.1.3	Tasa de nitrificación $k_n$ .....	14
4.5.2.1.4	Velocidades de sedimentación $v_s$ y $v_{ss}$ .....	15
4.5.2.1.5	Tasa de decaimiento por muerte de patógenos $k'_b$ .....	17
4.5.2.2	Estimación de tasas de reacción de sustancias tóxicas y metales pesados...17	
4.5.2.2.1	Fracciones y coeficientes de partición .....	18
4.5.2.2.2	Velocidad de volatilización $v_v$ .....	19
4.5.2.2.3	Otras tasas .....	21
4.5.2.3	Resumen de factores de asimilación .....	21
4.6	Paso 5. Cálculo de la carga total y recálculo de la LIV .....	24
5	Referencias bibliográficas .....	24

### **Lista de Figuras**

Figura 1 Esquema general de la metodología en relación a la información requerida.....	7
Figura 2 Velocidad de sedimentación para sedimentos no cohesivos.....	16
Figura 3 Gráfica de fracción disuelta y fracción particulada versus coeficientes de partición (Chapra, 1991).....	19
Figura 4 Gráfica de velocidad de volatilización contra constante de Henry (Chapra, 1991)....	20

### **Lista de Tablas**

Tabla 1 Procesos de degradación y transformación considerados en la metodología.....	12
Tabla 2 Ecuaciones de reaireación para ríos de planicie .....	13
Tabla 3 Tasas de nitrificación reportadas por Pauer y Auer (2009, tomado de Medina, 2009)	14
Tabla 4 Velocidades de sedimentación medidas para diferentes tipos y tamaños de partículas .....	15
Tabla 5 Factores de asimilación para los determinantes de calidad del agua considerados en la metodología .....	21

## 1 Introducción

En este documento se presentan los criterios y lineamientos que se deberán seguir para definir la longitud de influencia (LIV) debida a la realización de vertimientos directos de aguas residuales domésticas y/o industriales sobre cuerpos de agua superficiales en proyectos, obras o actividades sujetos a licenciamiento ambiental por parte de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales – ANLA. Los criterios utilizados para la definición de la LIV se refieren a aspectos hidrológicos, hidráulicos y de la calidad del agua de los cuerpos receptores; estos permitirán definir la longitud sobre la corriente receptora aguas abajo del punto de vertimiento que se considera directamente afectada por la descarga de las aguas residuales del proyecto, obra o actividad. El instrumento que se utilizará para el cálculo de dicha longitud es el factor de asimilación (UN-MAVDT, 2008; Rojas, 2011) de la corriente requerido para que esta recupere sus condiciones de calidad del agua sin vertimiento o para que se alcancen aguas abajo los objetivos y metas de calidad dispuestos por la autoridad ambiental competente. La longitud de influencia directa estimada corresponderá al tramo total sobre la corriente que deberá considerarse para la modelación de su capacidad de asimilación y sobre el cual el usuario deberá hacer seguimiento durante el desarrollo del proyecto en caso de que el permiso correspondiente sea otorgado.

## 2 Definiciones

**Caudal ambiental ( $Q_{amb}$ ):** volumen de agua necesario en términos de calidad, cantidad, duración y estacionalidad para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos y para el desarrollo de las actividades socioeconómicas de los usuarios aguas abajo de una fuente.

**Carga contaminante ( $W$ ):** cantidad de sustancia contaminante por unidad de tiempo. Se calcula como el producto entre el caudal vertido  $Q_v$  y la concentración de la sustancia contaminante vertida  $c_v$ ,

$$W = Q_v \cdot c_v \quad [1]$$

**Factor de asimilación ( $a$ ):** razón entre la carga del contaminante  $W$  a la entrada del tramo y la concentración resultante aguas abajo  $c$  sobre el cuerpo receptor (Chapra, 1997),

$$a = \frac{W}{c} \quad [2]$$

**Tiempo de arribo ( $\tau$ ):** tiempo que tarda una sustancia disuelta en ser conducida exclusivamente por el movimiento del medio solvente (advección). Se puede estimar a partir de ensayos con trazadores o aproximadamente como la razón entre la longitud del tramo  $L$  y la velocidad máxima del agua  $v_{max}$  en la sección transversal de la corriente.

$$\tau = \frac{L}{v_{max}} \quad [3]$$

**Tiempo medio de viaje ( $\bar{t}$ ):** tiempo que tarda una sustancia disuelta en ser conducida por el movimiento del medio y ser dispersada. Se puede estimar a partir de ensayos con trazadores o aproximadamente como la razón entre la longitud del tramo  $L$  y la velocidad media del agua  $\bar{v}$ ,

$$\bar{t} = \frac{L}{\bar{v}} \quad [4]$$

**Tiempo de residencia ( $T_r$ ):** tiempo que tarda una sustancia disuelta en ser dispersada por efecto de las zonas muertas o almacenamiento temporal y la dispersión longitudinal de la corriente principal. Se calcula como la diferencia entre el tiempo medio de viaje y el tiempo de arribo.

$$T_r = \bar{t} - \tau \quad [5]$$

**Fracción dispersiva ( $DF$ ):** representa la fracción del volumen total del tramo que participa en el flujo que se considera completamente mezclada, o la fracción del tiempo de retención en el cual la sustancia disuelta es dispersada. Un valor de  $DF$  de 0 representa advección pura y de 1, dispersión pura. Se puede estimar a partir de ensayos con trazadores de la siguiente forma (Camacho y Lees, 2000):

$$DF = 1 - \frac{\tau}{\bar{t}} \quad [6]$$

También se puede estimar, de manera aproximada, utilizando las velocidades medias  $\bar{v}$  y máximas  $v_{max}$  del agua medidas en la sección transversal en el tramo de la corriente:

$$DF = 1 - \frac{\bar{v}}{v_{max}} \quad [7]$$

### 3 Criterios

#### 3.1 Caracterización hidrológica y climatológica

El análisis de factores de asimilación se debe hacer considerando el escenario más crítico sobre el cuerpo de agua receptor. Generalmente, este corresponde a condiciones de caudal mínimo sobre la corriente y carga máxima en el vertimiento. Para esta metodología, se define el caudal ambiental como el indicador que representa las condiciones de caudal mínimo sobre el cuerpo de agua.

También es necesaria información meteorológica como velocidad del viento, radiación solar y altitud en la zona del punto proyectado de vertimiento para la estimación de algunos parámetros en la metodología.

#### 3.2 Caracterización hidráulica

Para la estimación de los tiempos de viaje, es necesario conocer las características hidrodinámicas de la corriente bajo condiciones de caudal mínimo o ambiental. Para este

propósito se deben determinar curvas de calibración que relacionen estas propiedades con el caudal para secciones transversales representativas sobre la corriente.

### **3.3 Caracterización de la calidad del agua y usos del agua**

Se deben determinar las condiciones representativas de la calidad del agua de la corriente sin intervención, sobre el sitio de vertimiento propuesto. Igualmente se deben indicar las condiciones de caudal y concentración más críticas (valores máximos) del vertimiento sin tratamiento, teniendo en cuenta que para la determinación de la LIV se consideran las condiciones más desfavorables para el cuerpo receptor. También se deben conocer las metas y objetivos de calidad establecidos por la autoridad ambiental para la corriente o cuenca (si están disponibles), de acuerdo con los usos actuales y prospectivos del recurso hídrico. En caso de no contar con algunos o con la totalidad de estos estándares de calidad ambiental, se podrán utilizar los establecidos a nivel nacional o por otras organizaciones o entidades a nivel internacional.

También es necesaria una caracterización básica de los sedimentos suspendidos en la corriente receptora que consiste en su densidad y granulometría (o hidrometría).

## **4 Metodología**

En esta sección se presenta el procedimiento que se debe seguir para estimar la distancia aguas abajo del punto de vertimiento sobre la corriente receptora que se considera directamente afectada por la descarga de aguas residuales del proyecto sujeto a licenciamiento.

### **4.1 Esquema general**

En la Figura 1 se presenta el esquema general para implementar la metodología en relación a la información requerida para completar cada paso. Es importante señalar que toda la información necesaria para estimar la longitud de influencia directa sobre corrientes superficiales debido a vertimientos de aguas residuales se solicita en los términos de referencia para el levantamiento de la línea base y para la modelación de la capacidad de asimilación de los cuerpos receptores.

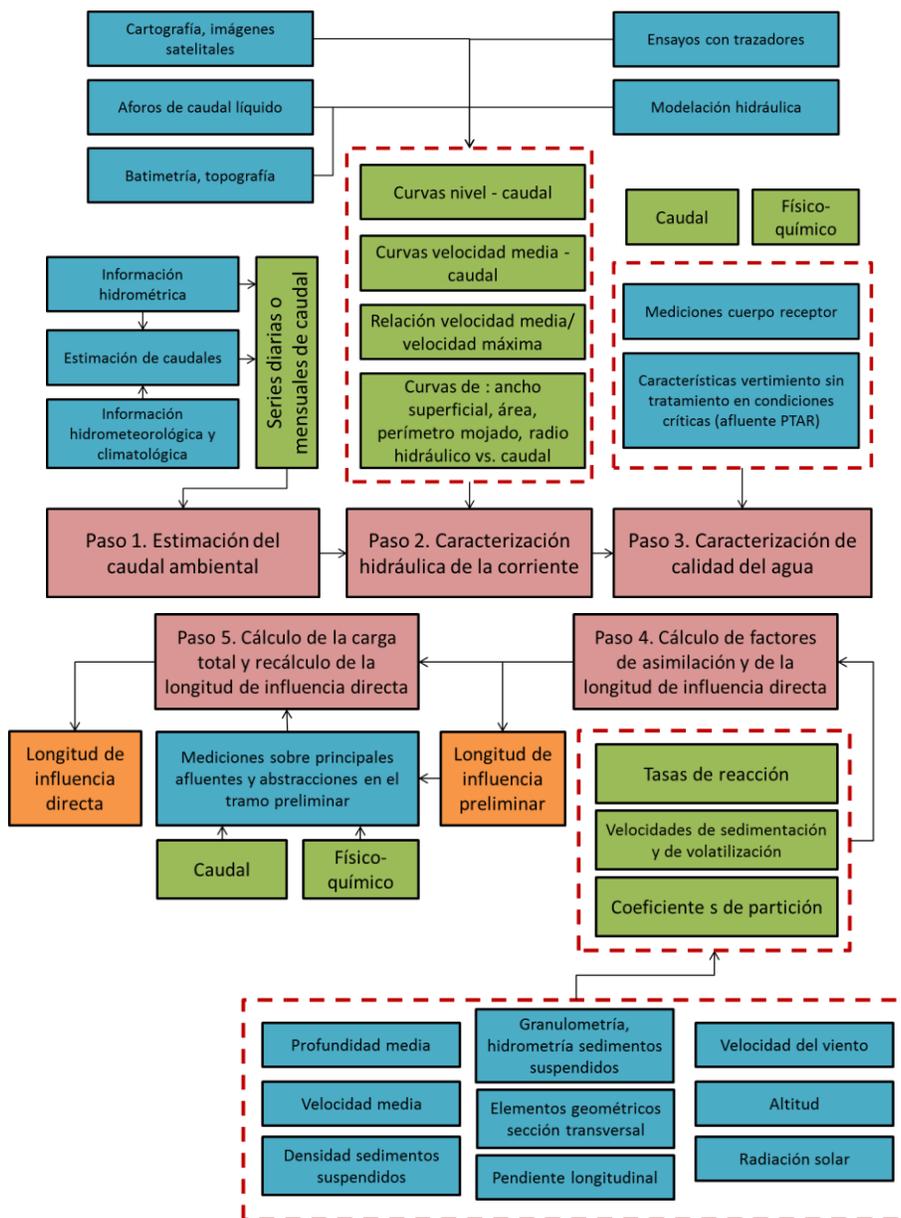


Figura 1 Esquema general de la metodología en relación a la información requerida

#### 4.2 Paso 1. Estimación del caudal ambiental

Se deberá estimar el caudal ambiental de la corriente en el punto de vertimiento. Para la aplicación de la presente metodología, el caudal ambiental se podrá calcular de manera aproximada como el valor máximo entre el índice 7Q10 utilizando caudales medios diarios, el Q95% de la curva de duración de caudales (CDC) medios diarios y 0.25 veces el caudal medio mensual (QMM) del mes más seco. Las series de tiempo utilizadas deberán tener un período

mínimo de 10 años de información y deberán someterse previamente a análisis de homogeneidad, consistencia y llenado. En el caso que no se disponga de información a nivel diario, el caudal ambiental será el valor máximo entre el Q95% de la CDC medios mensuales y 0.25 veces el QMM del mes más seco. Si no está disponible información oficial de series de caudales, se podrán implementar métodos indirectos de estimación de caudales (técnicas de regionalización, correlaciones hidrológicas, relaciones área-precipitación-caudal, modelos de simulación hidrológica, entre otros) debidamente sustentados.

#### **4.3 Paso 2. Caracterización hidráulica de la corriente**

El cálculo de los factores de asimilación requiere la estimación del tiempo medio de viaje y del tiempo de primer arribo. Esto se puede hacer, para un rango amplio de caudales, mediante la realización de ensayos con trazadores, información de campo (aforos y levantamiento de secciones transversales representativas) o modelación hidráulica. De cualquier forma, se deben obtener las características hidrodinámicas de la corriente como la profundidad del agua, la velocidad media y la velocidad máxima. Se debe tener en cuenta que estas características varían con el caudal y dependen de la geometría de la corriente (ancho superficial, área, perímetro mojado, radio hidráulico). Por tal motivo, se debe obtener la curva de calibración en función del caudal que describa la variación del nivel del agua (medido desde el punto más bajo de la sección transversal) y la velocidad media bajo diferentes condiciones de flujo y establecer la relación entre la velocidad media y la velocidad máxima. También se deberán obtener las curvas que describan la variación de los principales elementos geométricos (ancho superficial, área, perímetro mojado, radio hidráulico) con el caudal.

Utilizando el caudal ambiental calculado en el paso 1, la curva de calibración velocidad media - caudal y la relación  $v_{max}/\bar{v}$ , se obtiene la velocidad media y máxima correspondiente para las condiciones de caudal mínimo o ambiental sobre la corriente. La fracción dispersiva DF se puede estimar directamente a partir de ensayos con trazadores o calcular aplicando la ecuación [7].

#### **4.4 Paso 3. Caracterización de la calidad del agua del cuerpo receptor y del vertimiento**

Para el cálculo de los factores de asimilación *requeridos* para que el cuerpo de agua receptor recupere sus condiciones de calidad de agua sin vertimiento, se debe conocer la carga contaminante a la entrada del tramo (directamente aguas abajo de la descarga) y la concentración esperada aguas abajo al final del tramo cuya longitud es el propósito de esta metodología.

Para el cálculo de la carga contaminante a la entrada del tramo se deben conocer las características promedio de calidad del agua de la corriente en el sitio de vertimiento antes de la intervención propuesta y las características de concentración y caudal máximas en el vertimiento. Las muestras de calidad del agua recogidas durante el monitoreo deben ser integradas en la sección transversal siguiendo los lineamientos establecidos por el IDEAM. Para todos los sectores, se deberán monitorear como mínimo los siguientes determinantes de la calidad del agua sobre el cuerpo receptor para propósitos de implementar esta metodología:

### Grupo 1

- Temperatura del agua (°C)
- Oxígeno disuelto (mg/L O)
- DBO (mg/L O)
- NTK (mg/L N)
- Fósforo Total (mg/L P)
- Coliformes Fecales (NMP/100 mL)
- SST (mg/L)

Para el sector de hidrocarburos, se deberán medir adicionalmente los siguientes determinantes:

### Grupo 2

- Fenoles totales (mg/L)
- BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno) (mg/L)
- Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) (mg/L)
- Metales pesados (Arsénico, Bario, Cadmio, Plomo, Mercurio, Selenio, Cromo, Vanadio) (mg/L)

Para el sector de minería, se deberán medir, adicional a los del grupo 1, los siguientes determinantes:

### Grupo 3

- Fenoles totales (mg/L)
- Metales pesados (Arsénico, Bario, Cadmio, Plomo, Mercurio, Selenio, Cromo, Cobre, Cinc) (mg/L)
- Cianuros (mg/L)

Se deberán incluir otras sustancias de interés dependiendo del tipo de proyecto. Es posible descartar algunas sustancias específicas en los sectores mencionados si se demuestra que no son relevantes según las actividades desarrolladas en el proyecto.

Adicionalmente, se deberán definir las concentraciones para los anteriores determinantes de la calidad del agua (según el sector) sobre el vertimiento sin tratamiento.

La carga a la entrada del tramo  $W$  se calculará haciendo el balance de masa entre la carga que tiene la corriente originalmente  $W_o$  antes de la descarga de las aguas residuales y la carga vertida  $W_v$ :

$$W = W_o + W_v = Q_{amb}c_o + Q_v c_v \quad [8]$$

Siendo  $Q_{amb}$  el caudal ambiental calculado en el paso 1,  $c_o$  la concentración del determinante específico medido sobre la corriente sin intervención,  $Q_v$  el caudal máximo de vertimiento y  $c_v$  la concentración máxima esperada sin tratamiento del determinante específico en las aguas

residuales. El cálculo de la carga contaminante a la entrada del tramo se deberá hacer para todos los determinantes de calidad del agua definidos anteriormente.

La concentración esperada aguas abajo  $c_{est}$  será el valor máximo entre la condición medida sobre la corriente a la entrada del tramo y el estándar de calidad ambiental dado por la autoridad ambiental competente o según las metas y objetivos de calidad correspondientes de acuerdo con los usos actuales y prospectivos del agua en la cuenca hidrográfica (la prelación la tiene la autoridad ambiental local). Este análisis se deberá hacer para cada sustancia contaminante considerada. En caso de no contar definitivamente con un estándar de calidad ambiental (objetivo, meta de calidad) sobre el recurso hídrico para una sustancia en particular,  $c_{est}$  se tomará como la condición medida sobre la corriente a la entrada del tramo (sin contemplar el vertimiento).

#### **4.5 Paso 4. Cálculo de factores de asimilación y de la longitud de influencia directa**

##### **4.5.1 Esquema general de cálculo**

El valor del factor de asimilación correspondiente a cada determinante de calidad del agua se calcula como el cociente entre la carga contaminante a la entrada del tramo  $W$  y el valor de concentración esperada aguas abajo  $c_{est}$ ,

$$a_i = \frac{W_i}{c_{esti}} \quad [9]$$

Donde el subíndice  $i$  corresponde a cada determinante de calidad del agua considerado de acuerdo con el paso 3.

Contemplando dispersión longitudinal, reacción de primer orden y estado estable, utilizando como marco el modelo ADZ-QUASAR (Lees et al., 1998), se tiene la siguiente ecuación general de balance de masa para un determinante de calidad del agua:

$$0 = \frac{1}{T_r} \left( \frac{W}{Q} e^{-k\tau} - c \right) - kc \quad [10]$$

La concentración aguas abajo sobre el cuerpo receptor (a la salida del tramo), en función de la carga a la entrada del tramo  $W$ , se puede despejar y calcular como:

$$c = \frac{e^{-k\tau}}{(1 + kT_r)Q} W \quad [11]$$

$Q$  es el caudal a la entrada del tramo, es decir:

$$Q = Q_{amb} + Q_v \quad [12]$$

De las expresiones [9] y [11], y teniendo en cuenta la relación entre el tiempo de residencia  $T_r$ , el tiempo medio de viaje  $\bar{t}$ , el tiempo de primer arribo  $\tau$  y la fracción dispersiva  $DF$ , se puede deducir que el factor de asimilación  $a$  es:

$$a = \left[ (1 + DF \cdot k\bar{t}) e^{(1-DF)k\bar{t}} \right] Q \quad [13]$$

Si en la expresión [13] el valor de  $a$  es conocido (igual al factor de asimilación calculado con la información de calidad del agua), se tiene una ecuación con una incógnita, la cual es el tiempo medio de viaje  $\bar{t}$ . Esta ecuación no lineal se puede resolver iterativamente con el método de Newton – Raphson, así:

$$\bar{t}_{i+1} = \bar{t}_i - \frac{(1 + DF \cdot k\bar{t}_i) Q e^{(1-DF)k\bar{t}_i} - a}{k \left[ 1 + DF (1 - DF) k\bar{t}_i \right] Q e^{(1-DF)k\bar{t}_i}} \quad [14]$$

El método se detiene cuando  $\bar{t}_{i+1} \approx \bar{t}_i$ . Conocido el tiempo medio de viaje, la longitud aguas abajo para la cual se alcanza el factor de asimilación definido, es decir, la longitud de influencia directa del vertimiento, se calcula utilizando la velocidad media  $\bar{v}$  correspondiente a  $Q_{amb}$  como:

$$L_{IV} = \bar{t} \cdot \bar{v} \quad [15]$$

Esta longitud se deberá calcular para cada uno de los determinantes de calidad del agua contemplados según el sector. La longitud definitiva, entendida como aquella sobre la cual existe influencia directa por parte del vertimiento, será la máxima entre todas las calculadas.

#### **4.5.2 Factor de asimilación por determinante**

El factor de asimilación en función del caudal, los parámetros de transporte y de calidad del agua, se calcula de diferente manera para cada determinante y depende de los procesos físicos, químicos y biológicos a los que está sometida cada sustancia en particular. Para el caso de las sustancias tóxicas se deben tener en cuenta sus fracciones disueltas y particuladas, las cuales están sujetas a procesos de degradación y transformación específicos. En esta sección se explicará sucintamente cómo se pueden estimar cada una de las tasas más representativas de cada determinante, así como las simplificaciones introducidas para la implementación de la presente metodología y la forma definitiva de la expresión del factor de asimilación para ser resuelta numéricamente.

##### **4.5.2.1 Estimación de tasas de reacción de determinantes convencionales de la calidad del agua**

La Tabla 1 indica los procesos de degradación y transformación considerados en la presente metodología, y las tasas de reacción que se tienen en cuenta para modelar los determinantes básicos de calidad del agua. Por simplificación, no se consideran explícitamente los procesos involucrados en la interface sedimento–agua (resuspensión, demanda béntica de oxígeno, fuentes bénticas y sedimentación de fracciones particuladas de nitrógeno y fósforo) a

excepción de la sedimentación de material particulado carbonáceo y de los SST, ni el efecto ejercido por las algas (medidas regularmente como Clorofila-a) como crecimiento y respiración.

**Tabla 1** Procesos de degradación y transformación considerados en la metodología

Determinantes	Procesos	Tasas de Reacción (d <sup>-1</sup> )
Materia orgánica carbonácea (DBO)	Dispersión – advección, descomposición de la DBO $k_d$ , sedimentación de la materia orgánica particulada $v_s$	$k_r = k_d + \frac{v_s}{H}$ (*)
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	Dispersión – advección, nitrificación $k_n$	$k_n$
Fósforo total	Dispersión – advección, hidrólisis $k_p$	$k_p$
Coliformes Fecales	Dispersión – advección, decaimiento por muerte $k_b$	$k_b'$
SST	Dispersión – advección, velocidad de sedimentación $v_{ss}$	$k_s = \frac{v_{ss}}{H}$ (*)
Oxígeno disuelto	Dispersión – advección, reaeración $k_a$ , descomposición DBO $k_d$ , nitrificación $k_n$	$k_a, k_d, k_n$

\*  $H$  es la profundidad media del agua en el tramo

Para la estimación de las tasas de reacción, se puede acudir a valores reportados por la literatura, estudios de campo y laboratorio o a modelación matemática (calibración utilizando datos medidos en campo). Un documento base y útil para la definición inicial de las tasas de reacción mencionadas es *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling, Second Edition* (Bowie et al., 1985) de la Agencia de Protección Ambiental de E.E.U.U. (USEPA). Para propósitos de implementar esta metodología, se recomienda el uso de valores medios o típicos encontrados en ríos con características morfológicas, hidrológicas y de calidad del agua similares a los de la corriente bajo estudio.

Existen expresiones matemáticas obtenidas empíricamente que permiten calcular algunas de las tasas mencionadas. Generalmente, la información requerida para el uso de estas ecuaciones consiste en caudales, niveles y velocidades medias, algunas otras utilizan características geométricas como área, perímetro mojado o radio hidráulico. En caso que se utilicen estas expresiones, se deben considerar las condiciones de caudal mínimo o ambiental sobre la corriente, así como tener en cuenta sus límites de aplicación. Para esta metodología, no es necesario corregir las tasas de reacción por temperatura. A continuación se presentan aproximaciones para estimar de manera preliminar algunas de las tasas de reacción antes mencionadas. En cualquier caso, el modelador tiene la facultad de asignar los valores correspondientes de acuerdo con su criterio y experiencia. Si el modelador considera el uso de otras expresiones o valores de tasas de reacción, podrá hacerlo siempre y cuando justifique plenamente su selección y fuente.

#### 4.5.2.1.1 Tasa de reaireación $k_a$

Para la estimación de la tasa de reaireación, se proponen las siguientes ecuaciones de acuerdo con el tipo de corriente y sus condiciones hidrodinámicas.

Cuando la corriente bajo estudio es característica de montaña (e.g. Holguín, 2003; Arenas, 2005; Gélvez y Camacho, 2008), se recomienda utilizar la siguiente expresión formulada por Tsvoglou y Neal (1976, tomado de Chapra, 1997):

$$k_a = c \frac{\Delta H}{\bar{t}} \quad [16]$$

Siendo  $\Delta H$  el cambio en la elevación de la superficie del agua en metros en un subtramo seleccionado y  $\bar{t}$  el tiempo medio de viaje en días en el elemento, calculado como el cociente entre la longitud y la velocidad media del agua en el subtramo. La constante  $c$  depende del caudal y se define de la siguiente forma:

$$c = 0.36 \text{ para } 0.028 \leq Q \leq 0.28 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$c = 0.177 \text{ para } 0.708 \leq Q \leq 85 \text{ m}^3/\text{s}$$

Para el caso de ríos de planicie, se podrá seleccionar la ecuación de reaireación más apropiada de acuerdo con los rangos de profundidad y velocidad media (Chapra, 1997) establecidos en la Tabla 2, en condiciones de caudal ambiental sobre la corriente:

**Tabla 2** Ecuaciones de reaireación para ríos de planicie

Parámetro	O' Connor – Dobbins	Churchill	Owens – Gibbs
Profundidad (m)	0.30 – 9.14	0.31 – 3.35	0.12 – 0.73
Velocidad media (m/s)	0.15 – 0.49	0.55 – 1.52	0.03 – 0.55
Expresiones	$k_a = 3.93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}}$	$k_a = 5.026 \frac{U}{H^{1.67}}$	$k_a = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}}$

En las expresiones de la Tabla 2,  $H$  es la profundidad media del agua en metros y  $U$  es la velocidad media del flujo en m/s.

#### 4.5.2.1.2 Tasa de desoxigenación o descomposición de la DBO $k_d$

Siguiendo a Thomann y Mueller (1987), los valores de  $k_d$  están aproximadamente en un rango entre 0.1 a 0.5 d<sup>-1</sup> para cuerpos de agua profundos (mayores a 1.5 m) y de 0.5 a 3.0 d<sup>-1</sup> para corrientes someras (profundidades menores a 1.5 m).

Una expresión propuesta por Wright y McDonnell (1979, modificada de Bowie et al., 1985) para estimar la tasa de descomposición de la DBO en función del caudal es:

$$k_d = 1.796Q^{-0.49} \quad [17]$$

En la ecuación [17],  $k_d$  está en  $d^{-1}$  y el caudal  $Q$  en  $m^3/s$ . El rango de aplicación de esta expresión es para caudales entre 0.3 y 23  $m^3/s$ , por encima del mayor caudal, los autores de la ecuación demostraron que  $k_d$  es independiente del caudal y los valores son consistentes con las tasas encontradas por laboratorio. En este orden de ideas, para ríos grandes, la tasa de desoxigenación encontrada en laboratorio es representativa de las condiciones de la corriente de agua. Por encima del rango de la ecuación [17], y para propósitos de esta metodología, puede suponerse un valor constante de  $0.30 d^{-1}$  – es posible encontrar tasas aún más bajas, tal y como se indica en Bowie et al., 1985; su definición está sujeta al criterio del modelador teniendo en cuenta aspectos hidrológicos, geomorfológicos y de calidad del agua –; el máximo valor de  $k_d$  se sugiere de  $3.5 d^{-1}$ . Para el mismo rango de caudales y como alternativa, se puede calcular la tasa de descomposición a partir del perímetro mojado  $P$  en metros como:

$$k_d = 14.597P^{-0.84} \quad [18]$$

Otra opción consiste en estimar directamente la tasa de remoción de DBO  $k_r$  a partir de datos medidos en campo o a partir de la literatura.

#### 4.5.2.1.3 Tasa de nitrificación $k_n$

Una opción para estimar la tasa de nitrificación es a partir de únicamente parámetros hidráulicos, tal y como fue propuesto por Bansal (1976). De acuerdo con los resultados de este autor, la constante de nitrificación es función del número de Reynolds y del número de Froude, siendo la forma simplificada la que se presenta a continuación:

$$\text{Log} \left( \frac{k_n H^2}{\nu} \right) = -3.421 + 1.36 \text{Log} \left( \frac{\sqrt{gH^3}}{\nu} \right) \quad [19]$$

En la expresión [19],  $H$  es la profundidad media del agua (m) en el tramo,  $g$  es la aceleración de la gravedad,  $k_n$  es la tasa de nitrificación ( $s^{-1}$ ) y  $\nu$  es la viscosidad cinemática del agua ( $m^2/s$ ).

Otra alternativa es considerar valores reportados en la literatura consistentes con la corriente bajo estudio. Pauer y Auer (2009, tomado de Medina, 2009) presentan las tasas de nitrificación indicadas en la Tabla 3 para diferentes casos de estudio:

**Tabla 3** Tasas de nitrificación reportadas por Pauer y Auer (2009, tomado de Medina, 2009)

Río	$k_n$ [d <sup>-1</sup> ]	Profundidad (m)	Reportado en
Mine Brook	8.00	0.2	Tuffey et al. (1974)
Barge	0.25	3.9	Bansal (1976)
Upper Mohawk	0.25	3.66	Bansal (1976)
Upper Mohawk	0.30	0.96	Bansal (1976)
Upper Mohawk	0.25	2.51	Bansal (1976)
Middle Mohawk	0.30	3.81	Bansal (1976)
Lower Mohawk	0.30	4.25	Bansal (1976)
Seneca River	0.05	6.24	Canale et al. (1995), y J.J. Pauer, M.T. Auer, (2009)
Trinity	0.51	1.53	McCutcheon (1987)
Ohio	0.25	8.15	Bansal (1976)
Flint	1.53	0.66	Bansal (1976) y O'Connor y Di Toro (1970)
Shenadoha	1.25	0.6	Deb y Bowers (1983) Deb (1985)
Shenadoha	0.2	1.74	Deb y Bowers (1983) Deb (1985)
Holston	0.23	1.3	Ruane and Krenekel (1977)
Grand	1.90	0.58	Bansal (1976) y O'Connor y Di Toro (1970)
Chattahoochee	0.25	1.5	McCutcheon (1987), Miller y Jennings (1979)
Sittl	0.70	0.64	Curtis (1983 y Maueger (1995)
Trukee	2.40	0.51	Bansal (1976) y O'Connor y Di Toro (1970)
Willamette	0.70	1.6	Dunnette y Avedovech (1983), Cooper (1985)
Anacostia	0.13	4	Sullivan y Brown (1988)
Speed	2.30	0.43	Gowda (1983)
Ootanaula	0.80	0.61	Cooper (1986)
Sweetwater	0.80	0.46	Cooper (1986)
Trace	2.20	0.46	Cooper (1986)
Mud	0.50	1	Cooper (1986)
Oroua	6.70	0.25	Cooper (1986)
Waiotapu	2.80	0.61	Cooper (1986)
Waiohewa	5.90	0.3	Cooper (1986)
Big Blue	0.12	1.25	Bansal (1976)
South Chickamauga	6.60	0.84	Cooper (1986)

Los valores de  $k_n$  generalmente están en un rango de 0.1 a 0.5 d<sup>-1</sup> para aguas profundas, mientras que para aguas someras, valores por encima de 1 d<sup>-1</sup> son encontrados frecuentemente (Chapra, 1997).

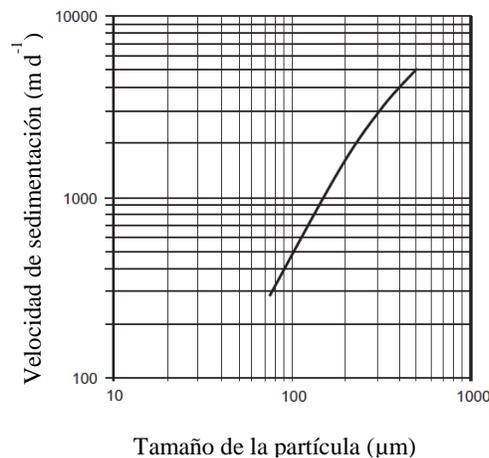
#### 4.5.2.1.4 Velocidades de sedimentación $v_s$ y $v_{ss}$

En cuanto a la velocidad de sedimentación de la materia orgánica particulada  $v_s$  y de los sedimentos suspendidos  $v_{ss}$ , se han encontrado los valores indicados en la Tabla 4 que varían de acuerdo con el diámetro de las partículas (Wetzel, 1975; Burns y Rosa, 1980, tomado de Chapra, 1997):

**Tabla 4** Velocidades de sedimentación medidas para diferentes tipos y tamaños de partículas

Tipo de partícula	Diámetro (µm)	Velocidad de sedimentación (m d <sup>-1</sup> )
Carbono orgánico particulado	1-10	0.2
	10-64	1.5
	> 64	2.3
Arcilla	2-4	0.3-1
Limo	10-20	3-30

Las velocidades de sedimentación para sedimentos no cohesivos en función del tamaño de la partícula, se pueden obtener de la Figura 2 (basada en Cheng, 1997, tomado de Ji, 2008):



**Figura 2** Velocidad de sedimentación para sedimentos no cohesivos

Para estimar la velocidad de sedimentación también se han encontrado ecuaciones empíricas de sedimentos cohesivos en función de su concentración y la intensidad de turbulencia. Un ejemplo es la expresión obtenida por Dyer et al. (2000, modificado de Ji, 2008):

$$v_{ss} = -0.243 + 0.000567S + 0.981G - 0.0934G^2 \quad [20]$$

Siendo  $G$  el parámetro de turbulencia:

$$G = \sqrt{\frac{gUS_o}{\nu}} \quad [21]$$

Donde  $S$  es la concentración de sedimentos (g/L),  $U$  es la velocidad media del agua (m/s),  $g$  es la aceleración de la gravedad (m<sup>2</sup>/s),  $S_o$  es la pendiente longitudinal del tramo y  $\nu$  es la viscosidad cinemática del agua (m<sup>2</sup>/s).

Otra opción es estimar el valor utilizando la ley de Stokes, aunque su implementación es muy limitada puesto que supone, entre otros aspectos, flujo laminar. Thomann y Mueller (1987) proponen la siguiente forma de la ecuación:

$$v_s = 0.033634\alpha(\rho_s - \rho_w)d^2 \quad [22]$$

Donde la velocidad de sedimentación  $v_s$  está en  $m\ d^{-1}$ , las densidades de la partícula  $\rho_s$  y del agua  $\rho_w$  están en  $g\ cm^{-3}$ , el diámetro efectivo de las partículas  $d$  está en  $\mu m$  y la viscosidad del agua se asume con un valor constante de  $0.014\ g\ cm^{-1}\ s^{-1}$ ;  $\alpha$  es un factor adimensional que representa el efecto de la forma de la partícula (igual a 1.0 para una esfera).

#### 4.5.2.1.5 Tasa de decaimiento por muerte de patógenos $k'_b$

Siguiendo a Chapra (1997), la tasa de pérdida total de patógenos en corrientes superficiales puede calcularse de la siguiente forma:

$$k'_b = 0.8 \cdot 1.07^{T-20} + \frac{I_0}{0.55 \cdot SST \cdot H} (1 - e^{-0.55 \cdot SST \cdot H}) + F_p \frac{v_{ss}}{H} \quad [23]$$

Siendo  $T$  la temperatura del agua ( $^{\circ}C$ ),  $I_0$  la radiación solar ( $ly/hr$ ),  $SST$  la concentración de sólidos suspendidos totales promedio en el tramo ( $mg/L$ ),  $H$  la profundidad media del agua ( $m$ ),  $F_p$  la fracción adsorbida de bacterias a las partículas sólidas y  $v_{ss}$  la velocidad de sedimentación de las partículas ( $m\ d^{-1}$ ). Se puede suponer un valor típico de 0.7 para  $F_p$  o calcularlo de la siguiente forma:

$$F_p = \frac{K_d SST}{1 + K_d SST} \quad [24]$$

Siendo  $K_d$  un coeficiente de partición ( $m^3\ g^{-1}$ ) que puede ser obtenido en laboratorio (Chapra, 1997).

#### 4.5.2.2 Estimación de tasas de reacción de sustancias tóxicas y metales pesados

A diferencia de los determinantes convencionales de la calidad del agua, para modelar las sustancias tóxicas es muy importante distinguir sus fracciones disueltas y particuladas, ya que cada una está sometida a mecanismos que actúan selectivamente. Por ejemplo, la volatilización ocurre únicamente en la fracción disuelta mientras que la sedimentación lo hace solo sobre la fracción particulada (Chapra, 1997). Para propósitos de esta metodología, los principales mecanismos de depuración de sustancias tóxicas en la columna de agua que serán contemplados son los de advección-dispersión, adsorción y volatilización. No se tendrán en cuenta las interacciones en la interface agua-sedimento más allá de la sedimentación de las partículas sólidas. No obstante, si el modelador considera contemplar procesos de transformación adicionales como hidrólisis, oxidación, fotólisis, transformación biológica y/o bioconcentración, e incluir interacciones agua-sedimento como resuspensión y enterramiento, podrá hacerlo siempre y cuando justifique plenamente la selección de las tasas de reacción correspondientes, la modificación de las expresiones de factor de asimilación y las referencias técnicas respectivas.

#### 4.5.2.2.1 Fracciones y coeficientes de partición

Matemáticamente, la concentración total de una sustancia tóxica  $c$  está separada en dos componentes:

$$c = c_d + c_p \quad [25]$$

Siendo  $c_p$  el componente particulado y  $c_d$  el componente disuelto del contaminante. Se supone que estos componentes representan fracciones fijas de la concentración total:

$$\begin{aligned} c_d &= F_d c \\ c_p &= F_p c \end{aligned} \quad [26]$$

Las fracciones disuelta  $F_d$  y particulada  $F_p$  dependen del coeficiente de partición del contaminante  $K_d$  ( $\text{m}^3 \text{g}^{-1}$ ) y de la concentración de SST ( $\text{g m}^{-3}$ ) en el río. El coeficiente de partición cuantifica la tendencia que tiene el contaminante de asociarse con la materia sólida. Las fracciones se pueden calcular de la siguiente forma:

$$F_d = \frac{1}{1 + K_d SST} \quad [27]$$

$$F_p = \frac{K_d SST}{1 + K_d SST}$$

$$F_p + F_d = 1 \quad [28]$$

Para las sustancias tóxicas orgánicas y metales pesados, el coeficiente de partición y la velocidad de volatilización se pueden estimar a partir de información disponible en la literatura. Dos documentos básicos para este propósito son *Processes, Coefficients, and Models for Simulating Toxic Organics and Heavy Metals in Surface Waters* (Schnoor et al., 1987) y *Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil, and Waste* (Allison y Allison, 2005) de la Agencia de Protección Ambiental de E.E.U.U. (USEPA). Igualmente, hay software disponible que sirve para la estimación de algunos de estos parámetros como MINTEQA2 y bases de datos disponibles en la web como <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/>.

Siguiendo a Chapra (1997), el coeficiente de partición para contaminantes orgánicos se puede suponer como una función del contenido orgánico de los sólidos:

$$K_d = f_{oc} K_{oc} \quad [29]$$

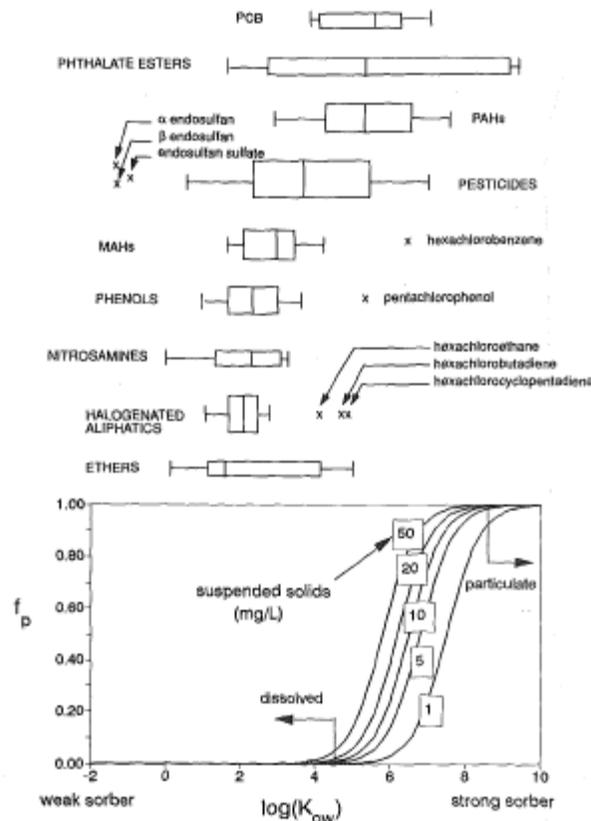
Donde  $K_{oc}$  es el coeficiente de partición del carbón orgánico y  $f_{oc}$  es la fracción en peso del carbono total en la materia sólida. El coeficiente de partición  $K_{oc}$  puede ser estimado en términos del coeficiente de partición agua-octanol  $K_{ow}$ :

$$K_{oc} = 6.17 \times 10^{-7} K_{ow} \quad [30]$$

Por lo tanto, las ecuaciones [29] y [30] se pueden combinar para obtener, con  $f_{oc}=0.05$ :

$$K_d = 3.085 \times 10^{-8} K_{ow} \quad [31]$$

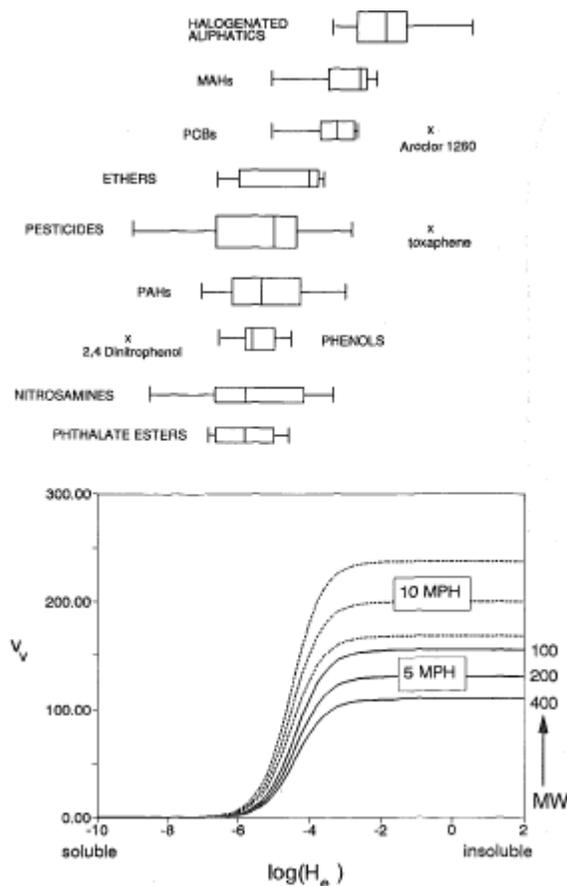
El coeficiente de partición agua-octanol se puede obtener de la Figura 3, la cual es una recopilación de los valores obtenidos experimentalmente para diferentes grupos de tóxicos orgánicos, en forma de diagramas de cajas y bigotes.



**Figura 3** Gráfica de fracción disuelta y fracción particulada versus coeficientes de partición (Chapra, 1991)

#### 4.5.2.2.2 Velocidad de volatilización $v_v$

Para el cálculo de la velocidad de volatilización de los contaminantes orgánicos, se deben determinar los valores de la constante de Henry  $H_e$  y los coeficientes de transferencia de lámina-líquido y lámina-gas. Utilizando la Figura 4 es posible estimar la constante  $H_e$  para los diferentes grupos de sustancias tóxicas.



**Figura 4** Gráfica de velocidad de volatilización contra constante de Henry (Chapra, 1991)

Los coeficientes de transferencia son convencionalmente estimados correlacionándolos con los procesos de transferencia comúnmente estudiados. El coeficiente de transferencia en la interfaz líquido-gas  $K_L$  está típicamente correlacionado con el transporte del vapor de agua. El coeficiente de transferencia de masa en la lámina-líquido ( $m\text{ yr}^{-1}$ ) puede estar relacionado con el coeficiente de transferencia de oxígeno por:

$$K_L = K_{L,O_2} \left( \frac{32}{M} \right)^{0.25} \quad [32]$$

Donde  $M$  es el peso molecular ( $\text{g mol}$ ) del componente y  $K_{L,O_2}$  es el coeficiente de transferencia de oxígeno. Dicho coeficiente de transferencia (reaireación) puede ser calculado a partir de las fórmulas presentadas anteriormente (ver ecuación [16] y Tabla 2) para la tasa de reaireación  $k_a$ , de la siguiente forma:

$$K_{L,O_2} (m d^{-1}) = k_a H \quad [33]$$

Siendo  $H$  la profundidad media del agua (m). Para la tasa de transferencia lámina-gas  $K_g$  en  $m\ d^{-1}$ , Mills et al. (1982) sugirieron:

$$K_g = 168W \left( \frac{18}{M} \right)^{0.25} \quad [34]$$

Siendo  $W$  la velocidad del viento (m/s). La velocidad de volatilización se calcula como:

$$v_v = K_L \frac{H_e}{H_e + RT_a \left( \frac{K_L}{K_g} \right)} \quad [35]$$

Siendo  $v_v$  la velocidad de volatilización ( $m\ yr^{-1}$ ),  $R$  la constante de gas universal [ $8.206 \times 10^{-5} atm\ m^3\ (K\ mol)^{-1}$ ] y  $T_a$  la temperatura absoluta del agua (K).

#### 4.5.2.2.3 Otras tasas

Para propósitos de esta metodología, la velocidad de sedimentación de las partículas adsorbidas a los sólidos puede suponerse igual a la estimada para los SST.

Para el caso particular de los cianuros, se recomienda consultar el caso del río Mahoning (USEPA, 1977) y Botz y Mudder (2000).

#### 4.5.2.3 Resumen de factores de asimilación

A partir de la ecuación general de balance de masa del modelo ADZ-QUASAR (Lees et al., 1998) y de los mecanismos de transformación considerados para la presente metodología, se presenta la Tabla 5 con el resumen de ecuaciones para los factores de asimilación de cada determinante de la calidad del agua considerado.

**Tabla 5** Factores de asimilación para los determinantes de calidad del agua considerados en la metodología

Determinante	Factor de asimilación
Oxígeno disuelto (mg/L O)	$a_{OD} = \left[ \frac{1 + DF \cdot k_a \bar{t}_{OD}}{e^{-k_a(1-DF)\bar{t}_{OD}} + \xi \cdot DF \cdot \bar{t}_{OD}} \right] Q$ $\xi = k_a \frac{O_s}{OD_u} - 4.57k_n \frac{NTK}{OD_u} - k_d \frac{DBO}{OD_u}$ $O_s = \left[ 14.652 - 0.41022T + 0.0079910T^2 - 0.000077774T^3 \right] (1 - 0.1148Alt)$ <p><i>T</i> es la temperatura del agua (°C), <i>Alt</i> la altitud promedio del tramo (km), <i>OD<sub>u</sub></i> la concentración de oxígeno disuelto calculada a la entrada del tramo (aguas abajo del vertimiento). Las concentraciones de NTK y DBO son las definidas a la salida del tramo.</p>
DBO (mg/L O)	$a_{DBO} = \left[ (1 + DF \cdot k_r \bar{t}_{DBO}) e^{(1-DF)k_r \bar{t}_{DBO}} \right] Q$
NTK (mg/L N)	$a_{NTK} = \left[ (1 + DF \cdot k_n \bar{t}_{NTK}) e^{(1-DF)k_n \bar{t}_{NTK}} \right] Q$

Fósforo Total (mg/L P)	$a_{PT} = \left[ (1 + DF \cdot k_p \bar{t}_{PT}) e^{(1-DF)k_p \bar{t}_{PT}} \right] Q$
Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	$a_{CF} = \left[ (1 + DF \cdot k_b \bar{t}_{CF}) e^{(1-DF)k_b \bar{t}_{CF}} \right] Q$
SST (mg/L)	$a_{SST} = \left[ (1 + DF \cdot k_s \bar{t}_{SST}) e^{(1-DF)k_s \bar{t}_{SST}} \right] Q$ $k_s = \frac{v_{ss}}{H}$
Fenoles (mg/L)	$a_F = \left[ (1 + DF \cdot k_F \bar{t}_{DBO}) e^{(1-DF)k_F \bar{t}_{DBO}} \right] Q$ $k_F = \frac{v_{vF}}{H} F_{dF}$
Benceno (mg/L)	$a_B = \left[ (1 + DF \cdot k_B \bar{t}_B) e^{(1-DF)k_B \bar{t}_B} \right] Q$ $k_B = \frac{v_{sB}}{H} F_{pB} + \frac{v_{vB}}{H} F_{dB}$
Tolueno (mg/L)	$a_T = \left[ (1 + DF \cdot k_T \bar{t}_T) e^{(1-DF)k_T \bar{t}_T} \right] Q$ $k_T = \frac{v_{sT}}{H} F_{pT} + \frac{v_{vT}}{H} F_{dT}$
Etilbenceno (mg/L)	$a_E = \left[ (1 + DF \cdot k_E \bar{t}_E) e^{(1-DF)k_E \bar{t}_E} \right] Q$ $k_E = \frac{v_{sE}}{H} F_{pE} + \frac{v_{vE}}{H} F_{dE}$
Xileno (mg/L)	$a_X = \left[ (1 + DF \cdot k_X \bar{t}_X) e^{(1-DF)k_X \bar{t}_X} \right] Q$ $k_X = \frac{v_{sX}}{H} F_{pX} + \frac{v_{vX}}{H} F_{dX}$
HAP (mg/L)	$a_{HAP} = \left[ (1 + DF \cdot k_{HAP} \bar{t}_{HAP}) e^{(1-DF)k_{HAP} \bar{t}_{HAP}} \right] Q$ $k_{HAP} = \frac{v_{sHAP}}{H} F_{pHAP} + \frac{v_{vHAP}}{H} F_{dHAP}$
Arsénico (mg/L)	$a_{As} = \left[ (1 + DF \cdot k_{As} \bar{t}_{As}) e^{(1-DF)k_{As} \bar{t}_{As}} \right] Q$ $k_{As} = \frac{v_{sAs}}{H} F_{pAs}$
Bario (mg/L)	$a_{Ba} = \left[ (1 + DF \cdot k_{Ba} \bar{t}_{Ba}) e^{(1-DF)k_{Ba} \bar{t}_{Ba}} \right] Q$ $k_{Ba} = \frac{v_{sBa}}{H} F_{pBa}$

Cadmio (mg/L)	$a_{Cd} = \left[ (1 + DF \cdot k_{Cd} \bar{t}_{Cd}) e^{(1-DF)k_{Cd}\bar{t}_{Cd}} \right] Q$ $k_{Cd} = \frac{v_{sCd}}{H} F_{pCd}$
Plomo (mg/L)	$a_{Pb} = \left[ (1 + DF \cdot k_{Pb} \bar{t}_{Pb}) e^{(1-DF)k_{Pb}\bar{t}_{Pb}} \right] Q$ $k_{Pb} = \frac{v_{sPb}}{H} F_{pPb}$
Mercurio (mg/L)	$a_{Hg} = \left[ (1 + DF \cdot k_{Hg} \bar{t}_{Hg}) e^{(1-DF)k_{Hg}\bar{t}_{Hg}} \right] Q$ $k_{Hg} = \frac{v_{sHg}}{H} F_{pHg} + \frac{v_{vHg}}{H} F_{dHg}$
Selenio (mg/L)	$a_{Se} = \left[ (1 + DF \cdot k_{Se} \bar{t}_{Se}) e^{(1-DF)k_{Se}\bar{t}_{Se}} \right] Q$ $k_{Se} = \frac{v_{sSe}}{H} F_{pSe}$
Cromo (mg/L)	$a_{Cr} = \left[ (1 + DF \cdot k_{Cr} \bar{t}_{Cr}) e^{(1-DF)k_{Cr}\bar{t}_{Cr}} \right] Q$ $k_{Cr} = \frac{v_{sCr}}{H} F_{pCr}$
Cobre (mg/L)	$a_{Cu} = \left[ (1 + DF \cdot k_{Cu} \bar{t}_{Cu}) e^{(1-DF)k_{Cu}\bar{t}_{Cu}} \right] Q$ $k_{Cu} = \frac{v_{sCu}}{H} F_{pCu}$
Cinc (mg/L)	$a_{Zn} = \left[ (1 + DF \cdot k_{Zn} \bar{t}_{Zn}) e^{(1-DF)k_{Zn}\bar{t}_{Zn}} \right] Q$ $k_{Zn} = \frac{v_{sZn}}{H} F_{pZn}$
Vanadio (mg/L)	$a_{V} = \left[ (1 + DF \cdot k_{V} \bar{t}_{V}) e^{(1-DF)k_{V}\bar{t}_{V}} \right] Q$ $k_{V} = \frac{v_{sV}}{H} F_{pV}$
Cianuros (mg/L)	$a_{CN} = \left[ (1 + DF \cdot k_{CN} \bar{t}_{CN}) e^{(1-DF)k_{CN}\bar{t}_{CN}} \right] Q$

\* Las anteriores ecuaciones son dimensionalmente homogéneas, por lo cual las unidades de las diferentes cantidades deben ser consistentes.

La determinación del tiempo medio de viaje para cada determinante se hace según se explicó en el esquema general de cálculo (ver ecuación [14]), reemplazando el valor de  $k$  por la respectiva tasa de reacción neta que se puede obtener de la Tabla 5. La ecuación [14] no aplica para el oxígeno disuelto, cuya expresión de factor de asimilación es diferente en estructura a la de los demás determinantes considerados. La ecuación respectiva es la siguiente:

$$\bar{t}_{i+1} = \bar{t}_i - \frac{(1 + DF \cdot k_a \cdot \bar{t}_i) Q \left( e^{-k_a(1-DF)\bar{t}_i} + \xi \cdot DF \cdot \bar{t}_i \right) - a \left( e^{-k_a(1-DF)\bar{t}_i} + \xi \cdot DF \cdot \bar{t}_i \right)^2}{\left[ \left( e^{-k_a(1-DF)\bar{t}_i} + \xi \cdot DF \cdot \bar{t}_i \right) DF \cdot k_a - (1 + DF \cdot k_a \cdot \bar{t}_i) \left( \xi \cdot DF - k_a (1 - DF) e^{-k_a(1-DF)\bar{t}_i} \right) \right] Q}$$

#### 4.6 Paso 5. Cálculo de la carga total y recálculo de la LIV

La longitud de influencia directa calculada en el paso 4 considera únicamente el efecto del vertimiento propuesto a la entrada del tramo, por lo tanto esta corresponde a una primera iteración. Aguas abajo de dicho punto ocurren generalmente afluencias o abstracciones (naturales o antrópicas) de carga o caudal que pueden afectar la calidad del agua esperada al final del tramo. Como no es posible saber *a priori* hasta qué punto se extiende la distancia de influencia, tampoco se puede definir cuáles son las principales entradas o salidas de carga contaminante aguas abajo, por lo que se requiere de una primera aproximación de dicha longitud.

Una vez encontrada la longitud de influencia preliminar (primera iteración del paso 4), se deben identificar las principales entradas y salidas en el tramo preliminar afectado directamente por el vertimiento de aguas residuales. Un criterio para seleccionar las principales afluencias o abstracciones puede ser considerar factores de dilución – razón entre el caudal vertido y el caudal de la corriente receptora – mayores a 1/10, aunque se deben tener en cuenta todos los vertimientos de aguas residuales industriales que se encuentren en esta distancia preliminar. Finalmente, la selección de elementos adicionales se define según el criterio y experiencia del modelador.

Identificadas las principales entradas y salidas a lo largo del tramo de la corriente, se deberá obtener información de calidad del agua (para los determinantes considerados según el sector) y de caudales promedio anuales (estimados a partir de registros históricos, mediciones en campo o técnicas hidrológicas) sobre cada entrada y salida. Se deberá calcular la carga contaminante total sumando (o restando), a la carga contaminante  $W$  calculada en la primera iteración a la entrada del tramo, las cargas individuales de cada afluente o abstracción. La nueva carga a la entrada del tramo  $W$  será la carga total recién calculada. Con esta nueva carga, se deberá repetir la metodología utilizando los mismos valores que en la primera iteración y corregir la LIV, aunque se podrán refinar los resultados de la caracterización hidráulica (paso 2), haciendo una caracterización morfológica más detallada en el tramo preliminar acotado luego de la primera iteración.

#### 5 Referencias bibliográficas

- [1] Arenas F., G. A. 2005. Estimación experimental de la tasa de reaireación en ríos de montaña. Bogotá D.C., Tesis de Maestría. Universidad de los Andes.
- [2] Bansal, M.K. 1976. Nitrification in natural systems. Journal of Water Pollution Control Federation. 48(10), pp. 2380-2393
- [3] Botz, M. y Mudder, T. 2000. Modeling of natural cyanide attenuation in tailings impoundments. Mineral and Metallurgical Processing, Vol. 17, No. 4, pp. 228-233.

- [4] Bowie, L. G., Mills, W. B., Porcella, D. B., Campbell, C. L., Pagenkopf, J. R., Rupp, G. L.,. 1985. Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling. Athens, Georgia: Environmental Protection Agency.
- [5] Camacho, L. A., Lees, M. 2000. Modelación de transporte de solutos en ríos bajo condiciones de flujo no permanente: un modelo conceptual integrado. XIV Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología
- [6] Chapra, S.C. 1991. A toxicant loading concept for organic contaminants in lakes. ASCE Journal of Environmental Engineering 117(5), pp. 656-677.
- [7] Chapra, S.C. 1997. Surface Water-Quality Modeling, McGraw-Hill.
- [8] Gélves, R., Camacho, L. A. 2008. Metodología para determinar la tasa de reaireación por medio de trazadores volátiles en dos ríos de montaña colombianos. XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica.
- [9] Holguín G, J. E. 2003. Determinación de la tasa de reaireación en un río de montaña colombiano mediante el uso de trazadores. Bogotá D.C., Tesis de Maestría. Universidad de los Andes.
- [10] Ji, Z.G. 2008. Hydrodynamics and water quality. Modelling Rivers, Lakes, and Estuaries, Wiley-Interscience.
- [11] Lees, M.J., Camacho, L.A., Whitehead, P. 1998. Extension of the QUASAR river quality model to incorporate dead-zone mixing. Hydrology and Earth System Sciences, 2, pp. 353-365.
- [12] Medina, M. P. 2009. Propuesta metodológica para la estimación de la capacidad de nitrificación de los ríos de montaña. Casos de estudio río Teusacá y río Subachoque. Bogotá, Universidad Nacional de Colombia: Tesis de Maestría.
- [13] Rojas, A.F. 2011. Aplicación de factores de asimilación para la priorización de la inversión en sistemas de saneamiento hídrico en Colombia. Bogotá, Universidad Nacional de Colombia: Tesis de Maestría.
- [14] Schnoor, J. L., C. Sato, D. McKetchnie, and D. Sahoo. 1987. Processes, coefficients, and models for simulating toxic organics and heavy metals in surface waters. EPA/600/3-87/015, U.S. EPA, Athens, GA, 30605.
- [15] U.S. Environmental Protection Agency. 1977. Mahoning River waste load allocation study. Michigan-Ohio District Office. West Lake, Ohio.
- [16] Thomann, R.V. and Mueller, J.A. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. Addison-Wesley.
- [17] UN-MAVDT, Universidad Nacional de Colombia - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2008. Metodología para la estimación de caudales ambientales en proyectos licenciados. Bogotá: Contrato No. 0076-08 del Convenio Interadministrativo OEI-MAVDT No 004/07 de 2007.