

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Maestría en Ecohidrología

Tesis de Maestría en Ecohidrología

Para la obtención del título de
Magíster en Ecohidrología

MODELACIÓN MATEMÁTICA DEL CONTENIDO DE OXÍGENO DISUELT EN EL BRAZO AÑA CUÁ, AGUAS ABAJO DE LA REPRESA DE YACYRETÁ

Autor: Ing. Roberto Amarilla

Director: Sergio Alejandro Schmidt, Ph.D.

Co-Director: Ing. Sergio Oscar Liscia

La Plata, Buenos Aires, 10 de Noviembre de 2017

Dedicado a Ale
Porque para hacer lo que hago
necesito de tu latido

AGRADECIMIENTOS

Al imprescindible Dr. Sergio Schmidt, a quién le debo buena parte mi formación profesional y personal, por su guía, su apoyo y su confianza en cada paso que he dado para este trabajo. Ha sido para mí, un inmenso Honor que haya aceptado dirigir mi tesis.

Al Ing. Sergio Liscia, porque se ha empeñado conmigo en esta aventura, haciéndome más fácil el camino y brindándome los medios, su dedicación y su tiempo cada vez que lo he necesitado.

Al Mag. Ing. Enrique Angheben por mantener abiertas las puertas de la Maestría para los que habíamos quedado a medio camino. Su ejemplo, energía y disposición, sin dudas, me han permitido terminar esta tesis.

A mis hijos Julieta y Eugenio porque, como parte de mi alma, andan vagando por estas páginas.

INDICE

1.	INTRODUCCION	1
1.1	EL RIO PARANA	1
1.2	LA REPRESA DE YACYRETA Y EL BRAZO AÑA CUA.....	2
2.	OBJETIVO	7
3.	METODOLOGÍA	8
3.1	BÚSQUEDA DE INFORMACIÓN.....	8
3.2	MODELO HEC-RAS 4.1	9
4.	DATOS DE BASE	10
4.1.	CALIDAD DE AGUA DEL RIO PARANÁ	10
4.2.	CARACTERISTICAS DEL CLIMA EN EL BAC.....	12
5.	ANTECEDENTES.....	15
5.1.	ESTUDIOS SIMILARES	15
	Estudio 1:	15
	Estudio 2:	18
	Estudio 3:	21
	Estudio 4:	24
	Estudio 5:	26
5.2.	DISCUSIÓN	30
6.	MODELO HIDRODINAMICO.....	32
6.1.	DATOS BÁSICOS.....	32
	Topobatimetría	32
	Datos Hidrométricos	34
6.2.	CALIBRACIÓN DEL MODELO HIDRODINÁMICO.....	35
6.3.	EXPLOTACION DEL MODELO HIDRODINÁMICO	36
7.	MODELACION DE LA CALIDAD DE AGUA.....	40
7.1.	GENERALIDADES	40
7.2.	TRANSPORTE POR ADVECCIÓN Y DISPERSIÓN.....	41
	Flujo de masa y concentración.....	41
	Dispersión longitudinal.....	42
	Formulaciones para el cálculo de D_L	42
	Valores experimentales de D_L encontrados en la literatura.....	44
	Discusión y selección de valores de D_L para el presente trabajo.....	45

7.3. MODELACION DE OXIGENO DISUELTO	47
Coeficiente de Reaireación, K_2	49
Formulaciones para el cálculo de K_2	49
Valores de K_2 encontrados en la literatura	51
Discusión y selección de valores de K_2 para el presente trabajo	56
Efecto de la Temperatura sobre la Reaireación.....	57
Coeficiente de Desoxigenación, K_1	57
Formulaciones para el cálculo de K_1	58
Valores de K_d encontrados en la literatura	59
Discusión y selección de valores de K_d para el presente trabajo	61
Efecto de la Temperatura sobre la Desoxigenación	61
8. ESCENARIOS DE MODELACIÓN Y RESULTADOS	63
Escenarios	64
Resultados	65
9. CONCLUSIONES	77
10. BIBLIOGRAFÍA Y REFERENCIAS.....	79
ANEXO A.....	85
ANEXO B.....	89

INDICE DE TABLAS

Tabla 4.1.1 Calidad de Agua del Río Paraná en Posadas de Junio 1971 a Enero 1972. Fuente: INCYTH (1974)	10
Tabla 4.1.2 Calidad de Agua del Río Paraná en Itatí. Período 1968-1969. Fuente: INCYTH (1976)	11
Tabla 4.1.3 Calidad de Agua del Río Paraná. Período 1986-1987. Fuente: PHY (1992)	11
Tabla 4.1.4 Calidad de Agua del Río Paraná. Período abril 2006 a abril 2007. Fuente: UNaM-FACEN-CERIDE-EBY (2007)	11
Tabla 4.1.5 Condiciones de borde e iniciales para la modelación de presas de regulación en el BAC adoptadas por Kieffer (1997)	12
Tabla 6.1.1 Secciones del cauce del BAC utilizadas en el modelo HEC-RAS	33
Tabla 6.3.1 Resultados de la Modelación Hidrodinámica con $Q=100\text{m}^3/\text{s}$	37
Tabla 6.3.2 Resultados de la Modelación Hidrodinámica con $Q=300\text{m}^3/\text{s}$	38
Tabla 6.3.3 Resultados de la Modelación Hidrodinámica con $Q=500\text{m}^3/\text{s}$	38
Tabla 7.2.1 Comparación entre los valores de W/H y U/U^* de la base de datos presentada en Etemad-Shahidi and Taghipour (2012) en ANEXO A y los calculados por el modelo para las 27 secciones consideradas en el presente estudio, para el caso de una descarga de $500\text{ m}^3/\text{s}$	45
Tabla 7.2.2 Coeficientes genéricos de las ecuaciones	46
Tabla 7.2.3 Aplicación del Criterio de Selección	47
Tabla 7.3.1 Ecuaciones para el cálculo de K_2	49
Tabla 7.3.2 Valores máximos y mínimos de las variables involucradas en los experimentos, Bennett and Rathbun (1972). Nota: N es el número de experimentos. El número total de los experimentos es 239.	52
Tabla 7.3.3 Valores medios y desvíos de las variables involucradas en los experimentos, Bennett and Rathbun (1972). Nota: N es el número de experimentos. El número total de los experimentos es 239.	52
Tabla 7.3.4 Resultados de la estimación de K_2 con distintas ecuaciones para el río Tercero (Córdoba)	55
Tabla 7.3.5 Valores medios de K_2 por sección considerando todas las ecuaciones de estimación de K_2 . $Q=300\text{m}^3/\text{s}$	56
Tabla 7.3.6 Valores medios de K_2 para todas las secciones del BAC	57
Tabla 7.3.7 Valores de K_d calculados según la ecuación (7.3.23)	59
Tabla 7.3.8 Coeficientes de actividad del Lecho, según Bosco (1966)	59
Tabla 7.3.9 Valores de K_d obtenidos de mediciones de campo, laboratorio y calibración de modelos según Bowie et al. (1985).	60

Tabla 8.1 Valores de los parámetros transformación de algas, y compuestos de Nitrógeno y Fósforo	63
Tabla 8.2 Condiciones Iniciales y de Borde.....	64
Tabla 8.3 Valores de los parámetros de cada escenario	65
Tabla 8.4 Aportes y consumos de OD para los escenarios WQ13 y WQ15 con $Q=300\text{m}^3/\text{s}$	76

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1.1: Ubicación del Complejo Hidroeléctrico de Yacyretá (CHY) sobre imagen Google Earth™	3
Figura 1.1.2: Detalle de la zona de implantación del Complejo Hidroeléctrico de Yacyretá sobre imagen Google Earth™	4
Figura 1.1.3: Zona de implantación del Complejo Hidroeléctrico de Yacyretá con indicación de la presa y el embalse en su primera fase de llenado, sobre imagen Google Earth™	4
Figura 4.2.1 Características de un día “típico” de verano	13
Figura 4.2.2 Características de un día “típico” de otoño-primavera	13
Figura 4.2.3 Características de un día “típico” de invierno	14
Figura 5.1.1 Ubicación del río San Jorge (Google Earth™)	16
Figura 5.1.2 Ubicación de los tramos de estudio del río San Jorge (Google Earth™)	16
Figura 5.1.3 Modelo de curva de variación de OD entre Torno Rojo (San Pedro) y Bocas de Ure Fuente: Quiñones Bolaños et al (2014)	17
Figura 5.1.4 Modelo de curva de variación de OD entre Montelíbano y la Apartada. Fuente: Quiñones Bolaños et al (2014)	17
Figura 5.1.5 Localización de la cuenca del río Ubaté. Fuente: Santamaría Alzate (2013)	19
Figura 5.1.6 Perfil de OD. Fuente: Santamaría Alzate (2013)	19
Figura 5.1.7 Perfil de DBO. Fuente: Santamaría Alzate (2013)	20
Figura 5.1.8 Curvas de OD en todos los escenarios. Fuente: Santamaría Alzate (2013)	20
Figura 5.1.9 Curvas de DBO en todos los escenarios. Fuente: Santamaría Alzate (2013)	21
Figura 5.1.10 Ubicación del río Frío (Google Earth™)	22
Figura 5.1.11 Ubicación de la cuenca del río Frío. Fuente: Virgilio Rivera (2012)	22
Figura 5.1.12 Modelado de OD y el porcentaje de saturación. Fuente: Virgilio Rivera (2012)	23
Figura 5.1.13 Modelado de DBOC. Fuente: Virgilio Rivera (2012)	24
Figura 5.1.14 Ubicación de la cuenca Quebrada de Miraflores. Fuente: Corponariño (2011)	24
Figura 5.1.15 Curva de OD en la Quebrada de Miraflores. Fuente: Corponariño (2011)	26
Figura 5.1.16 Curva de DBOC en la Quebrada de Miraflores. Fuente: Corponariño (2011)	26
Figura 6.1.1 Convención para las secciones transversales del cauce Distancia(X) - Cotas (Z)	32
Figura 6.1.2 Ubicación de las Secciones Transversales del BAC	34
Figura 6.1.3 Perfil Longitudinal del BAC con indicación de secciones transversales, fondo del cauce y márgenes derecha e izquierda	34

Figura 6.2.1 Perfil Longitudinal del BAC con indicación fondo y Nivel de la Superficie del Agua para la calibración de TECMA (2008) y la del presente estudio ($Q=1500\text{m}^3/\text{s}$)	36
Figura 6.3.1 Perfil longitudinal del BAC con indicación de la superficie del agua para cada uno de los caudales modelados	39
Figura 7.1.1 Geometría de la representación unidimensional de un río. Fuente: Bowie et al. (1985)	41
Figura 7.3.1 Esquema del modelo conceptual del balance de OD	48
Figura 7.3.2 Correlación entre los valores de K_2 y U para los datos presentados en Bennett and Rathbun (1972). Número de datos: 239	53
Figura 7.3.3 Correlación entre los valores de K_2 y S para los datos presentados en Bennett and Rathbun (1972). Número de datos: 239	53
Figura 7.3.4 Correlación entre los valores de K_2 y H para los datos presentados en Bennett and Rathbun (1972). Número de datos: 239	54
Figura 7.3.5 Correlación entre los valores de K_2 y W para los datos presentados en Bennett and Rathbun (1972). Número de datos: 187	54
Figura 7.3.6 Correlación entre valores estimados y medidos de K_2 para cursos de agua luego de estructuras de control. Fuente: Bennett and Rathbun (1972).....	55
Figura 7.3.7 Valores de K_d medidos por Bowie et al. (1985) y límites propuestos por Metcalf and Eddy (1998) y por el Manual del Usuario del RAS (2016).....	61
Figura 8.1 Curvas de DO y DBOC a lo largo del BAC correspondientes a las simulaciones realizadas con $Q=100\text{m}^3/\text{s}$	66
Figura 8.2 Curvas de DO y DBOC a lo largo del BAC correspondientes a las simulaciones realizadas con $Q=300\text{m}^3/\text{s}$	67
Figura 8.3 Curvas de DO y DBOC a lo largo del BAC correspondientes a las simulaciones realizadas con $Q=500\text{m}^3/\text{s}$	68
Figura 8.4 Temperatura del agua a lo largo del BAC y OD en saturación para los caudales simulados	69
Figura 8.5 Sensibilidad de OD para variaciones de Q y D_L	70
Figura 8.6 Variación del OD y DBOC para, $K_1 = 0.02$	71
Figura 8.7 Variación del OD y DBOC para, $K_1 = 3.4$	72
Figura 8.8 Variación del OD y DBOC para, $K_2 = 0.2$	73
Figura 8.9 Variación del OD y DBOC para, $K_2 = 14.5$	74
Figura 8.10: Aportes y consumos de OD para los escenarios WQ13 y WQ15 con $Q=300\text{m}^3/\text{s}$	75

RESUMEN

Este trabajo tuvo como objetivo analizar el comportamiento del contenido de Oxígeno Disuelto (OD) y de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en el Brazo Aña Cuá (BAC), mediante la utilización del modelo matemático HEC-RAS. Se realizó la recopilación y análisis de relevamientos topobatimétricos del cauce del BAC, de mediciones de calidad de agua en el río Paraná y de registros de las variables climáticas de esa zona.

Los procesos de transporte por advección y dispersión, y la modelación del oxígeno disuelto fueron caracterizados mediante coeficientes que describen la forma y/o velocidad en que esos procesos ocurren, D_L (Dispersión Longitudinal), K_1 (Desoxigenación por DBO Carbonácea) y K_2 (Reaireación). Se han recopilado y analizado las fórmulas para el cálculo de estos coeficientes y las mediciones de campo de un importante número de autores. A partir de dichos análisis se adoptaron valores mínimos, medios y máximos de cada coeficiente.

Se han simulado 27 escenarios con todas las combinaciones posibles de los coeficientes mencionados para caudales de 100, 300 y 500m³/s.

Los resultados de las simulaciones indican que el contenido de OD a lo largo del BAC se ubicó en valores cercanos o superiores a la saturación y que el Caudal y el Coeficiente de Dispersión Longitudinal, D_L no presentan una vinculación directa con el contenido de OD. Además el contenido de OD se encuentra fuertemente vinculado al Coeficiente de Reaireación, K_2 , y el Coeficiente de Desoxigenación, K_1 , es muy buen descriptor del abatimiento de la DBOC.

ABSTRACT

This work had the objective of analyzing the behavior of the content of dissolved oxygen (OD) and of the biochemical demand of oxygen (DBO) in the Brazo Aña Cuá (BAC), using the mathematical model HEC-RAS. Is made the collection and analysis of surveys of the riverbed of the BAC, of measurements of quality of water in the River Paraná and of records of the variable weather of that area.

Transport advection and dispersion processes, and the modeling of dissolved oxygen were characterized by coefficients that describe the shape or speed in which these processes take place, D_L (Longitudinal Dispersion), K_1 (BOD carbonaceous Deoxygenation) and K_2 (Reaeration). They have been compiled and analyzed the formulas for the calculation of the coefficients and the measurements of field of a large number of authors. Based on such analysis, values were adopted minimum, media and maximum of each coefficient. Has been simulated 27 scenarios with all possible combinations of the coefficients listed for flows of 100, 300 and 500 m³/s.

Results from simulations indicate that OD along BAC content was located at values near or greater than saturation and the flow and the Longitudinal Dispersion Coefficient, D_L do not have a direct link with the content of OD. Also the content of OD is strongly linked to the Reaeration Coefficient, K_2 , and the Coefficient of Deoxygenation, K_1 , is very good descriptor of the abatement of the DBOC

1. INTRODUCCION

1.1 EL RIO PARANA

El río Paraná es el segundo río en importancia en América del Sur. La superficie de la cuenca que aporta al área de estudio es del orden de 1.500.000 km², en tanto que los caudales medios en el tramo en estudio alcanzan los 16.000 m³/s.

Además de su cauce principal, su gran planicie asociada que se inunda parcial o totalmente en las crecidas, permite que se desarrolle toda la complejidad biológica del sistema. Al río se lo clasifica como río aluvial, porque transporta en su caudal sedimentos, tanto por arrastre como suspendidos en el agua, que transforman constantemente su propia morfología, generando bancos e islas. Cada año, el río transporta unas 25 millones de toneladas de sedimentos compuestos por arena y limos-arcillosos.

Estos sedimentos, además de cambiar la forma del río, durante los desbordes hacia las planicies laterales forman una capa superficial que aporta materia orgánica y permite el desarrollo de una gran variedad de seres vivos.

El perfil longitudinal del río se presenta escalonado e irregular, con rápidos, restingas y saltos que se intercalan con tramos llanos y uniformes con cauces anchos y amplias planicies laterales con lagunas (Moraes Vazzoler et al., 1997).

Desde su nacimiento hasta la desembocadura pueden diferenciarse tres tramos, Alto Paraná, Paraná Medio y Paraná Inferior.

El área en estudio se ubica en el Alto Paraná. Este tramo comprende los primeros 1.550 kilómetros del río, desde su nacimiento hasta la confluencia con el río Paraguay. En este trayecto atraviesa el macizo de Brasilia, por lo que es un río de meseta, que discurre sobre un lecho rocoso, entre barrancas que se van distanciando progresivamente entre sí. En épocas pasadas presentaba gran cantidad de saltos de agua y rápidos que han sido aprovechados para construir embalses y represas, como las de Itaipú y Yacyretá, lo que hizo desaparecer el valle de inundación bajo las aguas. El tramo brasileño es el más modificado por la acción del hombre: la vegetación subtropical circundante ha sido completamente reemplazada por campos dedicados a la agricultura y la cría de ganado y su valle de inundación fue sumergido bajo los embalses, lo que alteró totalmente los regímenes fluviales del río Paraná. Tras la represa de Yacyretá, el río presenta una clara dirección hacia el Oeste, ensanchándose progresivamente y ramificándose en varios canales que forman gran cantidad de islas fluviales, hasta unirse frente a Paso de la Patria con el río Paraguay.

Su régimen hidrológico se muestra muy regular a lo largo de su recorrido con incrementos de caudal en los meses de verano y estiajes en invierno. El río presenta como característica relevante el hecho que recibe sus principales aportes de cuencas ubicadas en áreas tropicales y se desarrolla con una orientación general N-S por lo que, en su recorrido, alcanza zonas templadas. Esto resulta en que el río se encuentra sometido a un considerable gradiente térmico y a una importante variación de las características de los suelos de su lecho.

El río Paraná ha estado sujeto a un rápido desarrollo demográfico en sus márgenes. Esto ha llevado a que actividades industriales, agropecuarias y extractivas sean practicadas en forma directa y sin planificación ni control alguno. Sin embargo, su poder de autodepuración resulta suficiente para mantener prácticamente inalterada la calidad de sus aguas, a excepción de sectores puntuales dónde se producen las descargas cloacales de los centros urbanos de importancia.

1.2 LA REPRESA DE YACYRETÁ Y EL BRAZO AÑA CUA

La represa de Yacyretá se encuentra sobre el tramo del río que conforma el límite norte de la Provincia de Corrientes con la República del Paraguay (ver Figura 1.1.1).

En este sector el río presenta un comportamiento anastomosado. La traza de la presa atraviesa este sector y deja, bajo las aguas del embalse, la isla Talavera y parte de la isla Yacyretá (ver Figuras 1.1.2 y 1.1.3). La isla Yacyretá se encontraba rodeada por dos brazos del río, el Brazo Principal (BP) y el Brazo Aña Cuá (BAC).

La zona presenta un estado de antropización que puede haber influido en las características ambientales y la presencia de la presa es el mayor determinante de los cambios a nivel ecológico ocurridos en el área involucrada por la obra debido a que lentifica el régimen del río y actúa de barrera para la conectividad longitudinal del sistema.

Para los ambientes ubicados aguas abajo de la presa, los cambios más significativos son la inhabilitación parcial de la continuidad para los peces en el sentido longitudinal del río (prioritaria para la migración ascendente en el caso del BAC), la disminución en la carga sedimentaria en suspensión proveniente del embalse y la alteración hidrológica del régimen del BAC respecto a sus condiciones naturales.

Tratándose de una central sin regulación, el régimen a través del BP mantiene el patrón de variabilidad estacional natural. El BAC y el BP en forma conjunta no tienen capacidad de regular las crecidas extraordinarias que provocan desbordes e invaden la planicie de inundación. Sin embargo el manejo de los caudales bajos y medios derivados al BAC genera efectos ambientales tanto en lo que respecta a los procesos ecológicos propios del ámbito (con sus componentes biológica, fluvial y geomorfológica), como en relación al uso humano como proveedor de bienes y servicios (energía, pesca y servicios ambientales).

El análisis de la vinculación entre la hidrología y los procesos ecológicos cuenta, en general, con limitaciones a nivel de datos cuantitativos, en especial porque se requiere considerar múltiples variables y efectos a corto, mediano y largo plazo.

El proyecto del Complejo Hidroeléctrico Yacyretá ha estado sujeto a cambios de importancia en lo que se refiere a los caudales que podrían ser descargados hacia el BAC.

Estos cambios se produjeron en tres instancias a saber:

- El proyecto original del aprovechamiento hidroeléctrico consideraba que la totalidad del caudal del río en condiciones normales sería aprovechado para la generación en la Central del Brazo Principal y, en condiciones excepcionales, los caudales que excedieran la capacidad de las turbinas sería erogados por los vertederos del Brazo Principal, por lo que los caudales derivados al BAC eran nulos.

- Una segunda versión del proyecto agregó un vertedero en el BAC como complemento del vertedero del BP. Esta es la versión del proyecto que fue efectivamente construida y prevé la derivación de caudales al BAC únicamente ante eventos de crecidas extraordinarias.
- En la actualidad se está elaborando un proyecto para la construcción de una central en el vertedero del BAC que asegure la derivación de un caudal permanente hacia el BAC.

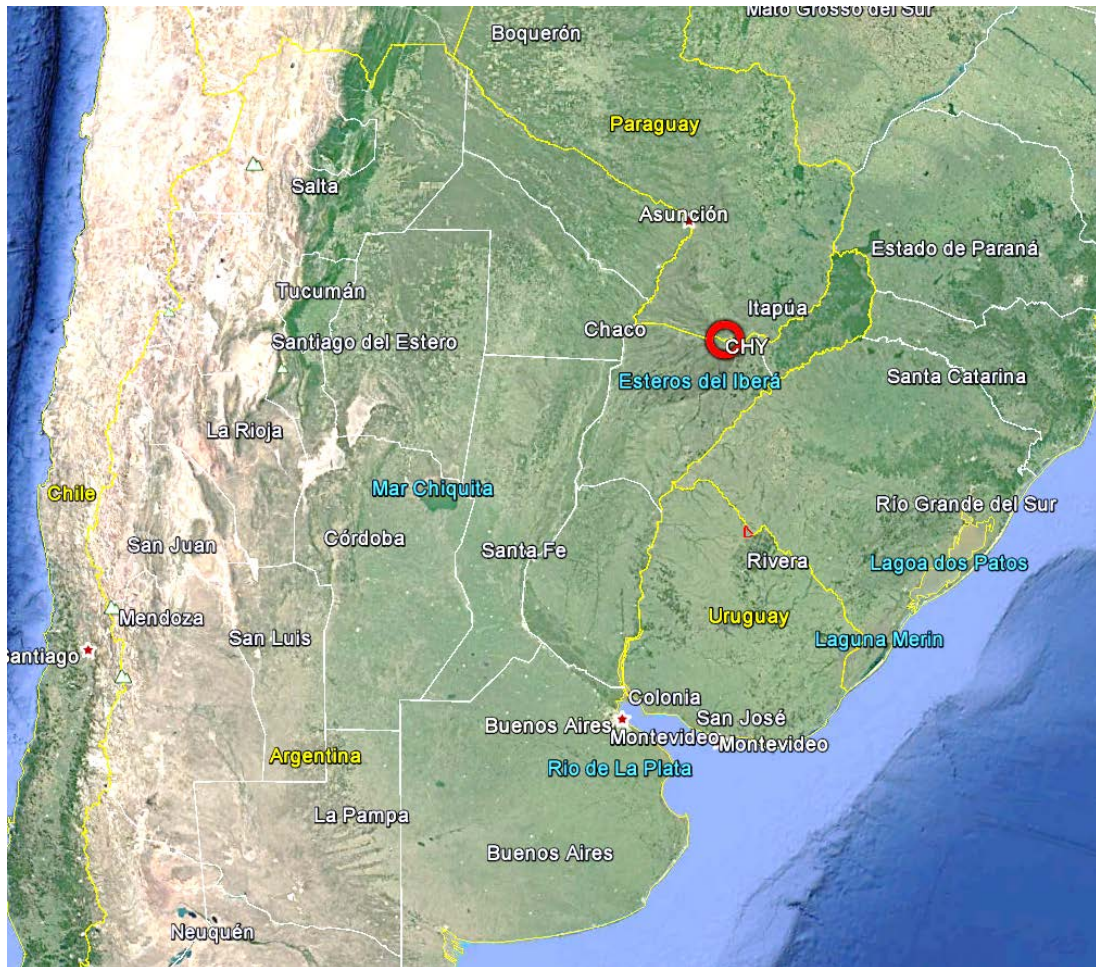


Figura 1.1.1: Ubicación del Complejo Hidroeléctrico de Yacyretá (CHY) sobre imagen Google Earth™

Las razones de estas modificaciones al proyecto original se deben a que, durante el desarrollo de la obra y la posterior operación de la Central, los pobladores de las orillas del BAC plantearon objeciones respecto al deterioro ambiental que causaría la falta de aportes hídricos, con la consiguiente falta de renovación de las aguas y la pérdida de su calidad, el eventual secado del cauce y el daño social que generaría la reducción de las posibilidades pesqueras de la zona.

Por esta razón, en esa oportunidad, se efectuaron una serie de estudios ambientales del BAC y se plantearon alternativas de obras complementarias.

Entre las obras propuestas se destacan la construcción de mini represas a lo largo del BAC que permitirían mantener tirantes de agua mínimos en el BAC similares a los

existentes antes de la construcción de la represa, aunque con una sustancial reducción de las velocidades de escurrimiento.



Figura 1.1.2: Detalle de la zona de implantación del Complejo Hidroeléctrico de Yacyretá sobre imagen Google Earth™

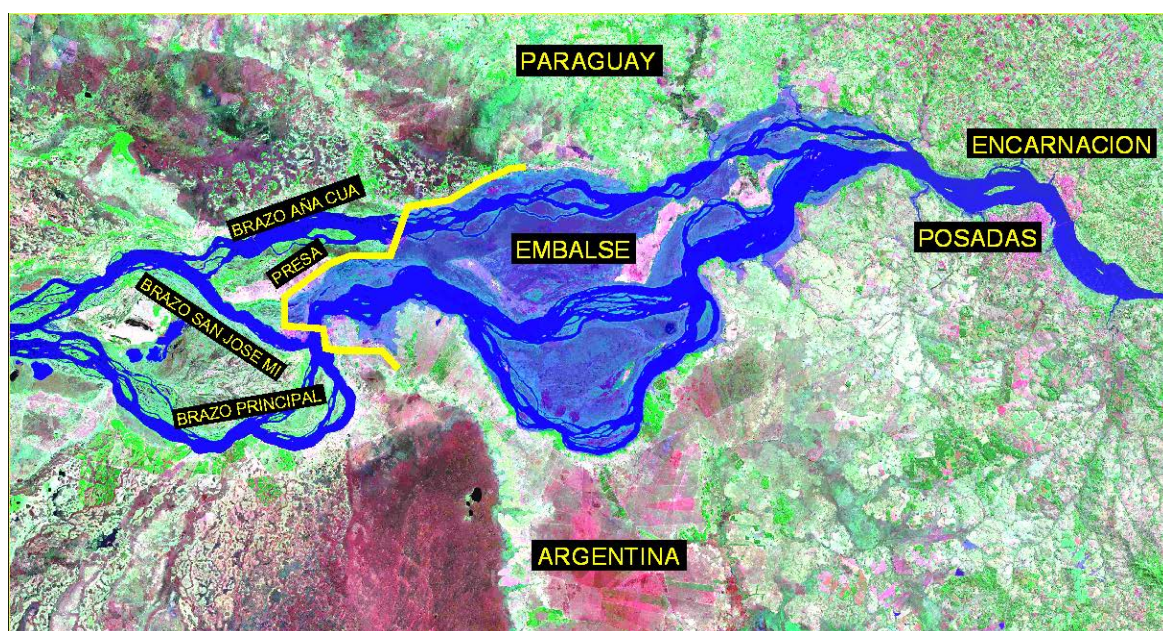


Figura 1.1.3: Zona de implantación del Complejo Hidroeléctrico de Yacyretá con indicación de la presa y el embalse en su primera fase de llenado, sobre imagen Google Earth™

Entre los estudios realizados se destacan los siguientes:

- Umbrales Niveladores en el Brazo Aña Cuá. 1975. Harza-Lahmeyer y Asociados.
- Condiciones de funcionamiento del BAC. Consideraciones ecológicas. 1986. CIDY.

- Plan Maestro de Gestión Ambiental del Proyecto Yacyretá. 1987.
- Estudios del caudal mínimo ecológico del BAC. 1988. Centro de Datos para la Conservación. Ministerio de Agricultura y Ganadería del Paraguay.
- Estudio de la Presas Reguladoras (Informe Parcial). 1989. Servingci SRL.
- Estudio de la Presas Reguladoras (Informe Final). 1990. Servingci SRL.
- Impacto Ambiental debido a las Mini-represas del Brazo Aña Cuá. 1996. Lic. Kieffer Luis.
- Plan de Manejo y Monitoreo Ambiental del Brazo Aña Cuá con las presas reguladoras. 1997. Lic. Kieffer Luis.

Como resultado de estos estudios, en la Enmienda del 29 de diciembre de 1997 al Convenio de Proyecto del Préstamo del Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento (BIRF) 3520-AR se establece que “la Entidad Binacional Yacyretá (EBY) deberá liberar continuamente una mínima cantidad de agua, a razón de $1.500\text{m}^3/\text{s}$, sobre el vertedero hacia el Brazo Aña Cuá del Río Paraná. Esta mínima cantidad de agua será mantenida hasta que surja otra solución adoptada de mutuo acuerdo entre el Banco y la EBY, en base a datos técnicos y científicos actualizados y disponibles, con respecto a los requerimientos de caudal mínimo del Brazo Aña Cuá.”

En ese marco, en el año 2006, la Entidad Binacional Yacyretá (EBY) encomendó a la Facultad de Ingeniería de la U.N.L.P la realización de estudios hidrológicos – ambientales con el objeto de generar la información necesaria para la toma de decisiones respecto a las variaciones admisibles de los caudales en el BAC. Estos estudios partieron de la premisa básica de reducir los caudales a erogar por el BAC a fin de maximizar los caudales que se erogan por el Brazo Principal que son aprovechados para la generación de energía. Los caudales analizados en esa oportunidad fueron 440, 1000 y $1500\text{m}^3/\text{s}$ (Lucino et al., 2009).

Como parte de los elementos básicos a evaluar para establecer la calidad ambiental del BAC en función de los caudales erogados por el vertedero de dicho brazo, se ha efectuado la modelación matemática del contenido de Oxígeno Disuelto (OD) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), considerando a ambos como parte de los indicadores de la calidad ambiental del BAC. Esa modelación utilizó el rango de caudales mencionados y los parámetros de calidad de agua propuestos por defecto en el Manual del Usuario del programa.

El modelo matemático utilizado, HEC-RAS 4, es un software de uso libre, desarrollado por el Hydrologic Engineering Center del U.S. Army Corps of Engineers para la modelación hidráulica de un sistema de ríos. El modelo básico permite la modelación hidrodinámica del escurrimiento en régimen hidráulico permanente (caudal constante) o impermanente (caudal variable en el tiempo) y los resultados describen las variaciones de las velocidades del escurrimiento y de los niveles de la superficie del agua a lo largo del tramo de río modelado. A partir de la versión “4” del modelo se ha agregado un módulo de Calidad de Agua, que utiliza los resultados del modelo hidrodinámico para calcular las variaciones espaciales y temporales de la calidad del agua en el tramo de río modelado, bajo condiciones de régimen hidráulico permanente.

El presente trabajo utiliza como base el modelo hidrodinámico implementado en 2006 para dar respuesta a la encomienda de la EBY y se diferencia de aquel en los siguientes aspectos:

- Los caudales modelados son sustancialmente inferiores ya que se realizará la modelación con caudales entre 100 y 500m³/s.
- Se mejoró la calibración del modelo hidrodinámico a partir de mediciones realizadas en el año 2008.
- Se realizó una importante recopilación de formulaciones de cálculo y mediciones de los parámetros que gobiernan los procesos dispersión y de incorporación y pérdida de oxígeno disuelto y se procedió a su análisis para definir rangos de valores para aplicarlos a la modelación.
- Los resultados de este estudio permiten obtener una estimación de la distribución longitudinal del contenido de oxígeno disuelto en el BAC.
- Los resultados de este estudio permiten definir si el contenido de oxígeno disuelto es o no un limitante ambiental para la reducción de los caudales del BAC.

2. OBJETIVO

El objetivo central del estudio es analizar el comportamiento del contenido de Oxígeno Disuelto y de la Demanda Bioquímica de Oxígeno para caudales bajos, a lo largo del BAC, desde el pie del vertedero de la Represa de Yacyretá (límite aguas arriba del BAC) hasta la confluencia con el Brazo San José Mí, en cercanías de la localidad de Ayolas (límite aguas abajo del BAC), mediante la utilización de un modelo matemático.

3. METODOLOGÍA

3.1 BÚSQUEDA DE INFORMACIÓN

El alcance del objetivo requirió caracterizar la geometría del cauce del BAC, sus condiciones de escurrimiento, la calidad del agua existente en el embalse y que ingresa al BAC a través del vertedero y las condiciones climáticas de la zona.

Para describir la geometría del BAC se utilizaron un total de 27 secciones transversales. La información de las secciones transversales del cauce y su planicie de inundación se obtuvo de la compilación y ensamble de relevamientos disponibles en la Entidad Binacional Yacyretá a partir de relevamientos encomendados por esa institución en el marco de diversos estudios realizados en el BAC.

Dado que las tareas de campo se realizaron en diferentes momentos, desde los estudios de factibilidad en el año 1972 hasta el año 2001, se consideró conveniente hacer un análisis comparativo entre los perfiles disponibles, con el fin de utilizar aquellos que representaran mejor la realidad actual del BAC. En dicha comparación se tuvo en cuenta, en primera instancia, el año del relevamiento, ya que podrían haber ocurrido procesos de transporte de sedimentos y, en segundo término, se consideró la coincidencia entre los perfiles relevados en una misma sección entre las distintas fuentes.

Desde la elaboración del proyecto de la Represa de Yacyretá y durante las fases de construcción y operación de la misma se han realizado numerosas campañas de mediciones de niveles del río, caudales y de calidad del agua en sitios ubicados en el cauce principal, en cauces secundarios y en el embalse. El objeto de estas mediciones fue evaluar la evolución de la calidad del agua del río debido a la construcción de la represa, en particular en áreas donde se producen vuelcos de efluentes urbanos como las localidades de Posadas (Argentina) y Encarnación y Ayolas (Paraguay).

Estas mediciones fueron publicadas por la EBY y por las instituciones que las realizaron en cada oportunidad entre las que se seleccionaron el Instituto Nacional de Ciencias y Técnicas Hídricas (INCYTH), el Proyecto Hidroeléctrico Yacyretá (PHY) y la Universidad Nacional de Misiones (UNaM).

Las variables utilizadas para la descripción de la calidad del agua fueron el OD, DBO, temperatura, algas y compuestos de Nitrógeno y Fósforo.

El clima se describió mediante la temperatura del aire, la humedad relativa ambiente, la presión atmosférica y la velocidad del viento, obtenidos de los registros de "Weather History" (www.wunderground.com) de Posadas, correspondientes a los meses de Enero, Abril, Julio y Octubre del período 2002 a 2008.

La selección de los caudales a utilizar en el presente estudio se orientó a describir el comportamiento del BAC para valores menores a los analizados en el estudio antecedente realizado por la UNLP en 2006, por lo que se seleccionó un rango de 100 a 500m³/s.

3.2 MODELO HEC-RAS 4.1

La descripción del comportamiento hidrodinámico de los escurrimientos en el BAC se realizó mediante la utilización del modelo HEC-RAS versión 4.1 publicado en el año 2010.

El modelo ha sido desarrollado por el Hydrologic Engineering Center del U.S. Army Corps of Engineers y permite la modelación hidrodinámica del escurrimiento, junto con la modelación de la calidad del agua. El HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center's River Analysis System) es un software de uso libre (www.hec.usace.army.mil).

El principal objetivo del HEC-RAS es calcular elevaciones en la superficie de agua y las velocidades medias de escurrimiento en todos los puntos de interés donde se posean valores de la geometría del cauce y del caudal.

El procedimiento computacional está basado en la solución de la ecuación de la energía unidimensional. Las pérdidas de energía corresponden a la pérdida friccional (Ecuación de Manning) y a las pérdidas por expansión y contracción. La ecuación de momentos se utiliza en situaciones donde el perfil de la superficie del agua presenta variaciones rápidas con cambios de régimen hidráulico, por ejemplo resaltos hidráulicos, hidráulica de puentes y la evaluación de perfiles en uniones de ríos.

El modelo dispone de un módulo de Calidad de Agua que utiliza el esquema numérico explícito Quickest-Ultimate desarrollado por Leonard (1991) para resolver la ecuación unidimensional de Advección-Dispersión. El módulo simula el transporte y la transformación de la temperatura del agua, y de constituyentes conservativos y no-conservativos como oxígeno disuelto, nitrógeno disuelto, fósforo disuelto, DBO, etc. Este módulo utiliza los resultados del modelo hidrodinámico para la resolución su esquema numérico. Los resultados de la operación del modelo permiten obtener las variaciones espaciales y temporales de la calidad del agua en el río, bajo condiciones de régimen hidráulico estacionario.

Cabe destacar que la información disponible de las campañas de medición realizadas, no permitió establecer procesos de calibración del módulo de calidad de agua, dado que no se realizaron muestreos espaciales ni temporales de la calidad del agua en el BAC. En consecuencia, la operación del modelo se realizó para diferentes valores de caudales y condiciones climáticas al efecto de obtener una cuantificación de los términos de la ecuación gobernante.

Esto permitió identificar aquellos términos con efectos relevantes sobre el proceso del OD en el cuerpo de agua en estudio.

4. DATOS DE BASE

4.1. CALIDAD DE AGUA DEL RIO PARANÁ

El concepto de "calidad de agua", está vinculado a condiciones esperadas o deseadas, para los diversos usos que el hombre pretenda dar a un cuerpo de agua.

En general, las condiciones deseadas están establecidas por normas de uso, que establecen cantidades mínimas o máximas, según sea el caso, de sustancias o parámetros que aseguran el buen uso del recurso hídrico.

En este trabajo se entiende por contaminación a los cambios de calidad del agua ocasionados por efecto antrópico según Meybeck (1990).

El "agua natural" de una cuenca hidrográfica, depende de su geomorfología y más precisamente de las características de los suelos que la componen.

Por otro lado, de acuerdo al GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution), la definición de contaminación es: "Introducción por el hombre en el ambiente acuático de sustancias o energía que puedan causar o causen, efectos dañinos o tóxicos que perjudiquen los recursos vivos, constituyan un peligro para la salud humana, obstaculicen las actividades marítimas, comprendida la pesca, menoscaben la calidad del agua y disminuyan los valores estéticos o de recreación".

Meybeck (1990) señala "En ausencia total de influencia humana, la calidad química natural de un agua es el resultado de una suma de procesos geológicos, biológicos e hidrológicos universales. Las fuentes principales de materias disueltas, transportadas por los ríos, son la alteración de rocas superficiales, el lavado de los suelos orgánicos y las aportaciones atmosféricas de origen volcánico, oceánico y terrestres".

Los estudios y mediciones realizados durante la ejecución del proyecto y de las obras del embalse permiten obtener una descripción de las características de las aguas del río Paraná previo a la ejecución y llenado del embalse.

A continuación se presentan los valores físico-químicos característicos de las aguas del río Paraná obtenidos de mediciones históricas (años 1974 y 1976) y recientes (1994 a 2007), como muestran las Tablas 4.1.1 a 4.1.3.

Tabla 4.1.1 Calidad de Agua del Río Paraná en Posadas de Junio 1971 a Enero 1972. Fuente: INCYTH (1974)

Variable	Unidad	Jun. 1971	Set. 1971	Dic. 1971	Ene. 1972
Temperatura	°C	18	23	28	28
OD	mg/l	9.5	9.8	8.6	8.6
DBO ₅	mg/l	1.6	1.4	1.1	1
N. Amoniacal	mg/l	0.03	0.01	0.02	0.01
N. Nitritos	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
N. Nitratos	mg/l	0.45	0.20	0.22	0.25

Por otra parte, el Programa de Calidad de Agua del Embalse Yacyretá desarrollado por convenio entre la EBY y la Universidad Nacional de Misiones, en su informe del año 2007 indica que “el llenado del embalse no produjo grandes cambios en las características físicas, químicas, bacteriológicas y biológicas. El embalse continúa presentando una distribución homogénea de la temperatura, del oxígeno disuelto y baja conductividad. Durante este ciclo se registró un aumento de la transparencia del agua y una disminución de la turbidez.”...” Según el criterio de los índices biológicos, la calidad del agua del embalse de Yacyretá fue buena.” Ver Tabla 4.1.4.

Tabla 4.1.2 Calidad de Agua del Río Paraná en Itatí. Período 1968-1969. Fuente: INCYTH (1976)

Variable	Unidad	Máximo	Mínimo	Promedio
Temperatura	°C	31	13.5	24.2
N. Amoniacal	mg/l	0.25	0.02	0.18
N. Nitritos	mg/l	0.049	0.002	0.023
N. Nitratos	mg/l	3.83	0.15	1.09

Tabla 4.1.3 Calidad de Agua del Río Paraná. Período 1986-1987. Fuente: PHY (1992)

Variable	Unidad	Máximo	Mínimo	Promedio
Temperatura	°C	28	19.9	23.08
OD	mg/l	10.4	7.9	9.3
Fósforo Total	mg/l	0.067	0.01	0.026

Tabla 4.1.4 Calidad de Agua del Río Paraná. Período abril 2006 a abril 2007. Fuente: UNaM-FACEN-CERIDE-EBY (2007)

Variable	Unidad	Máximo	Mínimo	Promedio
Temperatura	°C	29.1	18.8	24.8
OD	mg/l	10	7.6	8.6
Fósforo Total	mg/l	0.026	0.016	0.0219
Ortofosfato	mg/l	0.008	0.005	0.007
Nitrato	mg/l	0.245	0.137	0.19
Nitrito	mg/l	0.035	0.005	0.0129
N Amoniacal	mg/l	0.028	0.019	0.0226
N Orgánico	mg/l	0.313	0.233	0.276

El estudio realizado para la construcción de presas de regulación en el BAC por Kieffer (1997) adopta condiciones de Borde e Iniciales para la modelación de la calidad de agua en el BAC que se presentan en la Tabla 4.1.5.

Estos valores adoptados por Kieffer difieren de los presentados en las tablas anteriores debido a que están orientados a describir una condición desfavorable para el OD en el BAC. La temperatura adoptada es superior a la media con lo que el contenido de saturación de OD es menor, el contenido de DBO adoptado es superior a los valores registrados con lo que el consumo de OD es mayor. Los altos niveles de clorofila incrementan la producción y el consumo de OD y los altos niveles de compuestos de Nitrógeno y Fósforo incrementan el consumo de OD por oxidación de dichos compuestos.

Tabla 4.1.5 Condiciones de borde e iniciales para la modelación de presas de regulación en el BAC adoptadas por Kieffer (1997)

Variable	Unidad	Condic. de Borde	Condic. Iniciales
Temperatura	°C	28	28
OD	mg/l	8	7
DBO última	mg/l	7	4
N Orgánico	mg/l	0.8	0.5
N Amoniacal	mg/l	0.05	0.03
N Nitritos	mg/l	0.002	0.001
N Nitratos	mg/l	0.2	0.1
P Orgánico	mg/l	0.1	0.05
P Disuelto	mg/l	0.015	0.015
Algas	mg/l	1	1

4.2. CARACTERISTICAS DEL CLIMA EN EL BAC

Para la caracterización del clima del BAC se construyeron “días típicos” mediante la observación y selección de valores horarios más frecuentes de cada estación del año, obtenidos de los registros de “Weather History” (www.wunderground.com) de la ciudad de Posadas, distante 80km del área en estudio por lo que las características de su clima se consideran representativas del BAC.

Se han analizado los registros correspondientes a los meses de Enero, Abril, Julio y Octubre del período 2002 a 2008. Los registros de primavera y otoño resultan similares por lo que ha asumidos que pueden representarse con una sola serie. En consecuencia se han construido 3 series representativas de las condiciones de Verano, Invierno y Otoño-Primavera.

En los registros se presentan datos de Temperatura, Humedad, Presión Atmosférica y Velocidad del viento.

En las Figuras 4.2.1 a 4.2.3 se presentan las series construidas para cada una de las estaciones del año.

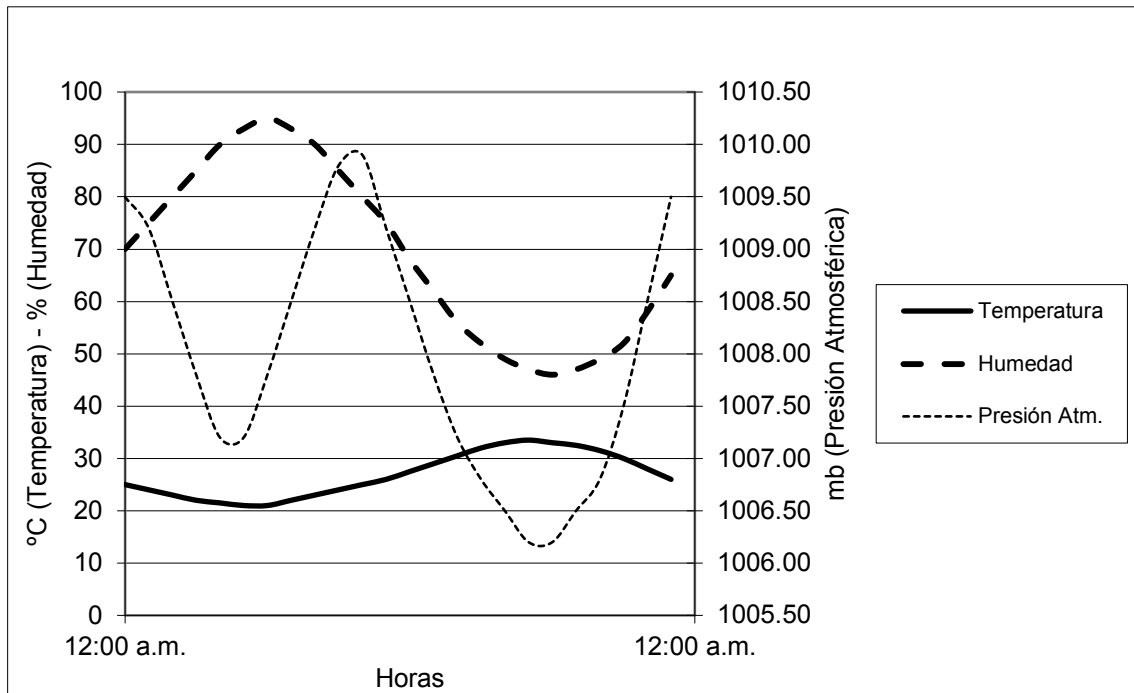


Figura 4.2.1 Características de un día "típico" de verano

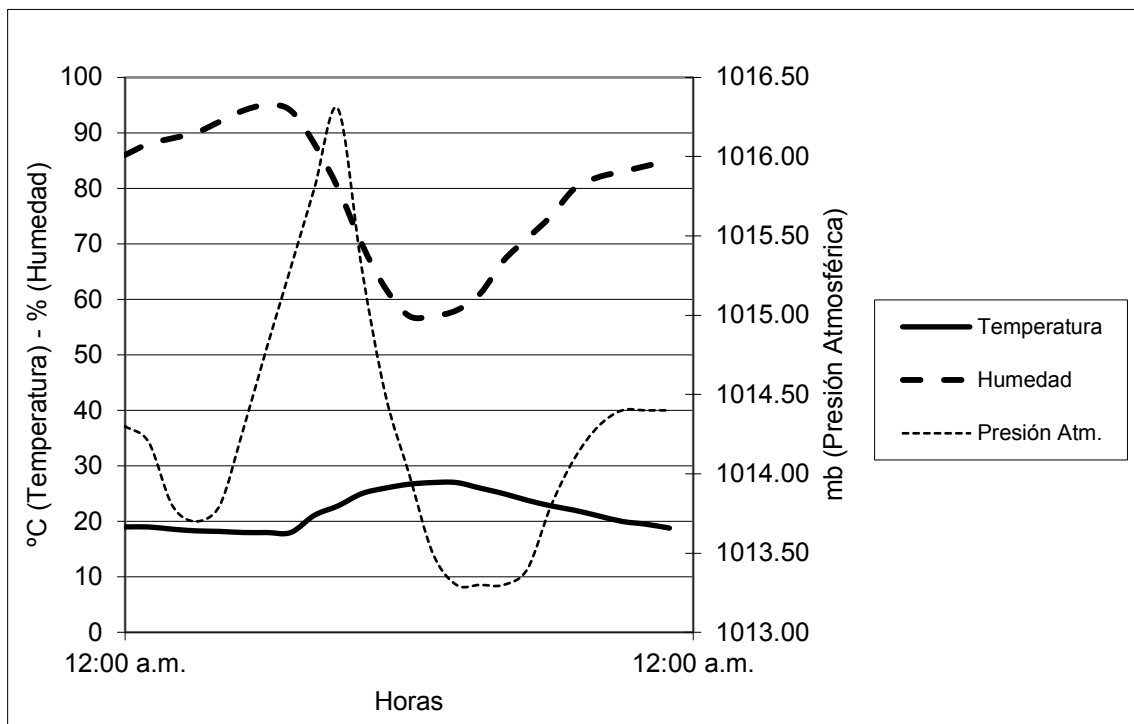


Figura 4.2.2 Características de un día "típico" de otoño-primavera

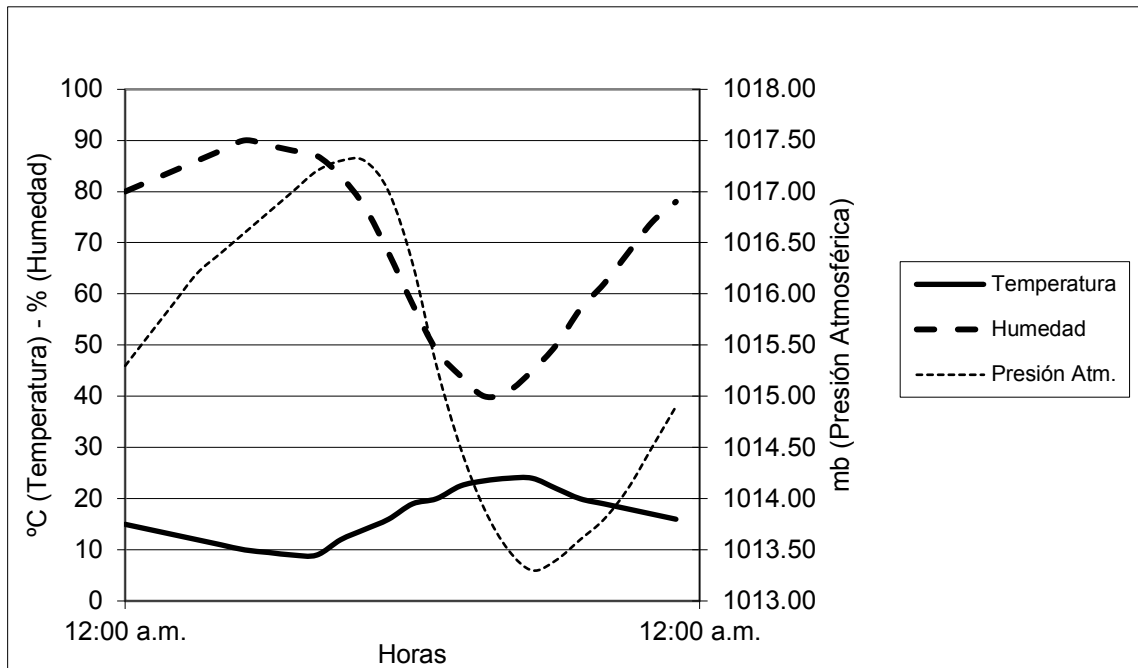


Figura 4.2.3 Características de un día "típico" de invierno

5. ANTECEDENTES

5.1. ESTUDIOS SIMILARES

Estudio 1:

Estudio de transporte de contaminantes en la cuenca media del río San Jorge, Córdoba, Colombia.

Autores: Edgar Quiñones Bolaños, Dayana Carolina Chalá Díaz, Zayceth Karollyn Romero Benítez, Pedro Enrique, Bonfante Alvarez, Diana Vanessa Villadiego Malluk

El estudio comprendió la descripción del área de estudio, el trabajo de campo y procesamiento de la información en un área de la cuenca media del río San Jorge.

Las variables medidas en campo fueron realizadas en época de verano. Se realizaron un levantamiento batimétrico, aforos de caudal y la toma de 13 muestras de agua del río San Jorge. Los parámetros medidos fueron pH, temperatura y Oxígeno Disuelto.

Con respecto a la hidrodinámica del río, el ancho superficial de banca llena está alrededor de los 85 a 30 m. dependiendo de su ubicación, y con profundidades máximas de la lámina de agua alrededor de los 4.0 m. La longitud total del tramo estudiado de la cuenca media del río San Jorge dentro del departamento de Córdoba es de 47.5 km., aproximadamente. Las velocidades promedio fluctúan entre 0.1 y 0.3 m/s y se promedian caudales máximos de hasta 34 m³/s.

Para la descripción de los parámetros de calidad en el río se tomaron como referencia dos de los cuatro tramos estudiados. La ubicación del río San Jorge y de los tramos estudiados se presentan en las Figuras 5.1.1 y 5.1.2.

La tasa presente de desoxigenación se encuentra por debajo de cero -0.155 mg/l/día, el déficit de oxígeno inicial es de 1.55 mg/l, la tasa de aireación mínima es de 0.561 mg/l/día y finalmente, el valor mínimo de Oxígeno Disuelto se encuentra por debajo de cero, -6.97mg/l en uno de los tramos como se muestra en la Figura 5.1.3, con un nivel de saturación de 7.53 mg/l, para el segundo tramo de referencia no existe un tiempo crítico donde se presente el menor valor de oxígeno disuelto, se comporta con un déficit inicial y llega a su valor de saturación de 8 mg/l luego de 4 días como se observa en la Figura 5.1.4.

En las Figuras 5.1.3 y 5.1.4 puede observarse que el contenido de OD sigue la forma clásica de la curva en comba del oxígeno de Streeter y Phelps. Se observa que en el segmento de río inmediatamente aguas abajo del vertido, el déficit inicial de oxígeno es de 1.55 mg/l, desde donde el OD cae rápidamente hasta su punto crítico, donde se encuentra el nivel de oxígeno mínimo, luego de esto, más allá del punto crítico, la materia orgánica arrastrada por el río va disminuyendo ya que el oxígeno aumenta por aireación más rápido de lo que se consume por descomposición, la curva de OD asciende hacia el nivel de saturación y el río comienza a recuperarse. Este proceso ocurre desde el momento en que se realiza la descarga de materia orgánica, durante el trayecto del contaminante.



Figura 5.1.1 Ubicación del río San Jorge (Google Earth™)

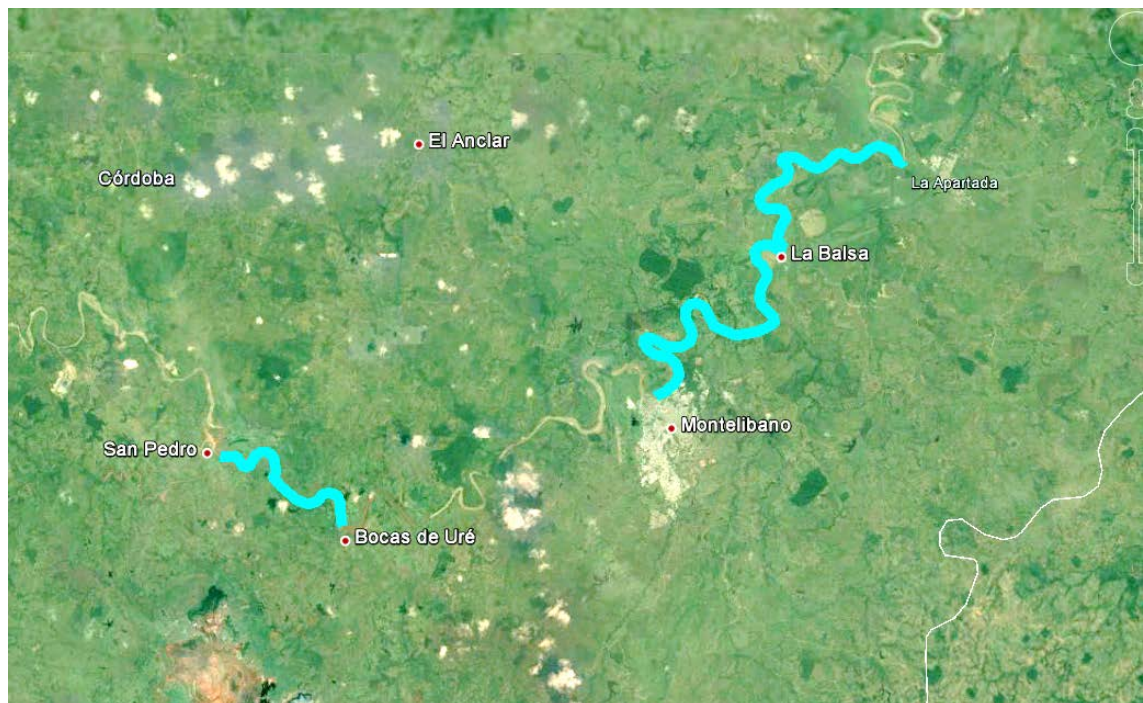


Figura 5.1.2 Ubicación de los tramos de estudio del río San Jorge (Google Earth™)

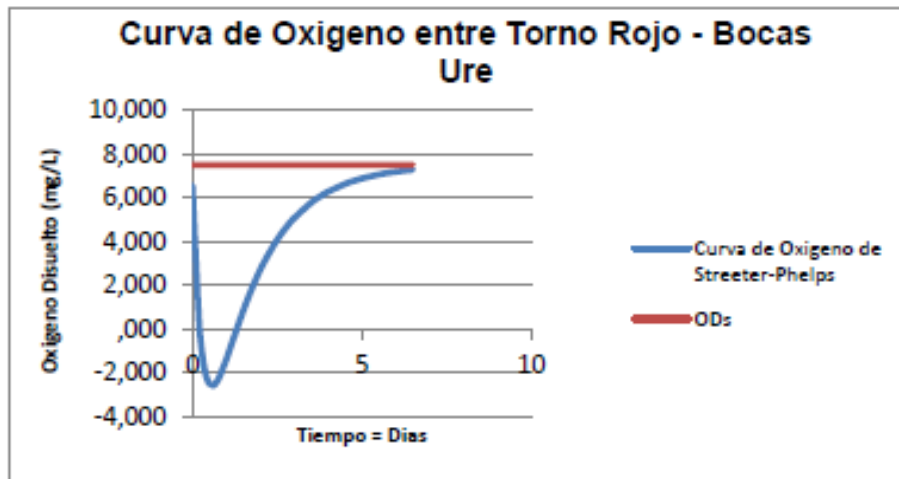


Figura 5.1.3 Modelo de curva de variación de OD entre Torno Rojo (San Pedro) y Bocas de Ure
Fuente: Quiñones Bolaños et al (2014)

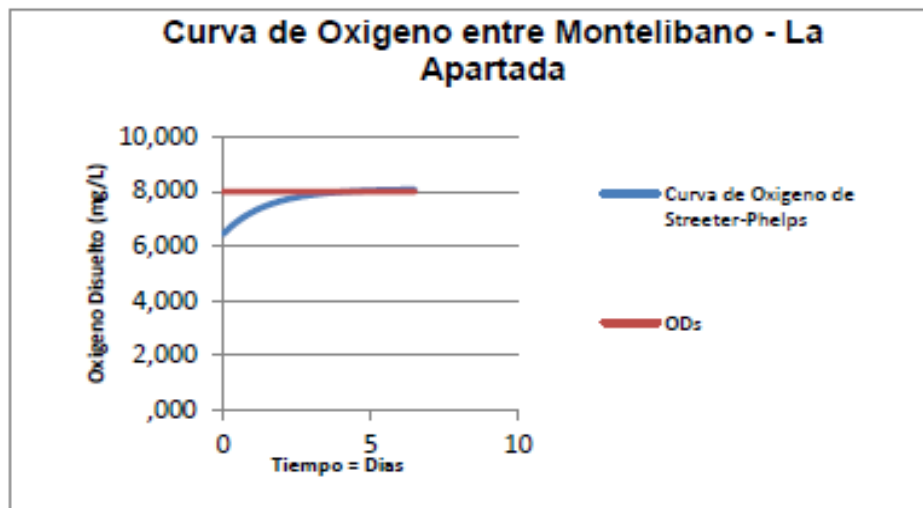


Figura 5.1.4 Modelo de curva de variación de OD entre Montelíbano y la Apartada. Fuente: Quiñones Bolaños et al (2014)

Según los resultados obtenidos, la calidad del agua del río San Jorge es baja, esto debido a los niveles bajo cero del oxígeno disuelto, a la presencia de sustancias tóxicas ubicadas en su mayoría en los puntos más cercanos a zonas de actividad minera.

Según lo anterior, el agua de este río puede producir efectos nocivos o migraciones en determinadas especies por el solo hecho de que sus niveles de OD (Oxígeno Disuelto) se sitúan por debajo de 4-5 mg/l.

Las características hidrodinámicas del río, abren la posibilidad de que el flujo de contaminantes se esté presentando por advección, lo que es fundamental para determinar los tiempos de recorrido del aporte de un contaminante a un punto aguas abajo del río, y garantizar que se presente una dispersión continua en él.

De igual forma, los parámetros de calidad con respecto a la presencia de aguas residuales, presentan valores que evidencian la contaminación, como es el caso de la tasa de desoxigenación pues muestra que existe una demanda de oxígeno mucho mayor a la que es posible abastecer en la zona y por tanto es negativa.

En las conclusiones destaca que, en uno de los tramos, el río presenta insostenibilidad en su uso, debido principalmente a que la carga máxima permitida adecuada para la vida de la mayoría de especies de peces y otros organismos acuáticos, promediada a 7 mg/l de DBO; es superada. Además, se estimaron condiciones de insalubridad en el mismo tramo, ya que los límites de cantidad de OD presentes en ríos, presentaron una caída del oxígeno por debajo del nivel mínimo aceptable, que va desde 4- 5 mg/l; colocando en serias amenazas el hábitat de las especies que allí se encuentran, disminuyendo el oxígeno que necesitan para vivir.

Estudio 2:

Análisis Simplificado de Oxígeno Disuelto en el Río Ubaté por el Modelo Qual2k. Colombia

Felipe Santamaría Alzate. Escuela Colombiana De Ingeniería. Maestría En Ingeniería Civil. Bogota D. C. Noviembre, 2013

El río Ubaté se encuentra ubicado en el departamento de Cundinamarca y se le considera el principal tributario de la laguna de Fúquene, que a su vez pertenece a la gran cuenca del Ubaté-Suarez, como se muestra en la Figura 5.1.5.

Esta cuenca se caracteriza por ser un área de gran actividad lechera y de pastoreo, con gran demanda del recurso hídrico para sustentar la economía local y para abastecimiento de municipios como el casco urbano de Ubaté y veredas colindantes a lo largo de todo el río. Así mismo es fuente receptora de las descargas de aguas residuales domésticas e industriales y de la afluencia de ríos como el Lenguzaque y Suta.

Las curvas de contenido de OD y de DBO medida a lo largo del cauce en el año 2009 se presentan en las Figuras 5.1.6 y 5.1.7.

Para la simulación de calidad del río Ubaté se utilizó el modelo de Streeter-Phelps, calculando Oxígeno Disuelto y Demanda Bioquímica de Oxígeno por el QUAL2K de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA). Para este caso se consideró régimen permanente y estacionario

La constante de desoxigenación se calculó como la tasa global de remoción K1 con los datos de caudal y velocidad del río y concentración de DBO entre tramos consecutivos. El modelo se calibró con los perfiles de OD determinados en el terreno y se verificó con las proyecciones y medidas reales para condiciones futuras.

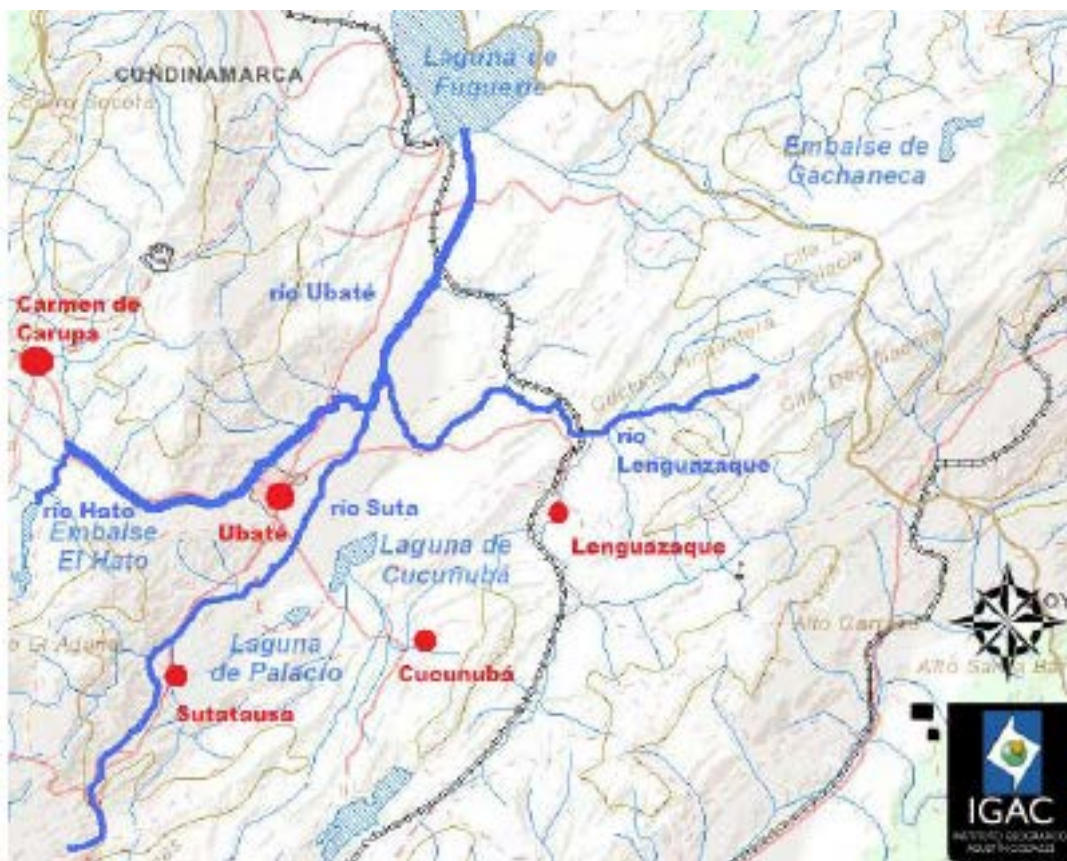


Figura 5.1.5 Localización de la cuenca del río Ubaté. Fuente: Santamaría Alzate (2013)

Para la determinación de la constante de reaireación, K_2 , del río Ubaté, se utilizó la ecuación de Owens y Gibbs (1964) que permite calcular dicha constante en función de la velocidad del agua y la profundidad

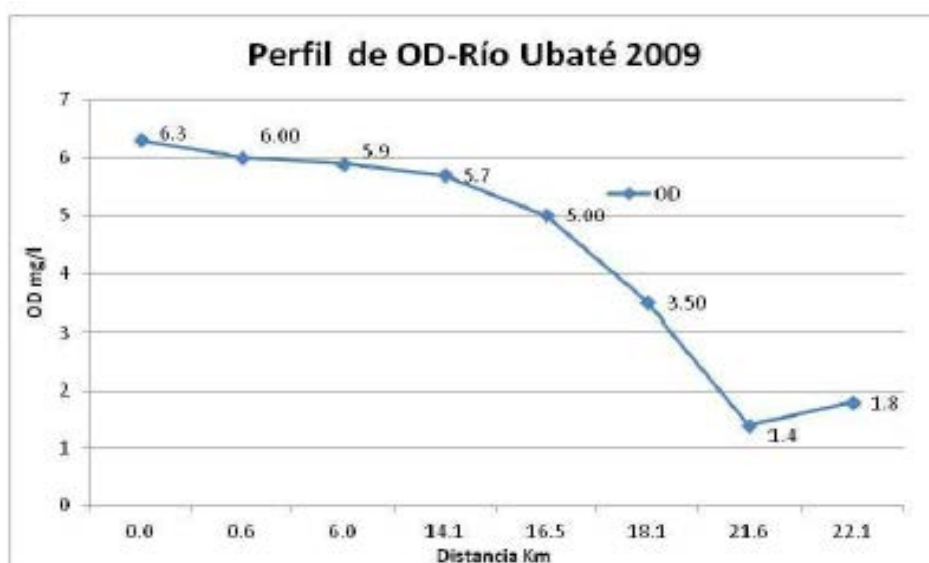


Figura 5.1.6 Perfil de OD. Fuente: Santamaría Alzate (2013)

En las condiciones de estiaje del río Ubaté se presenta la condición más desfavorables de calidad del agua, con valores de OD cercanos a 0 mg/l y concentraciones de DBO por encima de los 50 mg/l tratándose de un cuerpo de agua apta sólo para actividades agrícolas restringidas.

El estudio plantea 3 escenarios en función del grado de tratamiento dado a los efluentes volcados al río Suta y que ingresan a río Ubaté.

Los perfiles de OD y DBO que se presentan en las Figuras 5.1.8 y 5.1.9 indican que, para todos los escenarios modelados, la descarga del río Suta es la causante del deterioro de la calidad del agua del río Ubaté

En las conclusiones se describe que el río Ubaté, en las condiciones actuales muestra valores de OD en los primeros 16 km por encima de 6 mg/l, lo que indica condiciones de un río saludable. Sin embargo, después de la descarga del río Suta (km 4.5), la concentración de OD llega a valores por debajo de 1 mg/l, con lo cambia su condición a la de un cuerpo seriamente contaminado.

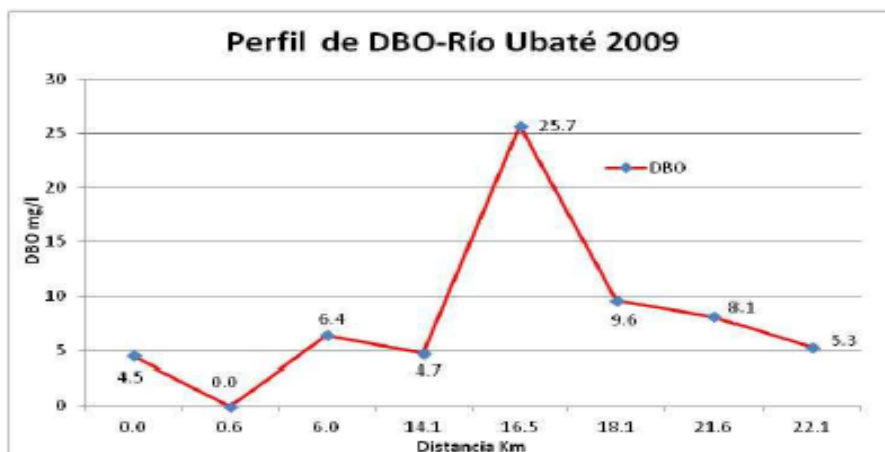


Figura 5.1.7 Perfil de DBO. Fuente: Santamaría Alzate (2013)

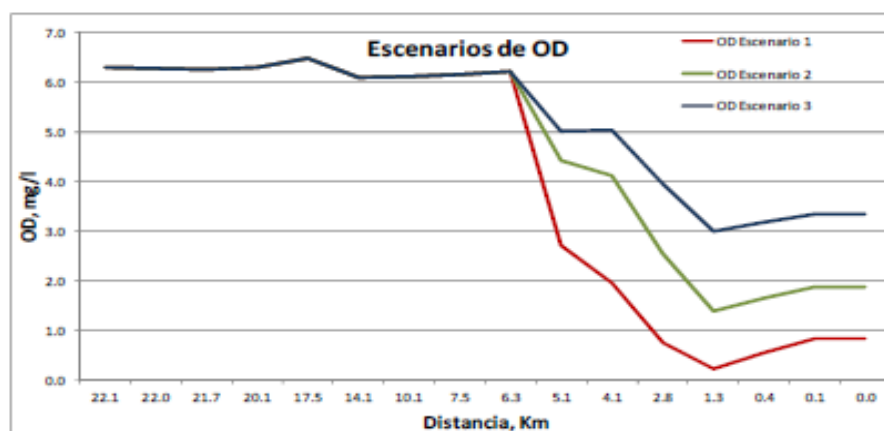


Figura 5.1.8 Curvas de OD en todos los escenarios. Fuente: Santamaría Alzate (2013)

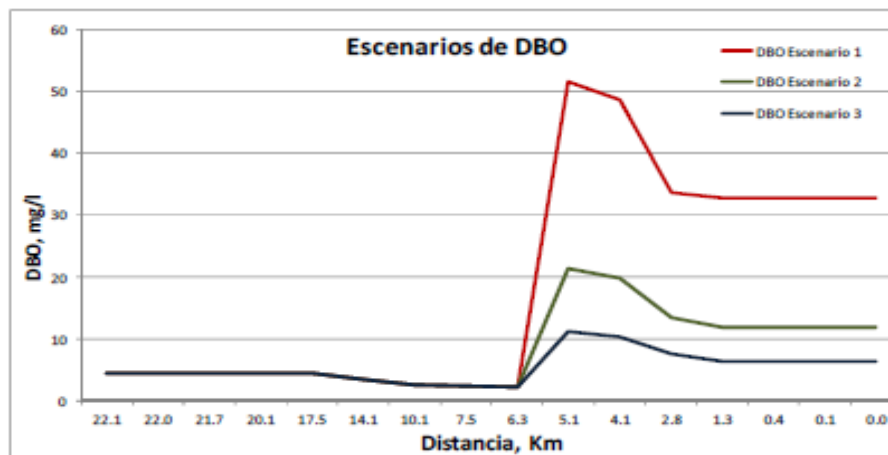


Figura 5.1.9 Curvas de DBO en todos los escenarios. Fuente: Santamaría Alzate (2013)

Estudio 3:

Informe Final del Estudio de Evaluación de la Capacidad de Autopurificación de la Microcuenca Río Frío (San Ignacio - Caneyes). Colombia

Jorge Virgilio Rivera G. Tecnólogo Químico. Administrador de Empresas. M.Sc Gestión y Auditorías Ambiental.

El estudio se enfoca en el comportamiento de la desoxigenación, reaireación, nitrificación y sedimentación del río (26.6 Km). En la investigación se estudió el comportamiento hidrodinámico de la capacidad de auto purificación del río, tipo montaña, teniendo en cuenta el comportamiento del oxígeno disuelto a causa de procesos de desoxigenación y reaireación en la columna de agua y el material béntico del río. La ubicación del río Frío y su microcuenca se presentan en las Figuras 5.1.10 y 5.1.11.

El comportamiento hidrodinámico de los constituyentes que participan en la autodepuración de la carga contaminante, requirió establecer comparaciones y correlaciones entre las variables que se involucran en el fenómeno de la autopurificación. Estas correlaciones se aplican para ajustar un modelo dinámico unidimensional denominado QUAL2K v2.07.

La degradación de la materia orgánica fue evaluada por botella winkler osciló en un rango de 0.003 y 0.04 [1/día]. La tasa de desoxigenación definida por la evaluación de pérdida en el río varió entre 0.02 y 0.58 [1/día], la tasa evaluada por ecuaciones estocásticas tuvo un rango de 1.2 a 1.7 [1/día].

Para la reaireación, el rango obtenido en río fue de 0.29 a 1.48 [1/día]. Se modeló con la ecuación de (Owens y Gibbs 1964) y presenta una reaireación con un rango entre 3 y 9 [1/día].

La importancia de estudiar la autopurificación del río Frío, radica en levantar la información necesaria para evaluar el comportamiento del oxígeno disuelto del río y, de esta manera, definir la cantidad de carga orgánica que puede ser incorporada al canal para su dilución o depuración natural sin que afecte aguas abajo ni las vertientes superiores.

Los resultados de la evaluación de modelación de autopurificación del río frío se presentan a continuación de acuerdo a las gráficas generadas por Qual2K Versión 2.07.



Figura 5.1.10 Ubicación del río Frío (Google Earth™)

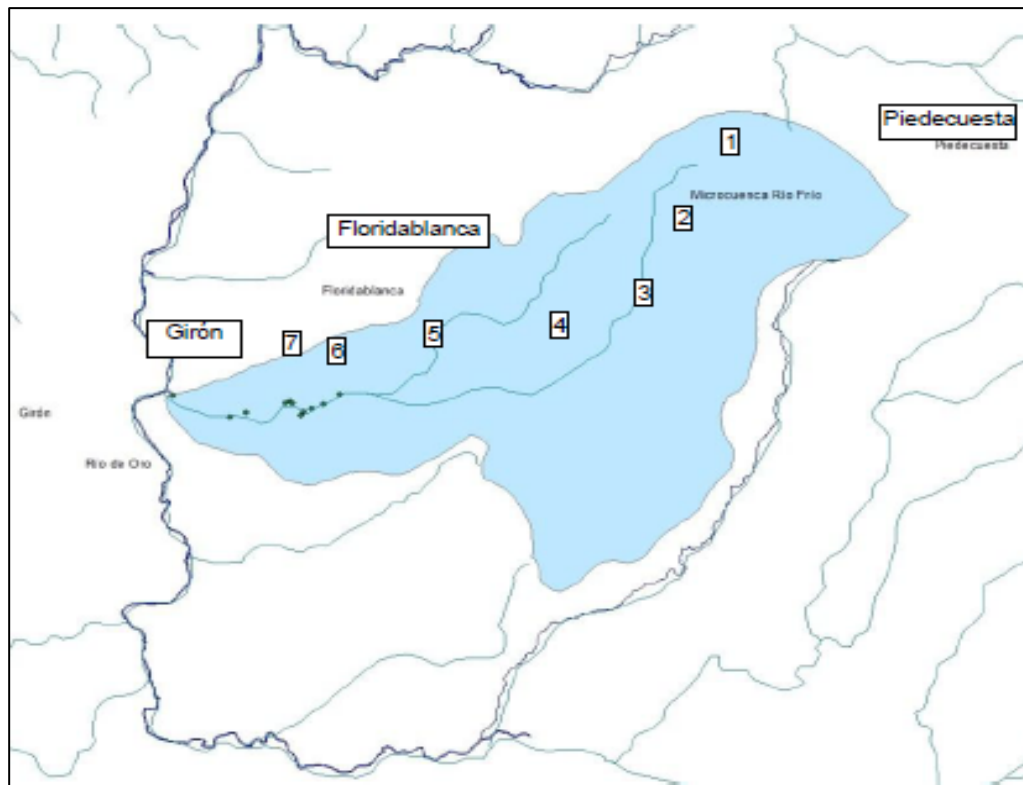


Figura 5.1.11 Ubicación de la cuenca del río Frío. Fuente: Virgilio Rivera (2012)

En las conclusiones se menciona que el sistema hidrométrico del río Frío se define con una velocidad media de 0.7 m/s, un área de sección transversal media de 9.19 m² y un coeficiente de dispersión que varía entre 6 y 16 m²/s, para la zona alta y media y zona baja respectivamente. La rugosidad Manning varía entre 0.07 y 0.32, es decir alta, tipo montaña, esto debido a la alta presencia de rocas.

La tasa de reaeración, se valida con (Owens y Gibbs 1964) y varía entre 3 y 9 [1/día], y se aclara que, de acuerdo a las pruebas de oxígeno, en el río la tasa de reaeración se presenta muy cercana ya que varía entre 0.28 y 2.18 [1/día].

En la Figura 5.1.12 se puede observar que el comportamiento del oxígeno disuelto cae de 8 a 6 mg/l en el primer tramo y posteriormente sigue en descenso a 1 mg/l, en la confluencia con el río de Oro. La saturación máxima es de 7.8 y la mínima es de 7.3, mientras el oxígeno decae a 1 mg/l, esto se explica debido al consumo de oxígeno por la presencia de una alta carga orgánica que inicia en 3.4 Ton/día en el primer tramo y aumenta sustancialmente a 20.7 Ton/día aguas abajo. Esto conlleva a una autopurificación muy baja en el tramo inferior, con una tasa de desoxigenación de 0.58 [1/día] y una tasa de reaeración de 2.18 [1/día].

En la Figura 5.1.13 se puede observar el comportamiento de la DBO medida y modelada

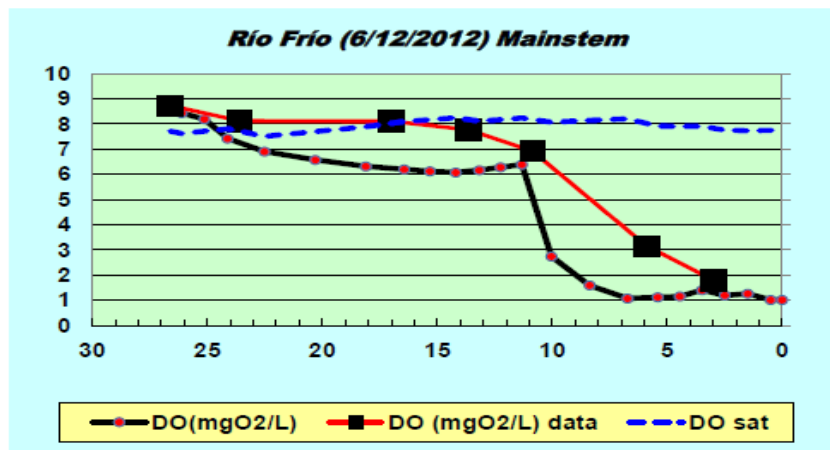


Figura 5.1.12 Modelado de OD y el porcentaje de saturación. Fuente: Virgilio Rivera (2012)

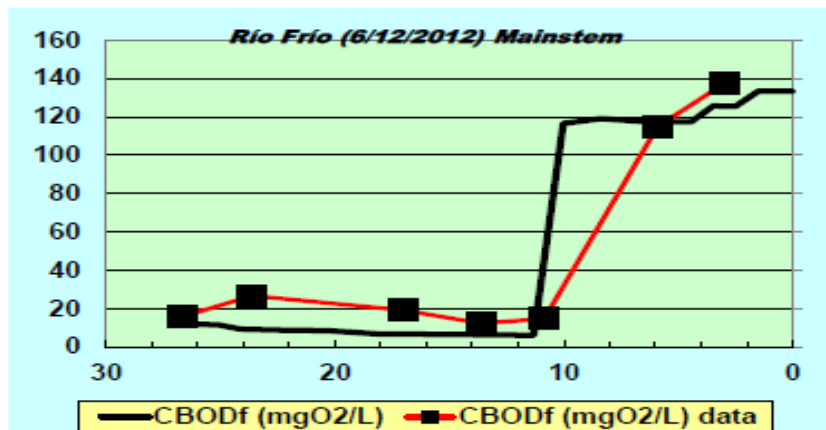


Figura 5.1.13 Modelado de DBOC. Fuente: Virgilio Rivera (2012)

Estudio 4:

Modelo de Simulación de Calidad del Cauce Principal de la Quebrada Miraflores. Colombia

Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico en Quebrada Miraflores – Corporación Autónoma Regional de Nariño

Este estudio propone explicar las causas y efectos de los procesos en el medio ambiente, diferenciar las fuentes antrópicas de las fuentes naturales de contaminantes, evaluar la eficiencia de los programas de gestión ambiental, determinar un tiempo o una distancia de recuperación de un cuerpo de agua con el objeto de implementar un programa de reducción de contaminantes. En la Figura 5.1.14 se presenta la ubicación cuenca de Quebrada Miraflores.



Figura 5.1.14 Ubicación de la cuenca Quebrada de Miraflores. Fuente: Corponariño (2011)

Se aplicó y calibró un Modelo de Simulación de Calidad de agua, para determinar la capacidad de asimilación de sustancias biodegradables y/o acumulativas de la quebrada Miraflores, generando un escenario actual de su comportamiento y estado con relación a los

vertimientos y descargas que recibe, así como de las extracciones o captaciones efectuadas y presentadas a lo largo de su Cauce Principal, desde su nacimiento en La Laguna Negra hasta su desembocadura al río Pasto.

Se utilizó el Modelo de Simulación existente “River and Stream Water Quality Model - QUAL2K” desarrollado por la división de investigación en ecosistemas de La Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos EPA, el cual permite simular varios parámetros de calidad de agua entre los cuales se encuentran los mínimos exigidos que son: (DBO5) Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco (5) días, (OD) Oxígeno Disuelto, (Q) Caudal, etc.

Los valores de las constantes de reacción para la quebrada Miraflores fueron determinados mediante el proceso de ensayo y error. En general el procedimiento consistió en hallar primero el valor de las constantes de reaireación y de degradación Carbonácea mediante comparación de las curvas establecidas por el modelo y los valores establecidos con los puntos de calibración.

Los valores encontrados fueron:

- Modelo de Reaireación: Pool& Riffle
- Constante de Oxidación de la DBO rápida: 2 [1/día]

El escenario analizado fue el estado actual de calidad del cauce principal de la quebrada Miraflores desde su nacimiento en la Laguna Negra del Volcán Galeras hasta su desembocadura al río Pasto.

A continuación se presentan los gráficos obtenidos para las variables: Oxígeno Disuelto, Materia Orgánica de rápida degradación (DBOC)

Los gráficos permiten relacionar los datos de entrada representados en puntos de color negro con la tendencia o comportamiento de calibración del modelo representado en líneas, con el fin de comparar su similitud o cercanía en cada una de las variables simuladas.

Las líneas tendenciales de la materia orgánica de rápida degradación coinciden con la mayoría de los datos de entrada, a excepción del punto ubicado antes de la desembocadura el cual es superior en valor a la concentración modelada, posiblemente porque el dato de entrada fue estimado y no muestreado debido a los riesgos y limitaciones de acceso presentados en campo.

En las Figuras 5.1.15 y 5.1.16 se puede observar que los comportamientos del OD y de la DBO simulados en el modelo coinciden con los datos de entrada, representando una línea decreciente en la concentración de oxígeno disuelto y creciente de la DBO, a medida que se van presentando las descargas de aguas residuales.

El escenario actual de calidad de la quebrada Miraflores está caracterizado por la alteración de las condiciones y características fisicoquímicas y microbiológicas del recurso hídrico debido a la intervención antrópica representada en la existencia de vertimientos de aguas residuales de origen doméstico, industrial y de servicios.

La zona alta y media de la quebrada Miraflores no presenta alteraciones considerables en la calidad del agua.

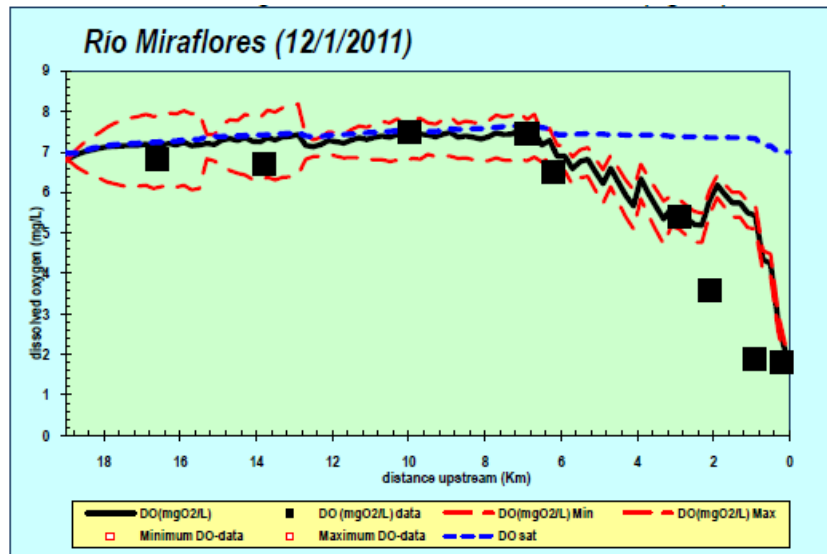


Figura 5.1.15 Curva de OD en la Quebrada de Miraflores. Fuente: Corponariño (2011)

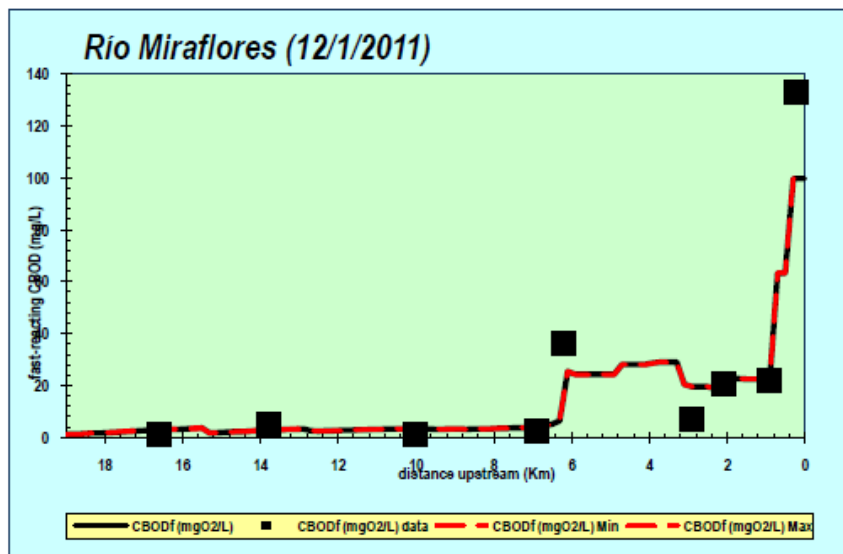


Figura 5.1.16 Curva de DBOC en la Quebrada de Miraflores. Fuente: Corponariño (2011)

Estudio 5:

Aplicación de un Modelo de Calidad de Agua a un tramo del Río Neuquén – Patagonia Argentina.

Polla G.M., Horne F.E., Dufilho A.C.- Agrociencia Vol VIII – N° 2. 2004

El objetivo del trabajo fue realizar un estudio de la calidad de agua de un tramo de río Neuquén que se extiende desde el Dique Ballester al Canal de los Milicos. Se aplicó un

modelo matemático de simulación unidimensional QUAL2E para la simulación hidráulica de aguas bajas y medias simulando componentes como Oxígeno Disuelto y DBO.

La importancia de este trabajo radica en que, al presente, los organismos encargados del monitoreo y planificación de los recursos hídricos regionales analizan los datos relevados de calidad de agua por comparación con estándares o valores guías. No existen trabajos en la zona que utilicen modelos matemáticos que permitan visualizar las variaciones espaciales y temporales de los componentes en los escenarios de análisis.

La ubicación general y el tramo del río en estudio se presentan en las Figuras 5.1.17 y 5.1.18.-

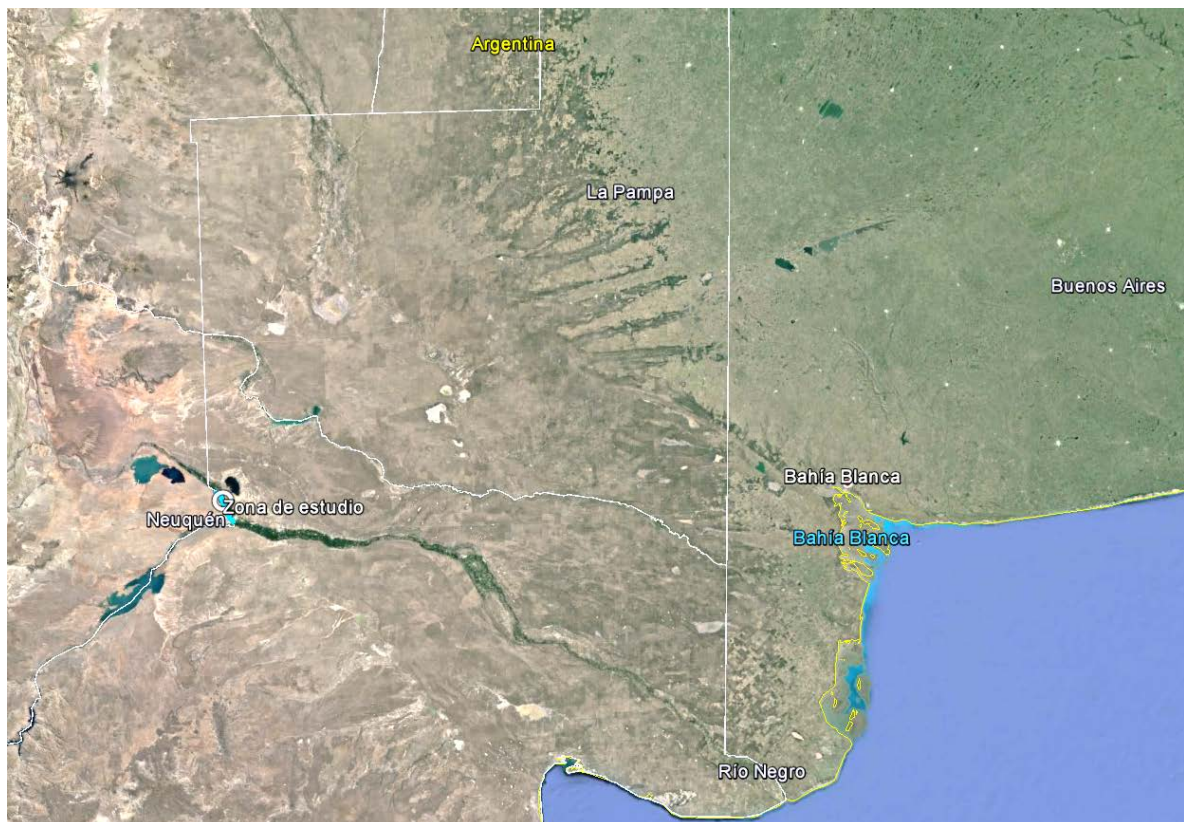


Figura 5.1.17 Ubicación de la zona de estudio (Google Earth™)

El régimen fluvial del río presenta irregularidades a lo largo del año hidrológico con dos picos de crecidas. El caudal medio anual es de $315\text{m}^3/\text{s}$.

Durante 14 meses se realizaron mediciones de los parámetros de calidad de agua como Temperatura, OD entre otros y en laboratorio se determinó la DBO. Se obtuvieron también los perfiles batimétricos del cauce. El coeficiente de dispersión se calculó mediante la ecuación propuesta por (Liu, 1977) para cada uno de los 17 tramos en que se dividió el río.

Los autores indican que durante el proceso de calibración del modelo los parámetros más sensibles fueron el coeficiente de desoxigenación carbonácea, el coeficiente de reaireación, el coeficiente de oxidación de amoníaco y el coeficiente de dispersión. En la Tabla 5.1.1 se presentan los valores de los parámetros obtenidos de la calibración del modelo.

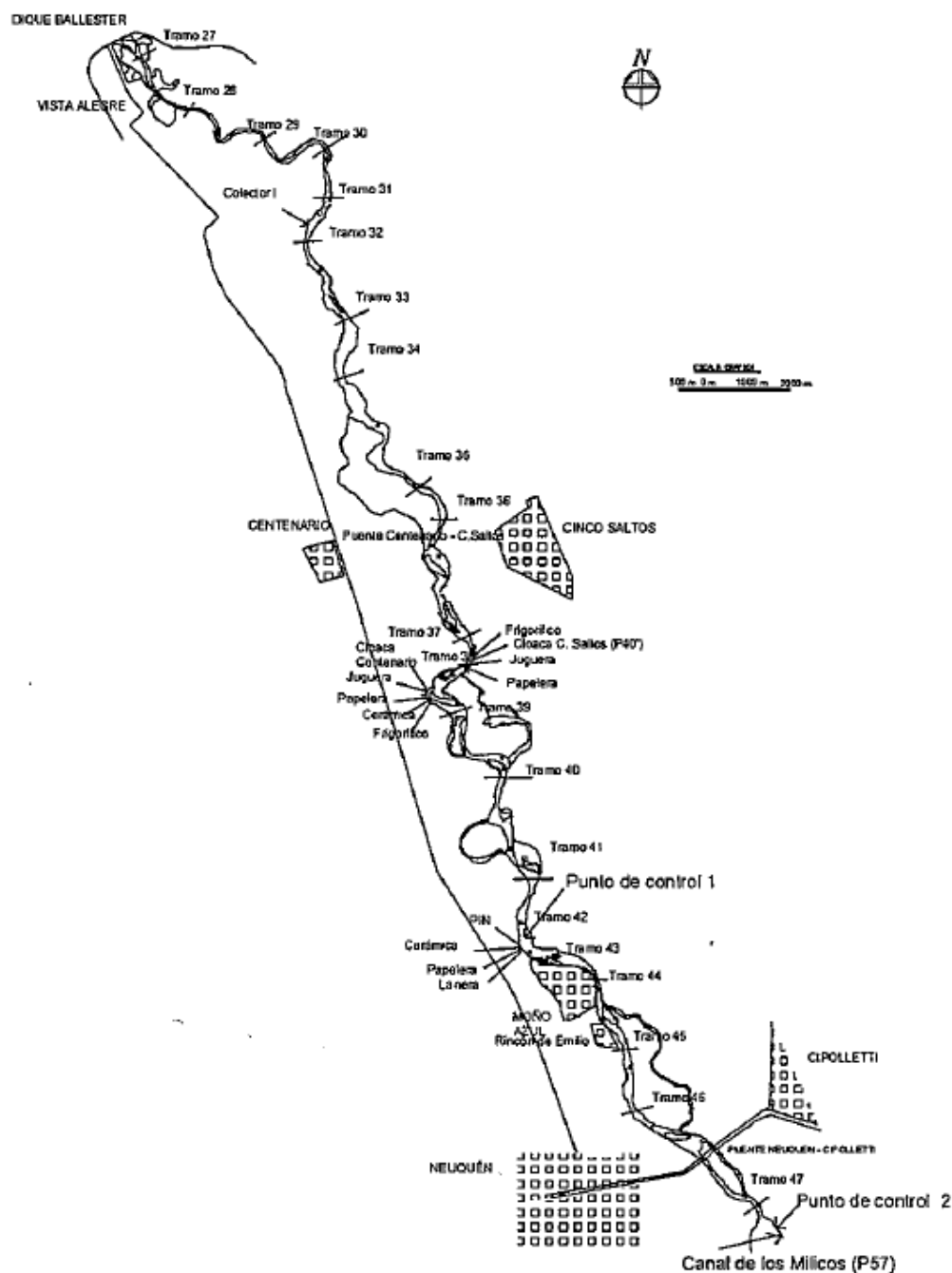


Figura 5.1.18 Ubicación del tramo de río Neuquén en estudio. Fuente: Polla et al. (2004)

Los resultados permitieron comparar el escenario actual con un escenario futuro de 50 años y en ambos casos el contenido de OD presenta valores superiores a los mínimos requeridos por los estándares de calidad de agua. En la Figura 5.1.19 se presentan los resultados para los dos escenarios modelados.

Tabla 5.1.1 Resultado de los parámetros de QUALE2 obtenidos de la calibración Fuente: Polla et al. (2004)

Parámetro	Valor
Constante de dispersión	para cada sección
Coefficiente de reaeración	Por Churchill
Indice de desoxigenación carbonacea	3
Constante de sedimentación de demanda de oxígeno	0
Coefficiente de oxidación de nitrito	2
Constante de hidrólisis de nitrógeno orgánico	0,02
Indice de oxidación de amonio	1
Indice de sedimentación de nitrógeno orgánico	0,001
Indice de pérdida de DBO por sedimentación	0,36
Indice de fuente béntica de amonio	0
Indice de disminución de fósforo orgánico a disuelto	0,7
Indice de fuente béntica de fósforo disuelto	0

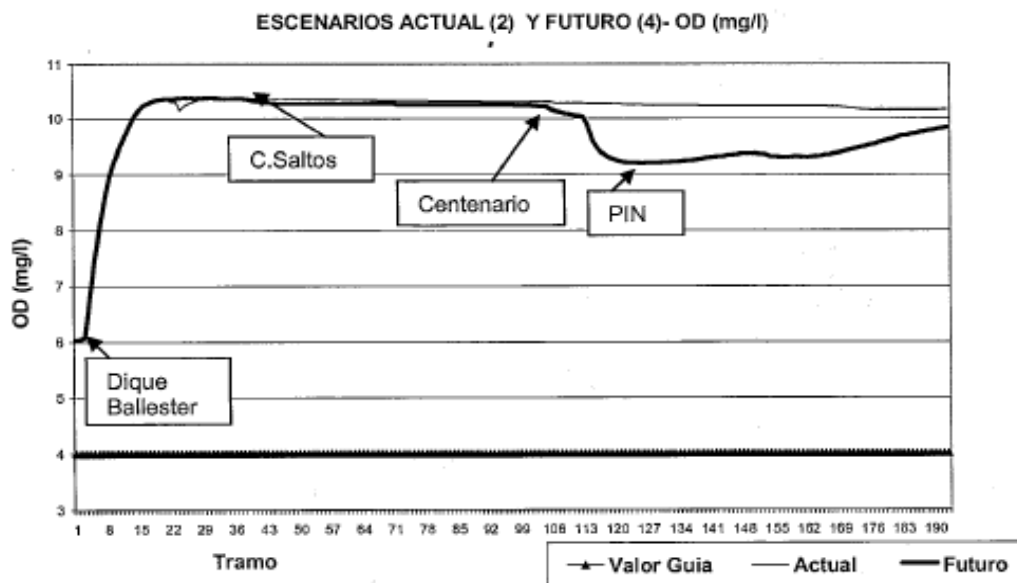


Figura 5.1.19 Resultados de las simulaciones de OD para escenario actual y futuro Fuente: Polla et al. (2004)

En las conclusiones menciona que el modelo describe adecuadamente los procesos físico-químicos y biológicos en el tramo de río considerado, que en las condiciones actuales los valores de OD y DBO se encuentran dentro de valores adecuados y que no se observa contaminación del río, existiendo una autodepuración natural producto de las características hidráulicas del mismo.

5.2. DISCUSIÓN

En la bibliografía existen numerosos estudios basados en la utilización de modelos matemáticos para el estudio de la calidad del agua.

La gran mayoría de ellos se basan en mediciones de campo de las variables de calidad (OD, DBO, Temperatura, etc) que permiten calibrar el modelo a través de la determinación de los parámetros que describen estos procesos (coeficiente de desoxigenación carbonácea, el coeficiente de reaireación, el coeficiente de dispersión, etc).

En la Tabla 5.2.1 se presenta un resumen de las características de los estudios similares a efectos de permitir un análisis comparativo.

Tabla 5.2.1 Resumen de las características de los estudios similares

Estudio	Objetivo	Mediciones de campo				Modelo	K1	K2	Resultados
		Batim	OD	DBO	Temp				
1	Estudio de Calidad del río San Jorge por vertidos puntuales en base a mediciones	si	si		si	-			OD < 0 mg/l DBO > 7 mg/l
2	Estudio de Calidad de agua del río Ubaté por vertidos puntuales	si	si	si		QWAL2K	Calculada en función de Q, U, DBO	Calculada en función de U, H (Owen Gibbs, 1964)	OD < 1 mg/l DBO > 50 mg/l
3	Estudio de capacidad de autopurificación del río Frío por ingreso de afluentes contaminados		si	si		QWAL2K	medida	Medida y Calculada en función de U, H (Owen Gibbs, 1964)	OD < 1 mg/l DBO > 120 mg/l
4	Estudio de Calidad de agua del río Quebrada Miraflores por vertidos puntuales		si	si		QWAL2K	de calibr. del modelo	de calibr. del modelo	OD < 1 mg/l DBO > 100 mg/l
5	Estudio de Calidad de agua del río Neuquén por vertidos futuros	si	si	si	si	QWAL2E	Adoptada 3	Calculada (Churchill, 1962)	OD > 10 mg/l
Este estudio	Estudio de Calidad de agua del BAC	si	no	no	no	HEC-RAS 4	Rango 0.02 a 3.40	Rango 0.2 a 14.5	OD > 8 mg/l DBO < 1 mg/l

Los 4 primeros estudios están dirigidos a describir el comportamiento de tramos de ríos que se encuentran afectados por vuelcos de contaminantes originados por actividad antrópica y que deterioran la calidad del agua en dichos tramos. Los análisis están orientados a determinar las medidas necesarias para corregir o atenuar los efectos nocivos de estos vuelcos sobre los cuerpos de agua, en atención a que los valores de OD y DBO en el final de los tramos analizados caen por fuera de los valores recomendados para el uso doméstico de las aguas.

El estudio realizado en el río Neuquén reúne algunas coincidencias con el presente trabajo en el sentido que la calidad del agua de todo el tramo es buena y el río dispone de una capacidad de autodepuración que mantiene la buena calidad del agua aún con caudales bajos.

En todos los trabajos mencionados se realizaron campañas de medición de las variables que describen la calidad de agua.

En el caso del presente trabajo, los coeficientes que describen el comportamiento del contenido de OD debieron obtenerse de un análisis bibliográfico debido a que no se dispusieron de mediciones físico químicas de campo que permitan a calibración del modelo de calidad de agua.

6. MODELO HIDRODINAMICO

6.1. DATOS BÁSICOS

Topobatimetría

La información geométrica a suministrar al modelo incluye las conectividades del sistema de cauces, datos de secciones transversales, longitudes entre secciones, coeficientes de pérdida de energía (fricción, expansión y contracción) y estructuras hidráulicas (puentes, alcantarillas). La Figura 6.1.1 muestra la convención de las secciones transversales.

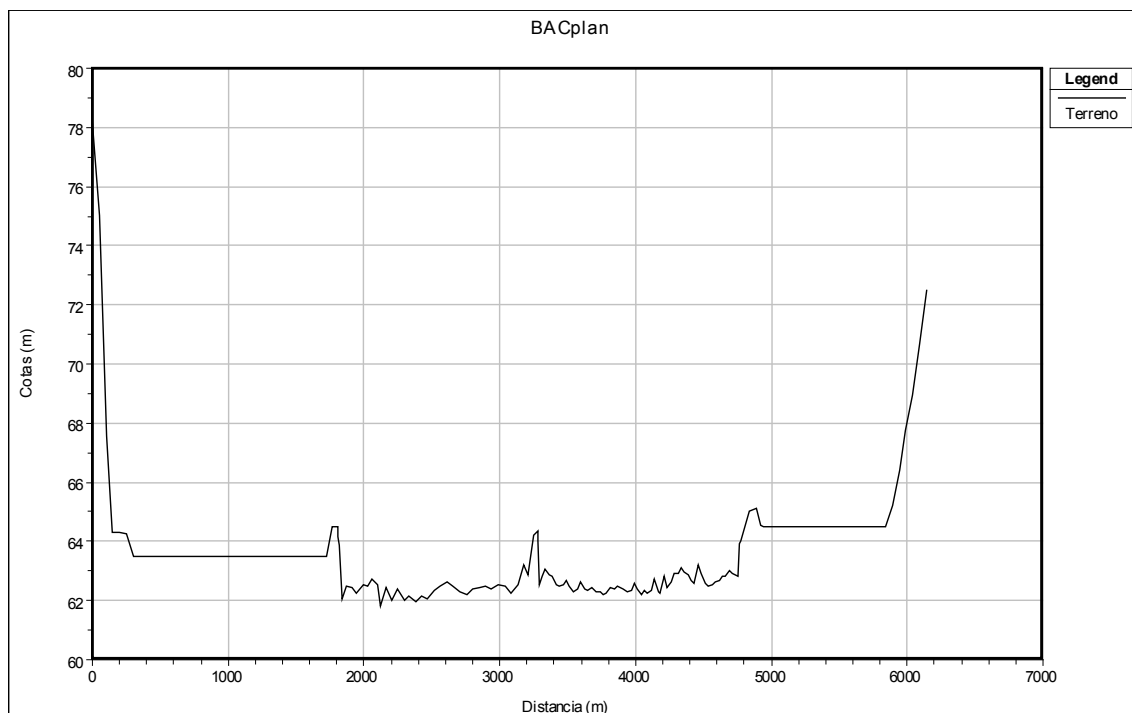


Figura 6.1.1 Convención para las secciones transversales del cauce Distancia(X) - Cotas (Z)

La geometría de las secciones transversales se especifica en términos de la distancia y la elevación de los puntos que caracterizan la sección transversal (datos X-Z) ubicados de izquierda a derecha mirando hacia aguas abajo.

La distancia medida entre secciones transversales se establece considerando las longitudes entre la sección en estudio y la sección inmediata aguas abajo, tanto para los márgenes derecha e izquierda como para el cauce principal. Esto permite considerar los escurrimientos sobre las planicies de inundación del cauce que, en general, tienen diferentes coeficientes de rugosidad que el cauce principal.

Las pérdidas de energía del escurrimiento se caracterizan mediante el Coeficiente de Rugosidad propuesto por Manning (n) y por los Coeficientes de Contracción y Expansión para evaluar pérdidas en transiciones.

El ordenamiento de las secciones transversales se realizó tomando como origen de las Progresivas del cauce del BAC (Progresiva 0m.) a su unión con el Brazo San José Mi.

En la Tabla 6.1.1 se presentan la denominación de las secciones transversales con las que se ha representado el cauce del BAC y en las Figuras 6.1.2 y 6.1.3 se presentan la ubicación en planta de las secciones y el perfil longitudinal del BAC.

Tabla 6.1.1 Secciones del cauce del BAC utilizadas en el modelo HEC-RAS

Perfil	Progresiva [m.]	Cota de Fondo [m.s.n.m.]	Cota Margen Izquierda [m.s.n.m.]	Cota Margen Derecha [m.s.n.m.]	Observaciones
1	0	50.70	61.00	60.60	Unión con brazo San José Mi
2	1014	50.70	61.00	60.60	
3	1516	50.61	60.77	61.66	
4	2529	45.68	61.50	61.98	
5	3213	54.00	61.50	61.50	
6	3836	54.20	61.50	61.50	
7	4523	55.20	61.50	61.50	
8	5152	55.20	61.50	61.60	
9	6396	56.30	61.08	61.07	
10	7037	56.90	61.47	61.96	
11	7644	57.00	60.70	61.78	
12	8352	57.58	61.40	60.98	
13	8887	57.65	61.35	62.12	
14	9496	57.30	60.88	60.84	
15	10294	57.30	61.71	61.81	
16	11665	58.50	62.08	62.18	
17	13144	59.20	62.48	62.58	
18	14413	59.60	62.82	62.92	
19	15515	59.10	63.12	63.21	
20	16570	59.00	62.91	63.16	
21	17408	59.82	64.05	62.96	
22	18141	59.70	63.96	63.45	
23	19068	60.55	63.84	64.15	
24	20093	60.47	64.27	64.37	
25	21001	61.00	64.40	64.50	
26	21929	61.53	64.50	64.50	
27	22815	61.84	64.50	65.10	Pie del Vertedero del BAC

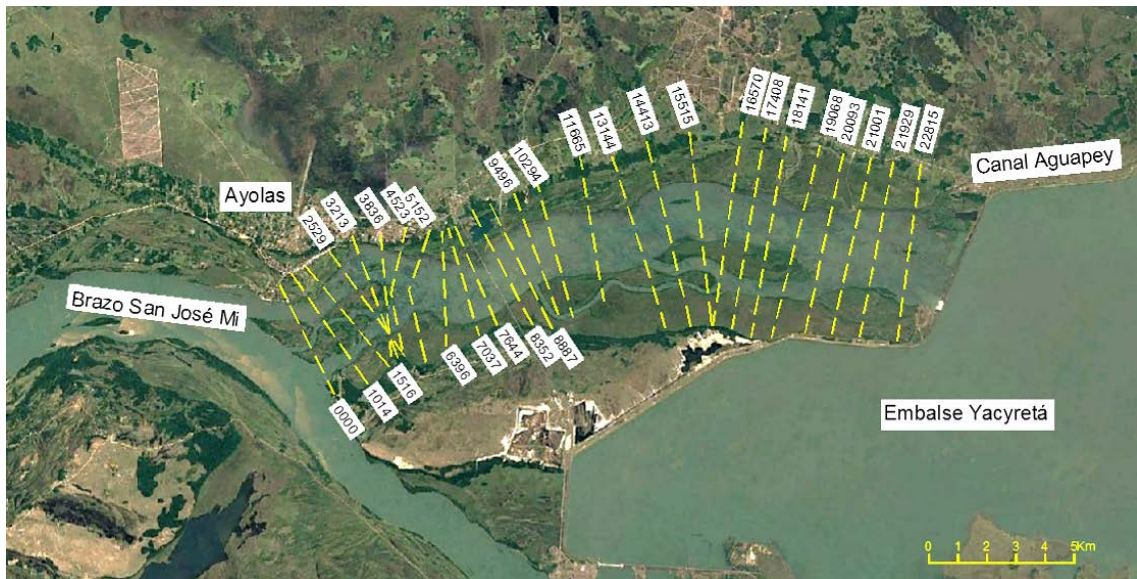


Figura 6.1.2 Ubicación de las Secciones Transversales del BAC

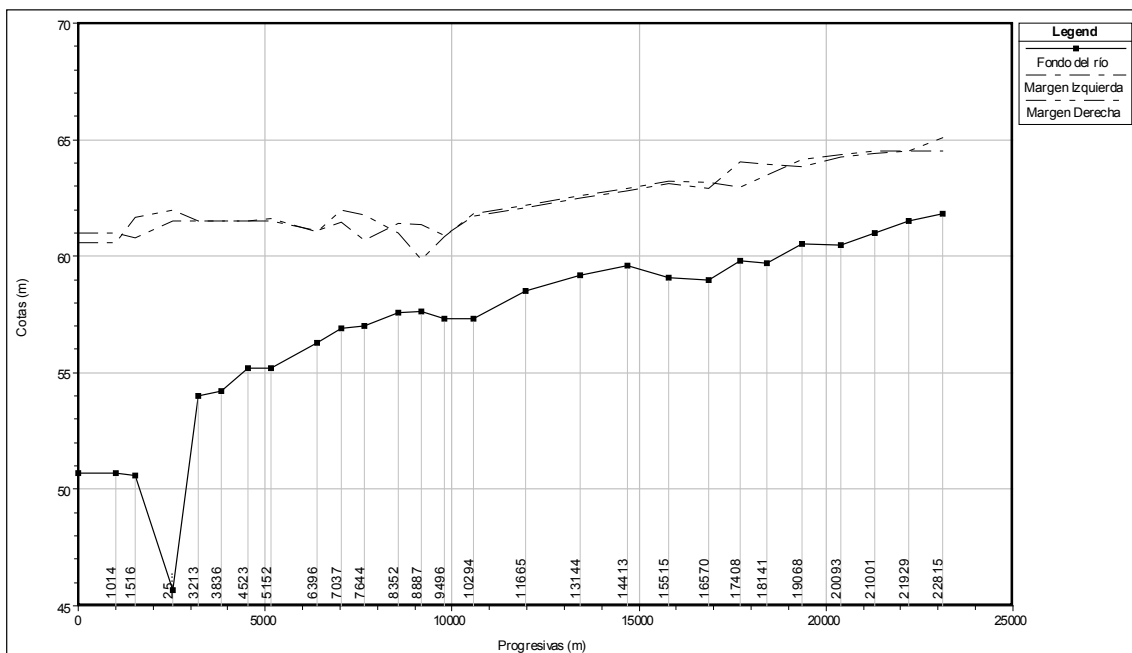


Figura 6.1.3 Perfil Longitudinal del BAC con indicación de secciones transversales, fondo del cauce y márgenes derecha e izquierda

Datos Hidrométricos

La operación del modelo requiere el conocimiento de las condiciones aguas arriba y agua abajo del tramo a modelar.

La condición “aguas arriba” es el caudal de ingreso al tramo, que fue definido a partir del objetivo del estudio, con valores de 100, 300 y 500m³/s.

La condición “aguas abajo” es el nivel hidrométrico (cota de la superficie del agua) del cauce donde descarga el tramo modelado.

Información Hidrométrica

El informe de TECMA (2008) presenta un análisis comparativo de los caudales erogados por el Vertedero de Aña Cuá y los niveles del BAC registrados en el Puerto de Ayolas (Progresiva 000) y en la Planta de Toma de Agua de Ayolas (PTA) (Progresiva 4000).

Como resultado de este análisis afirma que existe una correlación razonable entre las alturas hidrométricas y el caudal en la estación PTA, no así en Puerto de Ayolas por efecto del remanso del Brazo San José Mi.

Por otra parte, la misma fuente presenta la relación entre la cota hidrométrica en el Brazo San José Mí y los caudales medidos en Posadas (aproximadamente 80km aguas arriba del embalse Yacretá) entre 5000 y 16700m³/s.

A partir de esta información se adopta la condición “aguas abajo” a utilizar en la modelación como la cota hidrométrica del Brazo San José Mi correspondientes a los caudales más bajos registrados en Posadas que resulta +56.70m.s.n.m.

6.2. CALIBRACIÓN DEL MODELO HIDRODINÁMICO

La calibración del modelo se basó en la determinación del coeficiente de Manning del cauce principal.

En el informe de TECMA (2008) se presenta una calibración de un modelo HEC-RAS elaborado con un total de 87 secciones transversales del BAC, para un caudal de 1500m³/s y con una cota en el Brazo San José Mi de +56.70m.s.n.m. Según sus autores, la calibración de modelo a las mediciones que dispusieron para dicho estudio se realizó mediante el ajuste del coeficiente de rugosidad de Manning.

El mismo procedimiento se siguió para esta calibración “indirecta”, esto es, se calcularon los niveles de la superficie libre del perfil longitudinal en cada uno de los tramos ajustando el valor de “n” hasta hacer coincidir el valor calculado con el perfil calibrado por TECMA (2008). Los valores obtenidos de “n” se encuentran entre 0.03 y 0.04, y resultan consistentes con el rango de coeficientes esperables para este tipo de cauces

En la Figura 6.2.1 se presenta la cota de fondo y la cota de la superficie de agua (Pelo de Agua) del BAC para la modelación calibrada de TECMA (2008) y el ajuste del modelo logrado para el presente estudio.

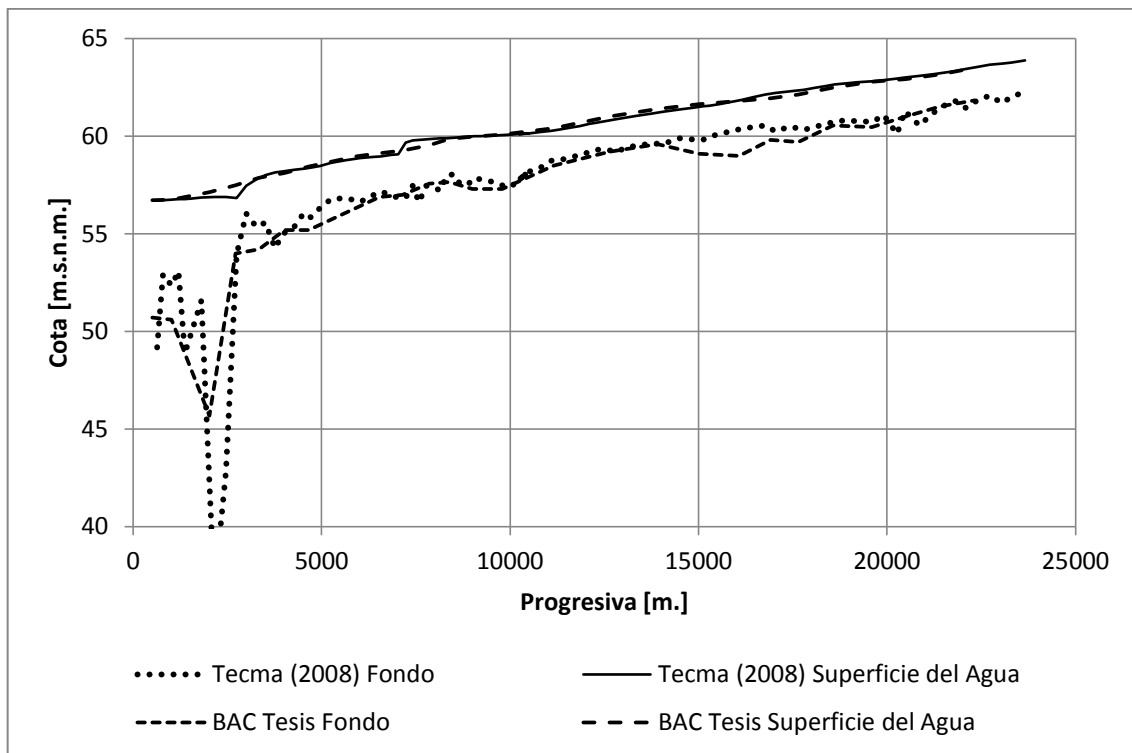


Figura 6.2.1 Perfil Longitudinal del BAC con indicación fondo y Nivel de la Superficie del Agua para la calibración de TECMA (2008) y la del presente estudio ($Q=1500\text{m}^3/\text{s}$)

Puede observarse que existe una importante diferencia entre los perfiles del fondo del BAC de ambos estudios. Los perfiles transversales utilizados en la modelación de TECMA (2008) no son presentados en dicho informe, por lo que no pudieron ser contrastados con los utilizados en el presente estudio. Los resultados de TECMA (2008) se presentan en una tabla con los valores de progresivas, cotas mínimas de fondo y cotas de la superficie del agua.

En el perfil de la superficie del agua, el ajuste resulta bueno a excepción de dos sectores donde el informe de TECMA (2008) indica como “rápidos” o correderas los que, debido al menor número de secciones transversales disponible para el presente trabajo, no son adecuadamente representados en el modelo del presente estudio.

6.3. EXPLOTACION DEL MODELO HIDRODINÁMICO

Cumplidas las etapas de implementación y calibración del modelo hidrodinámico se procedió a su operación. Los datos ingresados fueron los caudales aguas arriba del BAC y la condición hidrométrica aguas abajo del BAC.

Caudales aguas arriba

- Condición 1. $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$
- Condición 2. $Q = 300 \text{ m}^3/\text{s}$
- Condición 3. $Q = 500 \text{ m}^3/\text{s}$

Condiciones de borde aguas abajo

- Progresiva 0: Cota de Superficie del Agua (PA) = +56.70m.s.n.m.

En las Tablas 6.3.1 a 6.3.3 y en la Figura 6.3.1 se presentan los resultados de la operación del modelo hidrodinámico para los 3 caudales previstos

Puede observarse que el perfil de la superficie del agua presenta similitud en todos los casos sin que se destaquen singularidades o cambios localizados del régimen de escurrimiento.

Tabla 6.3.1 Resultados de la Modelación Hidrodinámica con $Q=100\text{m}^3/\text{s}$

Sección Progresiva [m.]	Cota fondo [m.]	Cota Superficie [m.]	Pendiente S [m/m]	Velocidad U [m/s]	Area de la Sección A [m ²]	Ancho del río, W [m.]	Nº Froude
0	50.70	56.70	0.0000	0.03	3145	1402	0.01
1014	50.70	56.70	0.0000	0.03	3146	1402	0.01
1516	50.61	56.70	0.0000	0.07	1535	978	0.02
2529	45.68	56.70	0.0000	0.06	1545	792	0.01
3213	54.00	56.71	0.0001	0.20	496	761	0.08
3836	54.20	56.74	0.0000	0.15	647	875	0.06
4523	55.20	56.81	0.0004	0.33	302	677	0.16
5152	55.20	56.97	0.0002	0.33	304	380	0.12
6396	56.30	57.59	0.0056	0.82	122	516	0.54
7037	56.90	58.09	0.0003	0.25	397	1025	0.13
7644	57.00	58.19	0.0001	0.16	611	1434	0.08
8352	57.58	58.36	0.0005	0.30	332	1032	0.17
8887	57.65	58.57	0.0002	0.23	428	1080	0.12
9496	57.30	58.64	0.0001	0.14	714	1546	0.07
10294	57.30	58.72	0.0002	0.19	520	1444	0.10
11665	58.50	59.25	0.0015	0.44	229	908	0.28
13144	59.20	59.99	0.0002	0.22	455	1322	0.12
14413	59.60	60.33	0.0003	0.22	451	1493	0.13
15515	59.10	60.49	0.0001	0.16	636	1385	0.07
16570	59.00	60.57	0.0001	0.13	743	1766	0.07
17408	59.82	60.70	0.0006	0.27	372	1475	0.17
18141	59.70	61.00	0.0003	0.23	426	1329	0.13
19068	60.55	61.34	0.0005	0.33	303	758	0.17
20093	60.47	61.58	0.0001	0.17	577	1561	0.09
21001	61.00	61.77	0.0004	0.24	413	1400	0.14
21929	61.53	62.25	0.0008	0.28	356	1787	0.20
22815	61.84	62.62	0.0002	0.18	548	2124	0.11

Tabla 6.3.2 Resultados de la Modelación Hidrodinámica con $Q=300\text{m}^3/\text{s}$

Sección Progresiva [m.]	Cota fondo [m.]	Cota Superficie [m.]	Pendiente S [m/m]	Velocidad U [m/s]	Area de la Sección, A [m ²]	Ancho del río, W [m.]	Nº Froude
0	50.70	56.70	0.0000	0.10	3145	1402	0.02
1014	50.70	56.70	0.0000	0.10	3151	1402	0.02
1516	50.61	56.71	0.0000	0.19	1541	979	0.05
2529	45.68	56.73	0.0000	0.19	1566	819	0.04
3213	54.00	56.76	0.0007	0.56	536	824	0.22
3836	54.20	56.98	0.0002	0.34	879	1121	0.12
4523	55.20	57.19	0.0006	0.46	647	1163	0.20
5152	55.20	57.51	0.0005	0.51	594	795	0.19
6396	56.30	58.13	0.0005	0.36	841	2101	0.18
7037	56.90	58.42	0.0004	0.35	856	1768	0.16
7644	57.00	58.55	0.0001	0.25	1205	1864	0.10
8352	57.58	58.74	0.0004	0.38	790	1358	0.16
8887	57.65	58.93	0.0003	0.32	926	1568	0.13
9496	57.30	59.02	0.0001	0.22	1378	1915	0.08
10294	57.30	59.11	0.0001	0.25	1207	1983	0.10
11665	58.50	59.54	0.0011	0.48	625	1731	0.25
13144	59.20	60.29	0.0003	0.31	966	1881	0.14
14413	59.60	60.64	0.0003	0.28	1073	2325	0.13
15515	59.10	60.85	0.0001	0.23	1322	2281	0.10
16570	59.00	60.95	0.0001	0.20	1506	2222	0.08
17408	59.82	61.06	0.0003	0.29	1018	2008	0.13
18141	59.70	61.29	0.0004	0.32	938	2095	0.15
19068	60.55	61.71	0.0006	0.47	644	1149	0.20
20093	60.47	61.97	0.0001	0.22	1374	2635	0.10
21001	61.00	62.13	0.0002	0.26	1156	2512	0.12
21929	61.53	62.47	0.0007	0.36	838	2529	0.20
22815	61.84	62.85	0.0003	0.28	1088	2529	0.13

Tabla 6.3.3 Resultados de la Modelación Hidrodinámica con $Q=500\text{m}^3/\text{s}$

Sección Progresiva [m.]	Cota fondo [m.]	Cota Superficie [m.]	Pendiente S [m/m]	Velocidad U [m/s]	Area de la Sección, A [m ²]	Ancho del río, W [m.]	Nº Froude
0	50.70	56.70	0.0000	0.16	3145	1402	0.03
1014	50.70	56.71	0.0000	0.16	3160	1402	0.03
1516	50.61	56.72	0.0001	0.32	1553	980	0.08
2529	45.68	56.78	0.0001	0.31	1609	875	0.07
3213	54.00	56.86	0.0014	0.79	630	963	0.31
3836	54.20	57.22	0.0003	0.42	1182	1423	0.15

4523	55.20	57.47	0.0005	0.49	1025	1550	0.19
5152	55.20	57.79	0.0005	0.59	849	1015	0.21
6396	56.30	58.35	0.0004	0.38	1317	2239	0.16
7037	56.90	58.60	0.0004	0.42	1187	1951	0.17
7644	57.00	58.75	0.0002	0.31	1598	2056	0.11
8352	57.58	58.97	0.0004	0.45	1116	1519	0.17
8887	57.65	59.16	0.0003	0.38	1300	1696	0.14
9496	57.30	59.26	0.0001	0.27	1853	2075	0.09
10294	57.30	59.36	0.0001	0.29	1712	2141	0.10
11665	58.50	59.73	0.0008	0.51	984	1954	0.23
13144	59.20	60.46	0.0003	0.39	1283	1957	0.15
14413	59.60	60.83	0.0003	0.33	1518	2525	0.14
15515	59.10	61.04	0.0001	0.28	1773	2367	0.10
16570	59.00	61.17	0.0001	0.25	2002	2474	0.09
17408	59.82	61.29	0.0002	0.34	1490	2230	0.13
18141	59.70	61.49	0.0003	0.37	1362	2219	0.15
19068	60.55	61.91	0.0007	0.54	918	1569	0.23
20093	60.47	62.19	0.0001	0.25	1984	2953	0.10
21001	61.00	62.34	0.0002	0.29	1703	2749	0.12
21929	61.53	62.62	0.0006	0.41	1224	2612	0.19
22815	61.84	63.00	0.0003	0.34	1473	2751	0.15

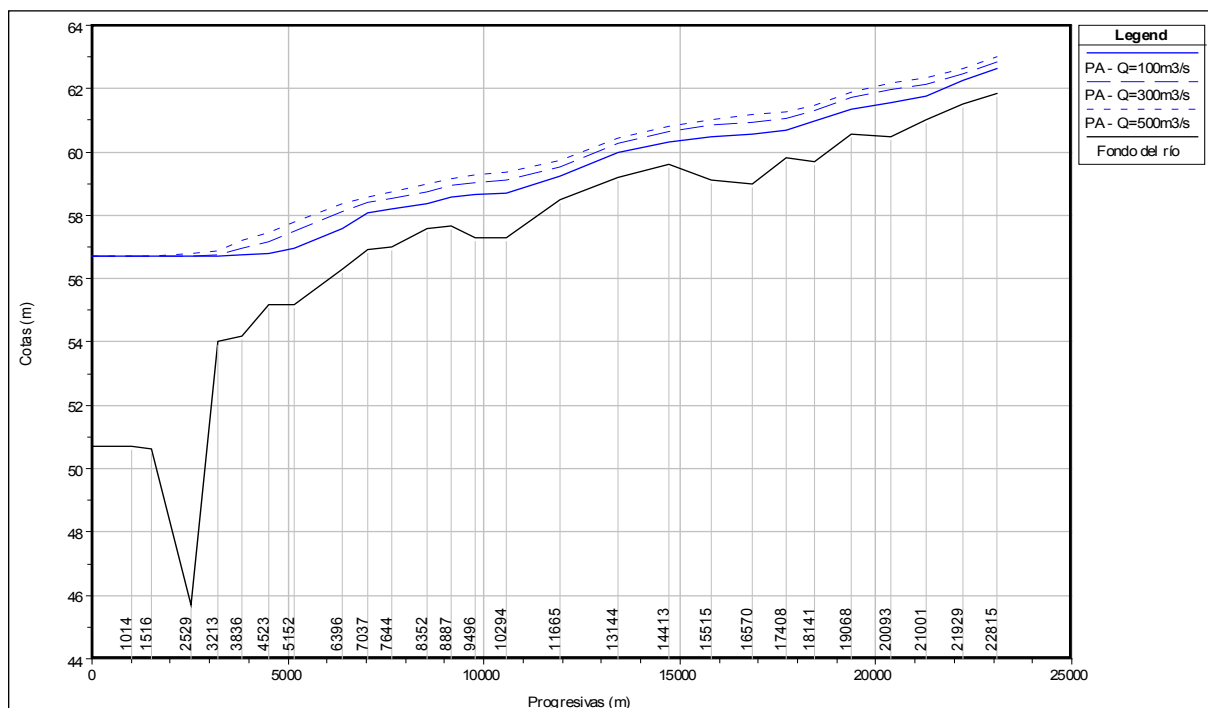


Figura 6.3.1 Perfil longitudinal del BAC con indicación de la superficie del agua para cada uno de los caudales modelados

7. MODELACION DE LA CALIDAD DE AGUA

7.1. GENERALIDADES

Los modelos de calidad de aguas tienen como objeto determinar la distribución espacial y temporal de las concentraciones de los contaminantes incorporados a un cuerpo de agua.

Estos modelos son la herramienta más adecuada para predecir el comportamiento de la calidad de un cuerpo de agua, en la medida que se dispongan de expresiones matemáticas que describan los procesos físicos, biológicos y químicos que tienen lugar en dicho cuerpo de agua (Vargas Baecheler, 2001).

En un cuerpo de agua fluvial sujeto a transformaciones debido a la presencia de contaminantes se producen las siguientes acciones, a saber:

- Transporte por difusión – advección - dispersión (proceso físico)
- Transformación o reacción (proceso químico)

La descripción de cada uno de estos procesos permite conocer cómo se producen los cambios de concentración de determinado componente, afectado por estas acciones, en el espacio y en el tiempo.

Los procesos físicos incorporados a los modelos de calidad de agua incluyen la hidrodinámica, mezcla y dispersión, distribución de temperatura y densidad.

La descripción de la calidad de agua en cualquier modelo está fuertemente vinculada a los procesos físicos, por lo que una mejor descripción de los mismos redundará en una mejor calidad de los resultados del modelo.

Es frecuente que en los desarrollos de los modelos matemáticos se recurra a una situación de equilibrio entre la complejidad de la simulación de la calidad de agua y la simulación de los procesos físicos. Es deseable siempre, seleccionar el modelo más simple, que cumpla con las resoluciones temporales y espaciales requeridos en la simulación (Bowie et al., 1985).

La mayoría de los modelos de ríos utilizan una representación unidimensional, donde la geometría del sistema es formulada como una sucesión de segmentos o volúmenes. La variación de los parámetros ocurre en forma longitudinal en la misma forma en que el agua es transportada de un segmento al segmento siguiente, según se presenta en la Figura 7.1.1 obtenida de (Bowie et al. (1985).

Es importante destacar que, en simulaciones de régimen hidráulico permanente (Caudal=constante), las variables hidráulicas del sistema vinculadas al mismo también se mantendrán constantes en cada segmento, como la velocidad, la profundidad y la pendiente superficial.

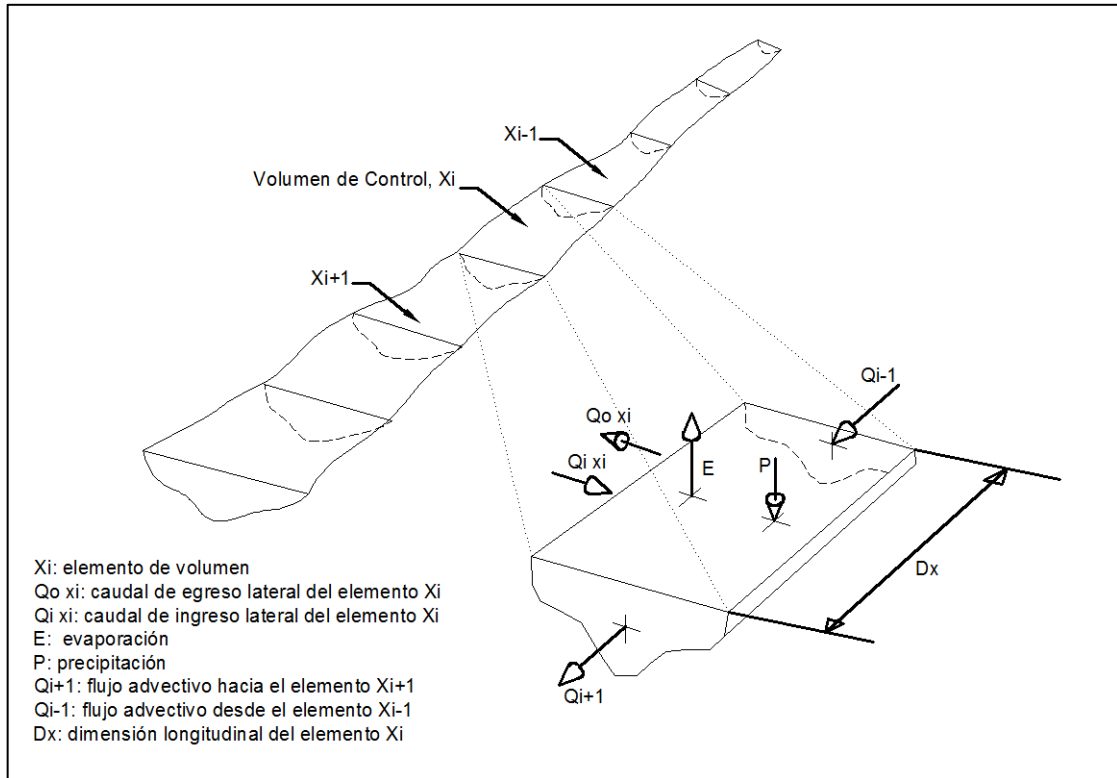


Figura 7.1.1 Geometría de la representación unidimensional de un río. Fuente: Bowie et al. (1985)

7.2. TRANSPORTE POR ADVECCIÓN Y DISPERSIÓN

Flujo de masa y concentración

La concentración de una sustancia dentro de un cuerpo de agua es modificada en forma continua por los procesos de advección y dispersión durante el transporte de la masa de agua de un sitio a otro. Las primeras descripciones analíticas de estos procesos fueron propuestas por Fick (1º Ley de Fick)

$$q = -E \partial C / \partial x \quad (7.2.1)$$

Donde q es el flujo de masa del soluto, C es la concentración del soluto difundido, x es la coordenada de espacio y E es el coeficiente de proporcionalidad llamado coeficiente de difusión [L^2/T].

La ecuación de difusión Fickiana se obtiene a partir de la 1º Ley y la aplicación de un balance de masa, de donde resulta:

$$\partial C / \partial x = E \partial^2 C / \partial x^2 \quad (7.2.2)$$

Esta es la expresión que describe cómo la masa del soluto es transferida por un proceso de difusión unidimensional.

Dispersión longitudinal

En procesos que puedan analizarse mediante modelos unidimensionales, se asume que la mezcla lateral y vertical es completa y la dispersión se caracteriza por el coeficiente de Dispersión Longitudinal, D_L . Para el caso de la existencia de una velocidad media en el flujo, la expresión que describe el proceso resulta:

$$\partial C / \partial t + U \partial C / \partial x = D_L \partial^2 C / \partial x^2 \quad (7.2.3)$$

Donde U es la velocidad media del flujo, C la concentración, t el tiempo, x e y las coordenadas y D_L es el coeficiente de dispersión longitudinal. El coeficiente de dispersión mide la capacidad del río para dispersar contaminantes.

La solución de la ecuación anterior requiere la determinación de D_L a través de mediciones de campo donde se obtengan la variación de las concentraciones en el tiempo y en el espacio a lo largo del río, a partir de la inyección de una sustancia trazadora.

Debido a los costos de estos métodos y a la necesidad de encontrar herramientas que permitan una estimación de los valores de D_L se han desarrollado algunos métodos simplificados de su estimación.

Formulaciones para el cálculo de D_L

El coeficiente de dispersión longitudinal, D_L , es un parámetro clave para determinar la distribución de la concentración de contaminantes. Se han realizado varios estudios para presentar fórmulas simples para su predicción. Sin embargo, no siempre pueden resultar en una predicción exacta debido a la complejidad del fenómeno.

El valor de D_L , depende de la geometría del río, las propiedades del fluido y las condiciones hidráulicas. Los parámetros más importantes son: densidad, viscosidad, velocidad del agua, velocidad de corte, profundidad, ancho, sinuosidad y forma longitudinal del río.

La nomenclatura de los parámetros es la siguiente:

- W: ancho del río (m)
- H: radio hidráulico (m)
- U: velocidad media del flujo (m/s)
- U^* : velocidad de corte = $(g H S)^{1/2}$ (m/s)
- S: pendiente de la línea de energía
- D_L : coeficiente de dispersión longitudinal (m^2/s)

A continuación se presentan las ecuaciones más usadas, en la literatura científica e ingenieril, para la estimación de D_L .

Elder (1959)

$$D_L = 5.93HU^* \quad (7.2.4)$$

Fischer (1967) demostró que esta ecuación subestima significativamente D_L .

Fischer (1967)

$$D_L = 0.011 (W/H)^2 (U/U^*)^2 U^*H \quad (7.2.5)$$

McQuivey and Keefer (1974)

$$D_L = 0.058 g (H/U^*)^2 UH \quad (7.2.6)$$

Para números de Froude, Fr, menores a 0.5

Liu (1977)

$$D_L = 0.18 (U^*/U)^{1.5} (UW)^2/U^*H \quad (7.2.7)$$

Liu (1977) señala que con su modelo se puede estimar D_L con un error de hasta seis veces entre el valor observado y el estimado.

Iwasa and Aya (1991)

$$D_L = 2 (W/H)^{1.5} U^*H \quad (7.2.8)$$

Li et al. (1998)

$$D_L = 0.55 WU^*/H^2 \quad (7.2.9)$$

Seo and Cheong (1998)

$$D_L = 5.92 (U/U^*)^{1.43} (W/H)^{0.62} U^*H \quad (7.2.10)$$

Vargas Baecheler (2001)

$$D_L = 7.39 (W/H)^{-1.86} (WU)^2/(U^*H) \quad (7.2.11)$$

Para ríos anchos (máximo W/L experimental: 150)

Deng et al. (2001)

$$D_L = 0.111 (W/H)^{5/3} (U/U^*)^2 (U^*H)/Eps \quad (7.2.12)$$

$$Eps = 0.145 + 0.00028 (W/H)^{1.38} (U/U^*)$$

Para W/H mayor de 10

Kashefipour and Falconer (2002)

$$D_L = 10.06 (U/U^*) UH \quad (7.2.13)$$

Según su análisis, el modelo de Fischer, (1975) sobreestima el coeficiente de dispersión longitudinal. Propusieron que la ecuación anterior sea usada con valores de W/H mayores a 50.

Tavakollizadeh and Kashefipour (2007)

$$D_L = 7.428 + 1.775 (U/U^*)^{1.752} (W/H)^{0.62} U^* H \quad (7.2.14)$$

Rajeev and Dutta (2009)

$$D_L = 2 (W/H)^{0.96} (U/U^*)^{1.25^*} (U^* H) \quad (7.2.15)$$

Para valores de $W/H > 50$

Los autores indican que las expresiones de Seo and Cheong (1998), Deng et al. (2001) y Kashefipour and Falconer (2002) funcionan bien si los valores de D_L mayores a 100 m^2/s son excluidos del análisis. Agregan que el parámetro más efectivo para establecer una buena predicción de D_L es U/U^* .

Tayfur (2009)

$$D_L = 0.91WHU + 9.94 \quad (7.2.16)$$

Etemad-Shahidi and Taghipour (2012)

$$D_L = 14.12 (U/U^*)^{0.85} (W/H)^{0.61} U^* H \quad (7.2.17)$$

Para valores de W/H mayores a 30

Valores experimentales de D_L encontrados en la literatura

Kashefipour and Falconer (2002) desarrollaron 2 ecuaciones usando análisis de regresión para predecir el D_L en ríos. La derivación se basa en 81 de los conjuntos de datos medidos obtenidos de 30 ríos en diferentes épocas en los EE.UU. Los autores calcularon valores de D_L entre 2 y 1500 m^2/s aproximadamente, con valores medios apenas de 130 m^2/s .

Davis et al. (2000) presentan resultados experimentales de D_L en el Río Severn, UK. Encontraron valores de D_L que variaron entre 1 y 28 m^2/s .

Ahmed M.A. Sattar and Bahram Gharabaghi (2015) utilizando los mismos experimentos presentados en el ANEXO I, calcularon valores de D_L entre 1 y 900 m^2/s aproximadamente, con valores medios apenas mayores a 60 m^2/s .

En base a cinco experimentos con trazadores fluorescentes conducidos en sistemas de canales abiertos contrastados, que van desde un simple canal trapezoidal hasta una red fluvial más compleja, Launay et.al. (2015) han verificado que los mejores resultados se obtuvieron con la fórmula de Iwasa y Aya seguido por la fórmula de Liu. La fórmula de Fischer mostró los resultados más pobres. Los valores obtenidos de D_L varían entre 1 y 60 m^2/s .

Cardini y Garea, (2000) y Cardini y Garea (2002) en simulaciones efectuadas en el Río de la Plata estimaron valores de 3 m^2/s para D_L .

Cardini et al. (2004) ajustaron valores de D_L entre 0.5 y 10 m^2/s durante la calibración de modelo de dispersión en un proyecto de investigación sobre los contaminantes en el río Uruguay.

Discusión y selección de valores de D_L para el presente trabajo

- Parsaie Abbas and Haghiabi Amir Hamzeh (2015) hicieron un análisis para establecer cuáles de los parámetros mencionados eran los más importantes. Para ello utilizaron datos provenientes de 150 estudios experimentales presentados en el ANEXO I. El resultado indicó que el ancho del río, W , la profundidad, H , la velocidad del flujo, U y la velocidad de corte, U^* , son los parámetros más importantes al momento de establecer el valor de D_L .
- Ahsan (2007) presenta una evaluación de distintas ecuaciones para la estimación de D_L en base a los datos correspondientes a 81 experimentos en canales y ríos presentados por Kashefipour and Falconer (2002) obtenidos de diferentes fuentes. Los resultados de Ahsan indican que los modelos de Kashefipour and Falconer (2002) y Deng et al. (2001) se comportan de manera similar en cuanto al error se refiere. El modelo de Deng es más realista y conveniente para ser usado en modelos matemáticos. Además, tiene la ventaja de considerar la mezcla lateral.
- La Tabla 7.2.1 muestra valores promedio de W/H y U/U^* para la base de datos del ANEXO I y los valores promedio (de W/H y U/U^*) calculados por el modelo para las 28 secciones consideradas en el presente estudio, para el caso de una descarga de $500 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tabla 7.2.1 Comparación entre los valores de W/H y U/U^* de la base de datos presentada en Etemad-Shahidi and Taghipour (2012) en ANEXO A y los calculados por el modelo para las 27 secciones consideradas en el presente estudio, para el caso de una descarga de $500 \text{ m}^3/\text{s}$.

Origen	Numero de datos considerados	Valor medio de W/H	Valor medio de U/U^*
Base de datos	149	47	7
Presente trabajo	27	2730	8.7

Como se ha visto, las formulaciones más modernas para estimar D_L incluyen dos parámetros relevantes: W/H y U/U^* . Usualmente estos parámetros tienen exponentes mayores o menores que 1 dependiendo del ajuste a los datos que cada investigador ha realizado. La tabla anterior muestra que los valores de W/H son distintos entre la base de datos y el cálculo para el presente trabajo considerando una descarga de $Q=500 \text{ m}^3/\text{s}$, pero los valores de U/U^* son parecidos. Esto hace suponer que las ecuaciones para el cálculo de D_L que le asignen más importancia al parámetro U/U^* brindarán valores de D_L más adecuados para el caso del presente estudio.

- En algunos casos, los límites de aplicación de las formulaciones fueron presentados en términos de W/H , pero en todos esos casos los valores límites de W/H estuvieron muy por debajo de los valores de W/H que aparecen en este trabajo. Valores altos de W/H como los presentes en este estudio no se han visto en la literatura consultada.
- Launay et.al. (2015) indican que, dado que la dispersión longitudinal en los canales abiertos está impulsada principalmente por los gradientes de velocidad y la mezcla turbulenta, los principales factores de control son la relación U/U^* , que captura la intensidad de las tensiones de corte turbulenta, y la relación de aspecto W/H que captura el gradiente transversal de velocidad y la intensidad de las corrientes secundarias.

Es posible representar las expresiones anteriores para D_L con coeficientes genéricos a , b y c como se muestra en la ecuación siguiente:

$$D_L = a (W/H)^b (U/U^*)^c U^*H \quad (7.2.18)$$

Los diferentes autores presentan variados valores de a , b y c , asociados a esa ecuación genérica, como muestra la Tabla 7.2.2.

Tabla 7.2.2 Coeficientes genéricos de las ecuaciones

Ecuación número	Autor	a	b (exponente de W/H)	c (exponente de U/U*)
7.2.4	Elder (1959)	5.93	-	-
7.2.5	Fisher (1967)	0.011	2	2
7.2.6	McQuivey and Keefer (1974)	0.058g	-	-
7.2.7	Liu (1977)	0.18	2	0.5
7.2.8	Iwasa and Aya (1991)	2	1.5	0
7.2.9	Li et al. (1998)	0.55	-	-
7.2.10	Seo and Cheong (1998)	5.915	0.62	1.43
7.2.11	Vargas Baecheler (2001)	7.39	0.14	2
7.2.12	Deng et al. (2001)	0.11/Eps	1.67	2
7.2.13	Kashefipur and Falconer (2002)	10.06	0	2
7.2.14	Tavakollizadeh and Kashefipur (2007)	1.775	0.62	1.752
7.2.15	Rajeev and Dutta (2009)	2	0.96	1.25
7.2.16	Tayfur (2009)	0.91	-	-
7.2.17	Etemad-Shahidi and Taghipour (2012)	14.12	0.61	0.85

- Se calcularon valores de D_L utilizando las 14 formulaciones presentadas anteriormente, para el caso de una descarga $Q=300\text{m}^3/\text{s}$ (ver Tabla 11). Se han encontrado diferencias importantes de varios órdenes de magnitud haciendo imposible adoptar valores representativos dentro de una banda de valores de D_L si se consideraban todos los resultados de las 14 ecuaciones. Por lo tanto, se hizo un análisis para hacer una primera selección y eliminar aquellas ecuaciones no adecuadas para este trabajo.
- El criterio de selección de los valores de D_L para el presente trabajo se basa en las siguientes pautas:
 - a) Los valores de D_L no pueden ser superiores al valor máximo experimental encontrado en la literatura consultada, esto es $1500 \text{ m}^2/\text{s}$.
 - b) Las formulaciones para estimar D_L deben tener en forma explícita los parámetros sugeridos en la literatura como los más importantes para definir D_L . Esto es W/H y U/U^* .

Los resultados de la aplicación de las pautas anteriores pueden verse en la Tabla 7.2.3

Tabla 7.2.3 Aplicación del Criterio de Selección

Ecuación número	Autor	Valor medio de D_L (m^2/s)	Desvío (m^2/s)	Comentario
7.2.4	Elder (1959)	0.3	0.3	No cumple con las pautas
7.2.5	Fischer (1967)	203708	143500	No cumple con las pautas
7.2.6	McQuivey and Keefer (1974)	117	300	No cumple con las pautas
7.2.7	Liu (1977)	137328	104375	No cumple con las pautas
7.2.8	Iwasa and Aya (1991)	9075	5466	No cumple con las pautas
7.2.9	Li et al. (1998)	127	146	No cumple con las pautas
7.2.10	Seo and Cheong (1998)	561	135	Cumple con las pautas
7.2.11	Vargas Baecheler (2001)	72	58	Cumple con las pautas
7.2.12	Deng et al. (2001)	214	114	Cumple con las pautas
7.2.13	Kashefipur and Falconer (2002)	37	39	No cumple con las pautas
7.2.14	Tavakollizadeh and Kashefipur (2007)	345	79	Cumple con las pautas
7.2.15	Rajeev and Dutta (2009)	1777	530	No cumple con las pautas
7.2.16	Tayfur (2009)	465	3	No cumple con las pautas
7.2.17	Etemad-Shahidi and Taghipour (2012)	359	92	Cumple con las pautas

Nueve de las 14 ecuaciones no cumplen con las pautas establecidas. De esas 9 ecuaciones, 6 son las más antiguas.

Para el análisis de sensibilidad se considerarán los siguientes valores: 50, 175 y 300 m^2/s , basados en las observaciones experimentales y las estimaciones de las ecuaciones que satisfacen las pautas.

7.3. MODELACION DE OXIGENO DISUELTO

El agua incorpora Oxígeno Disuelto (OD) a través de la reaireación atmosférica y de la fotosíntesis de las algas y, en general, en las aguas naturales el contenido de OD se encuentra por debajo del nivel de saturación.

En el BAC, al pie del vertedero, es probable que el contenido de OD se encuentre cercano al nivel de saturación o, eventualmente, por encima de éste, debido a la fuerte incorporación del aire que se produce por efecto de la turbulencia.

La pérdida de OD se produce por la Demanda Bioquímica del Oxígeno (DBO), la respiración algal, la demanda de los sedimentos y la oxidación del Nitrógeno Amoniacal y de los Nitritos.

En la Figura 7.3.1 se presenta un esquema del modelo conceptual donde se indican los principales componentes del balance de OD. En general, los componentes

predominantes que determinan el balance a corto plazo del contenido de OD de un cuerpo de agua son la Reaireación y la DBO Carbonácea.

Este predominio es esperable que ocurra en el BAC en atención a que los análisis de calidad de agua disponibles reflejan contenidos muy bajos de compuestos de Nitrógeno, Fósforo y algas. En consecuencia la tarea de la determinación de los coeficientes estará centrada en estimación de los coeficientes de reaireación y de desoxigenación de la DBO Carbonácea.

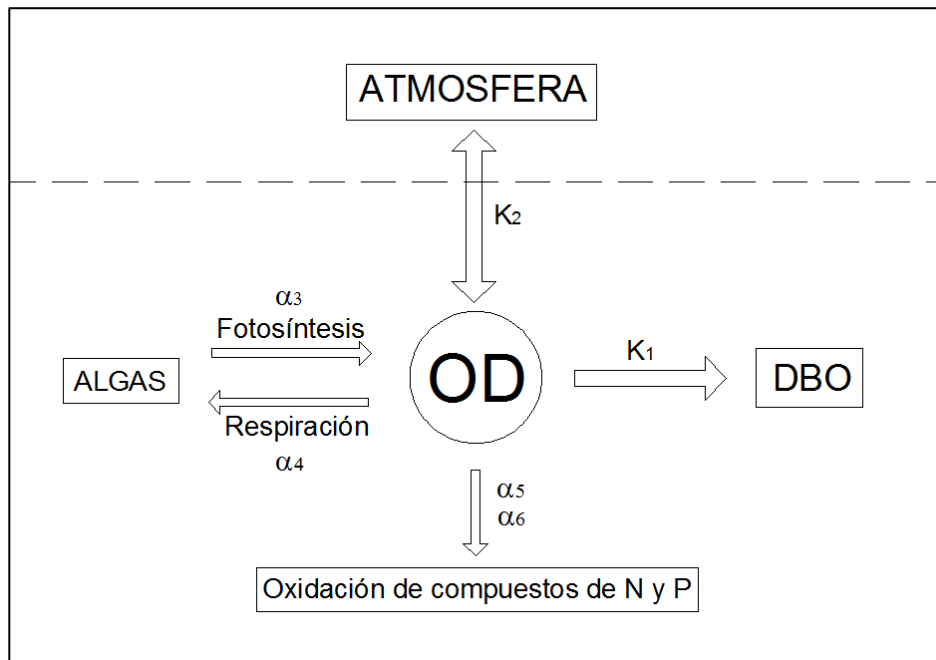


Figura 7.3.1 Esquema del modelo conceptual del balance de OD

El módulo de Calidad de Agua del Modelo HEC-RAS simula este proceso a través de la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned}
 OD = & + K_2 (O_{sat} - D_{ox}) && \text{reaireación atmosférica} \\
 & + A (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) && \text{fotosíntesis y respiración algal} \\
 & - K_1 DBOC && \text{consumo por DBO Carbonácea} \\
 & - K_4 / H && \text{consumo por sedimentos} \\
 & - \alpha_5 \beta_1 NH_4 && \text{oxidación amoniacal} \\
 & - \alpha_6 \beta_2 NO_2 && \text{oxidación del Nitrito}
 \end{aligned} \tag{7.3.1}$$

Dónde:

OD es el contenido de Oxígeno Disuelto en mg/l

O_{sat} es el contenido de OD en saturación en función de la temperatura del agua en

mg/l

D_{ox} contenido inicial de OD del agua en mg/l

A es la concentración de biomasa algal en mg/l

DBOC es la demanda bioquímica de oxígeno carbonácea en mg/l

NH₄ es el contenido de nitrógeno amoniacal en mg/l

NO₂ es el contenido de nitritos en mg/l
 K₁ es el coeficiente de desoxigenación de la DBO Carbonácea en 1/día
 K₂ es el coeficiente de reaireación 1/día
 K₄ es el coeficiente de demanda de oxígeno de los sedimentos en mg m²/día
 μ es el coeficiente de crecimiento algal en 1/día
 ρ es el coeficiente de respiración algal en 1/día
 α₃ es el coeficiente de producción de O₂ por crecimiento algal en mgO/mgA
 α₄ es el coeficiente de consumo de O₂ por respiración algal en mgO/mgA
 α₅ es el coeficiente de consumo de O₂ por oxidación del NH₄ mgO/mgN
 α₆ es el coeficiente de consumo de O₂ por oxidación del NO₂ mgO/mgN
 β₁ es la velocidad de oxidación del NH₄ en 1/día
 β₂ es la velocidad de oxidación del NO₂ en 1/día
 H es la profundidad media en metros

Coeficiente de Reaireación, K₂

Como ya se mencionara, bajo la hipótesis que existen dos procesos preponderantes relacionados con el contenido de OD en el agua, como la biodegradación y reaireación, el coeficiente de reaireación, K₂, compone el principal término de incorporación de OD al cuerpo de agua.

Formulaciones para el cálculo de K₂

La literatura presenta una formulación general para la estimación de K₂,

$$K_2 = a' (1+b'Fr^2)U^c S^d H^e W^f \quad (7.3.2)$$

Donde a', b', c', d, e, f son coeficientes

U: velocidad media en la sección (m/s)

H: profundidad media en la sección (m)

S: pendiente superficial

W: ancho medio del cauce en metros

Fr: número de Froude

Distintos autores han asignado valores a los coeficientes, como indica la Tabla 7.3.1.

Tabla 7.3.1 Ecuaciones para el cálculo de K₂

Nº de ecuación	Autor/es	a'	b' (coef Fr)	c' (exp U)	d (exp S)	e (exp H)	f (exp W)
7.3.3	O'Connor and Dobbins (1958)	3.9	0.0	0.5	0.0	-1.5	0.0
7.3.4	Churchill et.al. (1962)	5.02	0.0	1.0	0.0	-1.067	0.0
7.3.5	Krenekl and Orlob (1963)	173	0.0	0.404	0.404	-0.66	0.0
7.3.6	Owens et al. (1964)	5.32	0.0	0.67	0.0	-1.85	0.0
7.3.7	Langbein and Durum (1967)	5.14	0.0	1.0	0.0	-1.33	0.0
7.3.8	Isaacs and Gaudy (1968a)	4.75	0.0	1.0	0.0	-1.5	0.0

7.3.9	Cadwallader and McDonnell (1969)	1.86	0.0	0.5	0.5	-1.0	0.0
7.3.10	Parkhurst and Pomeroy (1972)	23	0.17	0.375	0.375	-1.0	0.0
7.3.11	Tsivoglou and Wallace (1972)	15200	0.0	1.0	1.0	0.0	0.0
7.3.12	Bennett and Rathbun (1972)	5.59	0.0	0.607	0.0	-1.689	0.0
7.3.13	Bansal (1973)	4.152	0.0	0.6	0.0	-1.49	0.0
7.3.14	Parker and Gay (1987)	252.2	0.0	0.355	0.4368	-0.76	0.0
7.3.15	Smoot (1988)	543	0.0	0.5323	0.6236	-0.7256	0.0
7.3.16	Moog and Jirka (1998)	1740	0.0	0.46	0.79	0.74	0.0
7.3.17	Melching and Flores (1999)	142	0.0	0.333	0.333	-0.66	- 0.243
7.3.18	Jha et al. (2001)	5.79	0.0	0.5	0.0	-0.25	0.0
7.3.19	Vargas Baecheler (2001)	10.046	0.0	2.3696	0.0	-3.902	0.0

O'Connor and Dobbins (1958)

$$K_2 = 3.9U^{0.5} H^{-1.5} \dots \text{para } 0.3 \leq H \leq 9.14 \text{ m.} \quad (7.3.3)$$

Churchill et.al. (1962)

$$K_2 = 5.02UH^{-1.67} \dots \text{para } 0.15 \leq U \leq 0.49 \text{ m} \quad (7.3.4)$$

Krenekl and Orlob (1963)

$$K_2 = 173U^{0.404} S^{0.404} H^{-0.66} \dots \text{para } 0.02 \leq H \leq 0.06 \text{ m} \quad (7.3.5)$$

Owens et al. (1964)

$$K_2 = 5.32 U^{0.67} H^{-1.85} \quad (7.3.6)$$

Para $0.12 \leq H \leq 3.35 \text{ m}$ y $0.03 \leq U \leq 1.52 \text{ m/s}$

Langbein and Durum (1967)

$$K_2 = 5.14UH^{-1.33} \quad (7.3.7)$$

Isaacs and Gaudy (1968a)

$$K_2 = 4.75UH^{-1.5} \quad (7.3.8)$$

Para $0.15 \leq H \leq 0.46 \text{ m}$ y $0.18 \leq U \leq 0.49 \text{ m/s}$

Cadwallader and McDonnell (1969)

$$K_2 = 1.86U^{0.5} S^{0.5} H^{-1} \quad (7.3.9)$$

Parkhurst and Pomeroy (1972)

$$K_2 = 23 (1+0.17Fr^2) U^{0.375} S^{0.375} H^{-1} \quad (7.3.10)$$

Tsivoglou and Wallace (1972)

$$K_2 = 15200 \text{ SU for } Q > 0.28 \text{ m}^3/\text{s} \quad (7.3.11)$$

Bennett and Rathbun (1972)

$$K_2 = 5.59 U^{0.607} H^{-1.689} \quad (7.3.12)$$

Para $0.12 \leq H \leq 3.48 \text{ m}$ y $0.04 \leq U \leq 1.52 \text{ m/s}$

Bansal (1973)

$$K_2 = 4.152 U^{0.6} H^{-1.49} \quad (7.3.13)$$

Parker and Gay (1987)

$$K_2 = 252.2 U^{0.355} S^{0.438} H^{-0.76} \quad (7.3.14)$$

Smoot (1988)

$$K_2 = 543 U^{0.5325} S^{0.6236} H^{-0.7256} \quad (7.3.15)$$

Moog and Jirka (1998)

$$K_2 = 1740 U^{0.46} S^{0.79} H^{0.74} \text{ para } S > 0.0 \quad (7.3.16)$$

Melching and Flores (1999)

$$K_2 = 142 U^{0.333} S^{0.333} H^{-0.66} W^{-0.243} \quad (7.3.17)$$

Jha et al. (2001)

$$K_2 = 5.79 U^{0.5} H^{-0.25} \quad (7.3.18)$$

Vargas Baecheler (2001)

$$K_2 = 10.046 U^{2.696} H^{-3.902} \quad (7.3.19)$$

Valores de K_2 encontrados en la literatura

Se han encontrado algunos valores de referencia para K_2 . Son los siguientes:

- El Manual del Usuario del modelo River Analisis System (RAS) desarrollado por el Hidrologic Engineering Center del U.S. Army Corps of Engineers (2016) recomiendan un rango de valores para K_2 entre 0 y 100 [1/día].

- Bennett and Rathbun (1972) presenta los valores de K_2 resultantes de numerosos experimentos. La Tabla 7.3.2 presenta los valores máximos y mínimos de las variables involucradas en los experimentos.

Tabla 7.3.2 Valores máximos y mínimos de las variables involucradas en los experimentos, Bennett and Rathbun (1972). Nota: N es el número de experimentos. El número total de los experimentos es 239.

Autor de los experimentos	N	K_2 (día ⁻¹)		H (m)		U (m/s)		S (x10 ⁴)		W (m)	
		max	min	max	min	max	min	max	min	max	min
Churchill, Elmore, and Buckingham (1962)	30	5.56	0.23	3.48	0.65	1.52	0.56	23.5	1.3	203.3	27.4
Owens, Edwards, and Gibbs (1964)	32	49.17	0.31	0.74	0.12	0.56	0.04	106.0	1.6	12.1	3.4
Gameson, Truesdale, and Downing (1955)	6	57.70	34.30	0.13	0.12	0.34	0.22	-	-	1.8	1.6
O'Connor and Dobbins (1958) (various sources)	10	5.80	0.02	11.28	0.27	0.50	0.10	36.0	0.3	-	-
O'Connor and Dobbins (1958) (Streeter and Phelps, 1925)	28	0.92	0.14	7.38	1.22	1.28	0.06	2.0	0.7	-	-
Tsivoglou and others (1967,1968)	15	2.34	0.65	0.95	0.51	0.19	0.10	-	-	37.7	17.6
Negulescu and Rojanski (1969)	8	18.70	8.64	0.15	0.05	0.58	0.20	-	-	0.2	0.2
Thackston (1966)	52	64.05	5.78	0.07	0.01	0.71	0.11	203.8	6.5	0.6	0.6
Krenkel (1960)	58	115.30	10.63	0.06	0.02	0.65	0.07	411.8	7.5	0.3	0.3

Puede verse que los valores de U, S y H guardan semejanza con los valores del BAC, sin embargo los valores de W están lejos de los del BAC.

Los valores estadísticos de la base de datos presentada por Bennett and Rathbun (1972) se presentan en la Tabla 7.3.3.

Tabla 7.3.3 Valores medios y desvíos de las variables involucradas en los experimentos, Bennett and Rathbun (1972). Nota: N es el número de experimentos. El número total de los experimentos es 239.

Valor estadístico	N	K_2 (día ⁻¹)		H (m)		U (m/s)		S (x10 ⁴)		W (m)	
		max	min	max	min	max	min	max	min	max	min
Media	30	35.5	6.7	2.7	0.3	0.7	0.2	130.5	3.0	36.6	7.3
Desvío	32	39.1	11.1	4.0	0.4	0.4	0.2	156.2	3.2	74.8	10.8

Los datos presentados por Bennett and Rathbun (1972) muestran las siguientes relaciones entre K_2 y los parámetros U, H, S, W, Q.

- K_2 crece si U crece (ver Figura 7.3.2)
- K_2 crece si S crece (ver Figura 7.3.3)
- K_2 decrece si H crece (ver Figura 7.3.4)
- K_2 decrece si W crece (ver Figura 7.3.5)

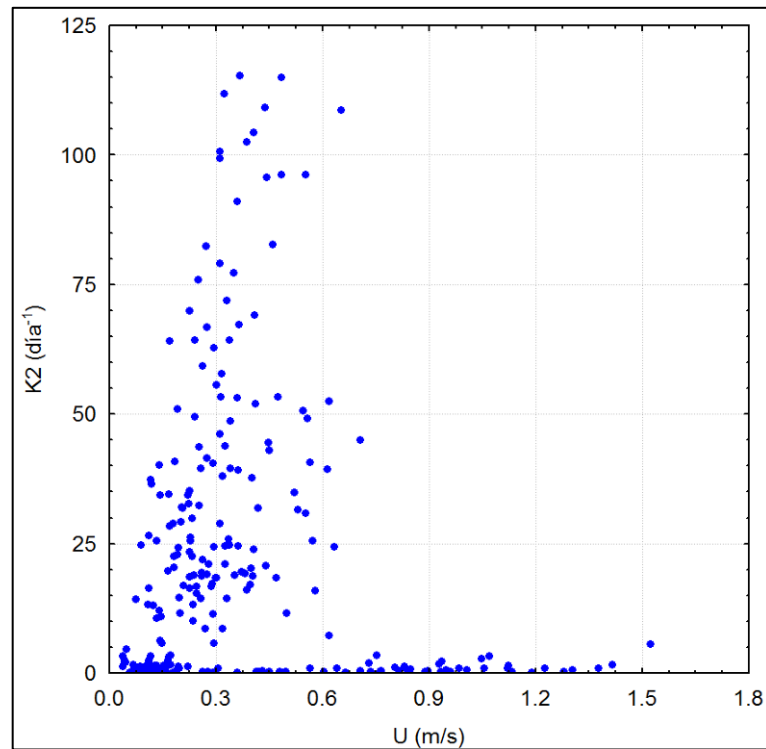


Figura 7.3.2 Correlación entre los valores de K_2 y U para los datos presentados en Bennett and Rathbun (1972). Número de datos: 239

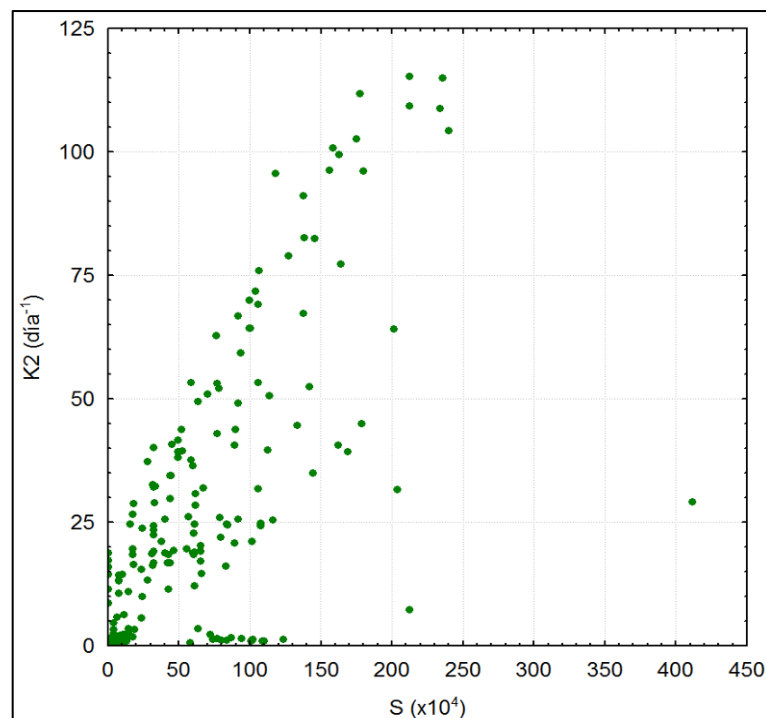


Figura 7.3.3 Correlación entre los valores de K_2 y S para los datos presentados en Bennett and Rathbun (1972). Número de datos: 239

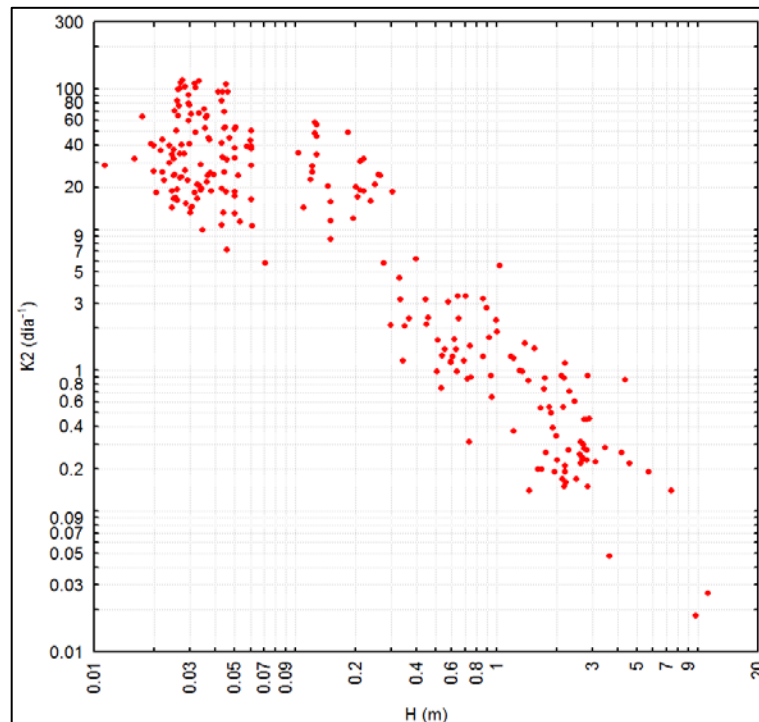


Figura 7.3.4 Correlación entre los valores de K_2 y H para los datos presentados en Bennett and Rathbun (1972). Número de datos: 239

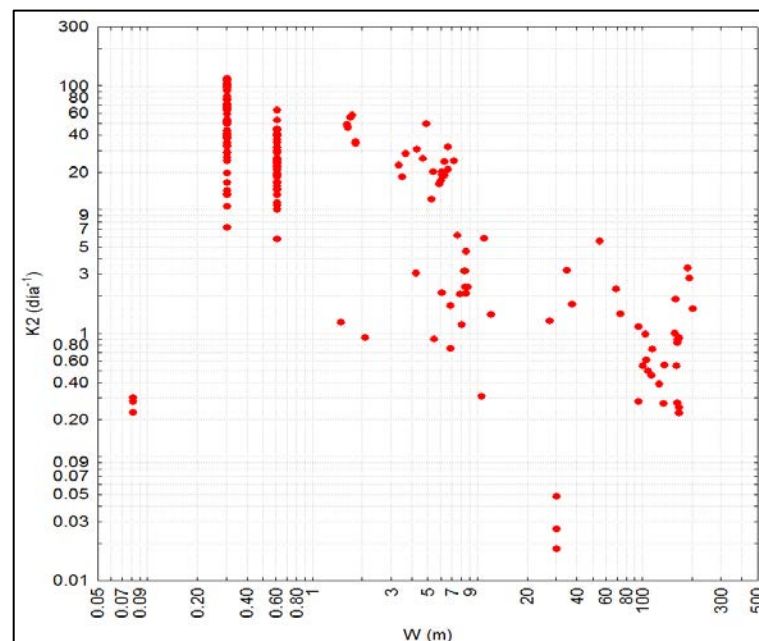


Figura 7.3.5 Correlación entre los valores de K_2 y W para los datos presentados en Bennett and Rathbun (1972). Número de datos: 187

El U.S. Geological Survey ha compilado 371 valores de K_2 en base a experimentos realizados en 166 cursos de agua en Estados Unidos.

La Figura 7.3.6 presenta valores estimados y medidos de K_2 para cursos de agua luego de estructuras de control. La ecuación presentada antes de Melching and Flores (1999) para $Q > 0.556 \text{ m}^3/\text{s}$ es la que corresponde a los puntos negros circulares de la figura.

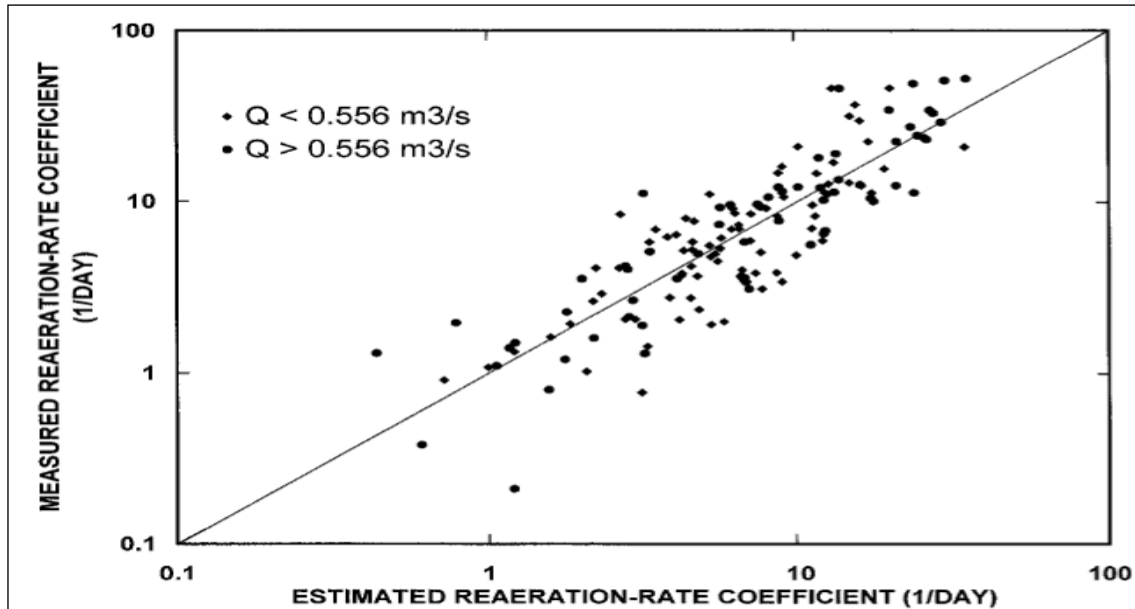


Figura 7.3.6 Correlación entre valores estimados y medidos de K_2 para cursos de agua luego de estructuras de control. Fuente: Bennett and Rathbun (1972)

Nadal et.al. (2014) calcularon K_2 en base a mediciones para la determinación de la capacidad de autodepuración del río Tercero (Ctalamochita) en la provincia de Córdoba e hicieron comparaciones con algunas ecuaciones para la estimación del coeficiente presentes en la literatura. Los aforos preliminares de este río meandroso determinaron caudales de unos $15 \text{ m}^3/\text{s}$, velocidad media de 0.85 m/s y una profundidad media de 0.6 m y pendiente relativamente pequeña de 0.00113 .

El valor de K_2 experimental fue de 29.7 1/día . La tasa de reaireación obtenida experimentalmente resultó entre 50 y 83% mayor que la obtenida mediante ecuaciones empíricas que se presentan en la Tabla 7.3.4. Los valores estimados de K_2 variaron entre 4.7 y 14.2 1/día , con un valor medio de 7 1/día .

Tabla 7.3.4 Resultados de la estimación de K_2 con distintas ecuaciones para el río Tercero (Córdoba)

Autor	K_2 (1/día)
Cadwallader and McDonnell (1969)	6.9
Churchill et.al. (1962)	5.6
Isaacs and Gaudy (1968a)	4.7
Langbein and Durum (1967)	5.0
Melching and Flores (1999)	8.6
O'Connor and Dobbins (1958)	5.0
Owens et al. (1964)	7.9
Padden and Gloyna (1971)	4.7
Parker and Gay (1987)	14.2
Parkhurst and Pomeroy (1972)	4.5
Tsivoglou and Nealv (1976)	10.3

Trento et. al. (2015) calcularon valores de K_2 para el río Salado en la provincia de Santa Fé. Se calculó el coeficiente de reaeración, K_2 , mediante la aplicación de seis fórmulas empíricas a un tramo de 148 km de longitud del río Salado. Se consideraron dos situaciones hidrométricas, una de aguas bajas y otra de aguas medias. Las profundidades y velocidades medias por sección, a determinados intervalos espaciales, se calcularon mediante la aplicación de un modelo hidrodinámico unidimensional.

Se observan importantes diferencias de K_2 a lo largo del escurrimiento y de las distintas fórmulas entre sí, para cada situación. Los coeficientes K_2 obtenidos se encuentran en el intervalo 0.1 – 7.8 1/día.

Discusión y selección de valores de K_2 para el presente trabajo

Considerando una descarga de 300 m³/s, los valores de K_2 que suministran las ecuaciones anteriores se presentan en la Tabla 7.3.5, en términos de los valores medios para cada una de las 27 secciones del río.

En la Tabla 7.3.6 se presentan los valores medios de todas las secciones y su desvío estándar para cada uno de los autores. En ambas tablas se utilizaron los valores de las variables hidráulicas obtenidos de la modelación hidrodinámica que fue presentada en las Tablas 6.3.1 a 6.3.3.

Tabla 7.3.5 Valores medios de K_2 por sección considerando todas las ecuaciones de estimación de K_2 . $Q=300\text{m}^3/\text{s}$

Sección	Pendiente S [m/m]	Velocidad U [m/s]	Área de la sección A [m ²]	Radio hidráulico H [m]	Ancho del río W [m]	Valor medio de K_2 , por sección [1/día]	Desvío [1/día]
0	0.000004	0.10	3145	2.22	1402	0.2	0.3
1014	0.000004	0.10	3151	2.23	1402	0.2	0.4
1516	0.000025	0.19	1541	1.55	979	0.6	0.6
2529	0.000019	0.19	1566	1.86	819	0.5	0.5
3213	0.000681	0.56	536	0.65	824	5.9	3.2
3836	0.000197	0.34	879	0.78	1121	2.5	1.5
4523	0.000575	0.46	647	0.55	1163	6.0	3.5
5152	0.000462	0.51	594	0.74	795	4.2	2.1
6396	0.000527	0.36	841	0.40	2101	7.9	5.9
7037	0.000396	0.35	856	0.48	1768	5.5	3.4
7644	0.000136	0.25	1205	0.65	1864	2.4	1.6
8352	0.000364	0.38	790	0.58	1358	4.4	2.5
8887	0.000260	0.32	926	0.59	1568	3.6	2.1
9496	0.000090	0.22	1378	0.72	1915	1.9	1.3
10294	0.000147	0.25	1207	0.61	1983	2.7	1.8
11665	0.001098	0.48	625	0.36	1731	14.5	16.7
13144	0.000288	0.31	966	0.51	1881	4.3	2.7
14413	0.000269	0.28	1073	0.46	2325	4.6	3.0
15515	0.000130	0.23	1323	0.58	2281	2.6	1.8
16570	0.000082	0.20	1506	0.68	2222	1.9	1.4
17408	0.000264	0.29	1018	0.51	2008	4.1	2.6
18141	0.000366	0.32	939	0.45	2106	5.7	3.7
19068	0.000577	0.47	643	0.56	1149	6.1	3.5
20093	0.000139	0.22	1374	0.52	2635	3.0	2.1
21001	0.000232	0.26	1156	0.46	2512	4.3	2.9
21929	0.000685	0.36	838	0.33	2529	11.4	11.2
22815	0.000287	0.28	1088	0.43	2529	5.2	3.5

Tabla 7.3.6 Valores medios de K_2 para todas las secciones del BAC

Autor/es	Medio K_2 [1/día]	Desvío [(1/día)]
O'Connor and Dobbins (1958)	5.3	3.1
Churchill et.al. (1962)	4.5	3.1
Krenekl and Orlob (1963)	5.9	3.7
Owens et al. (1964)	7.6	5.3
Langbein and Durum (1967)	3.6	2.2
Isaacs and Gaudy (1968a)	3.7	2.5
Cadwallader and McDonnell (1969)	0.03	0.03
Parkhurst and Pomeroy (1972)	1.3	0.9
Tsivoglou and Wallace (1972)	1.8	2.0
Bennett and Rathbun (1972)	7.7	4.9
Bansal (1973)	5.6	3.3
Parker and Gay (1987)	7.4	5.0
Smoot (1988)	6.8	16.0
Moog and Jirka (1998)	1.1	0.8
Melching and Flores (1999)	1.5	0.9
Jha et al. (2001)	3.6	0.9
Vargas Baecheler (2001)	9.6	16.2
Media	4.5	3.4

Para el análisis de sensibilidad se considerarán los valores de K_2 de la Tabla 7.3.6 en términos del valor promedio de todas las secciones, $K_2=4.5$ [1/día], el máximo, $K_2=14.5$ [1/día] y el mínimo, $K_2=0.20$ [1/día]. Los valores calculados son del orden de los obtenidos experimentalmente (Tabla 7.3.5).

El caudal Q no parece un buen indicador para establecer la reaireación de este curso de agua ya que las variables que definen Q generan efectos distintos sobre K_2 . El ancho W aparece como muy disperso al momento de definir K_2 y es una variable muy poco usada en las ecuaciones para la estimación de K_2 (se usa solamente una vez en las 17 ecuaciones seleccionadas).

Efecto de la Temperatura sobre la Reaireación

La influencia de la temperatura del agua es generalmente simulada utilizando una ecuación del siguiente tipo:

$$K_2(T) = K_2(T=20^\circ\text{C}) \varnothing^{T-20} \quad (7.3.20)$$

donde T es la temperatura del agua en $^\circ\text{C}$ y \varnothing es el Factor de Ajuste por Temperatura con valores típicos entre 1.022 y 1.024 según Bowie et al (1985).

En la modelación de la calidad de agua se utilizará el valor 1.024, que es también el propuesto por defecto en el Manual del Usuario del RAS.

Coefficiente de Desoxigenación, K_1

La DBO se define como la cantidad de Oxígeno requerido por las bacterias para la estabilización de la materia carbonácea en el agua. El coeficiente de desoxigenación, K_1 , compone el principal término de consumo de OD en el cuerpo de agua.

Formulaciones para el cálculo de K_1

Considerando que la degradación bacteriana no es el único proceso que contribuye a la remoción de la DBO Carbonácea en un cuerpo de agua, es necesario distinguir entre los valores de los coeficientes de desoxigenación según la siguiente nomenclatura:

- K_1 es el coeficiente de desoxigenación obtenido en laboratorio
- K_d es el coeficiente de desoxigenación en aguas naturales
- K_s es el coeficiente de desoxigenación ejercido por los sedimentos
- K_R es el coeficiente de desoxigenación total

En base a esto

$$K_R = K_d + K_s \quad (7.3.21)$$

$$K_d \geq K_1 \quad (7.3.22)$$

En la práctica, es difícil distinguir los efectos de la desoxigenación ocurridos en la columna de agua y la provocada por los sedimentos por lo que, en general, los valores de K_d propuestos en la literatura incluyen ambos procesos.

En Bowie et al. (1985) se mencionan los estudios realizados por Wright y Macdonnel (1979) para obtener una expresión para el cálculo de K_d a partir de las características del escurrimiento y de la geometría de 36 ríos de EEUU.

$$K_d = 10.3 Q^{-0.49} \quad (7.3.23)$$

Donde Q es el caudal en pies^3/s

En ese mismo rango de caudales derivaron una expresión en función del perímetro mojado de las secciones del río.

$$K_d = 36.6 P^{-0.84} \quad (7.3.24)$$

Donde P es el Perímetro Mojado en pies

Los autores limitaron la aplicación de estas expresiones a caudales entre 0.3 y $23\text{m}^3/\text{s}$

Los caudales a utilizar en el presente estudio varían entre 100 y $500\text{m}^3/\text{s}$ por lo que se encuentran fuera del rango de las expresiones propuestas. Como referencia se han calculado los valores de K_d que corresponderían a cada uno de los caudales modelados. Estos valores se presentan en la Tabla 7.3.7.

Por otra parte, en base a una corrida preliminar del modelo hidrodinámico se obtuvieron valores de ancho superficial del escurrimiento para cada uno de los caudales modelados. Asumiendo que el valor del ancho superficial puede asimilarse al perímetro mojado se ha calculado K_d para cada tramo del BAC y para cada caudal calculado con la ecuación (7.3.24). El promedio de todos esos valores es $K_d = 0.03$.

Tabla 7.3.7 Valores de K_d calculados según la ecuación (7.3.23)

Q [m ³ /s]	Q [pie ³ /s]	K_d [1/día]
100	3531	0.19
200	7062	0.13
300	10593	0.11
400	14124	0.10
500	17655	0.09

Bosko (1966) propone una expresión para relacionar K_d y K_1 a partir de asumir que la turbulencia incrementa el contacto con las bacterias del bentos lo cual aumenta el valor del coeficiente K_d . Esta afirmación se basa en las diferencias obtenidas en los ensayos de laboratorio de determinación de DBO con muestras en reposo y agitadas.

La relación propuesta es la siguiente:

$$K_d = K_1 + n (V / D) \quad (7.3.25)$$

donde V es la velocidad media del escurrimiento en m/s, D es el tirante medio del escurrimiento en m y n es el coeficiente adimensional de actividad del lecho. Los valores propuestos para "n" se presentan en la Tabla 7.3.8.

Tabla 7.3.8 Coeficientes de actividad del Lecho, según Bosco (1966)

Pendiente longitudinal [m/m]	n
0.0005	0.10
0.0009	0.15
0.0019	0.25
0.0047	0.40
0.0094	0.60

Valores de K_d encontrados en la literatura

Se han encontrado algunos valores de referencia para K_d . Son los siguientes:

- El Manual del Usuario del modelo River Analysis System (RAS) desarrollado por el Hidrologic Engineering Center del U.S. Army Corps of Engineers en 2016, recomienda un rango de valores para K_1 entre 0.02 y 3.4 [1/día], con un factor de corrección por temperatura de 1.047.
- Considerando la corrección propuesta por Bosko (1966) en el BAC, con una pendiente media de 0.0005m/m, Velocidad media de 0.30m/s y un tirante medio de 2.40m., la diferencia entre K_1 y K_d es 0.1. El rango propuesto en el Manual del Usuario corresponde entonces a K_d entre 0.03 y 3.41 [1/día].

- Bowie et al. (1985) presenta los valores de K_d resultantes de numerosos experimentos. La Tabla 7.3.9 presenta los valores obtenidos por cada uno de los estudios.
- Metcalf and Eddy (1998) recomiendan valores de K_d entre 0.15 y 0.49 [1/día] para ríos, ver Figura 7.3.6

Tabla 7.3.9 Valores de K_d obtenidos de mediciones de campo, laboratorio y calibración de modelos según Bowie et al. (1985).

Nº de autor	Autor/es	K_d (a 20°, base e) [1/día]	Lugar	Método de Determinación
1	Baca et al. (1973)	0.1 - 0.3	Willamette River, OR	
2	Bauer et al. (1979)	0.16	Chattahoochee River, GA	
3	Bhargava (1983)	3.5 - 5.6 (Kr)	Ganga River, India	Campo
4		1.4	Yamuna River, India	
5	Deb and Bowers (1983)	0.4 (Kr)	Shenandoah River S.F.	Campo
6	Camp (1965)	0.01 - 0.1	Merrimack River, Mass	Campo
7	Crane and Malone (1982)	1.44 (Kr)	Gray's Creek, Louisiana	Calibración de modelo
8	Greeney and Kraszewski (1981)	0.4	Yampa River, Colorado	Calibración de modelo
9	Hvitved and Jacobsen (1982)	0.15	Shravad River, Denmark	Campo
10		0.90 (Kr)		
11	Metropolitan Washington Council of Government (1982)	0.008	Seneca Creek	
12	Reported by Bansal (1975)	0.02 - 0.60	Kansas (6 rivers)	Varios
13		0.56 - 3.37	Michigan (3 rivers)	
14		0.36 - 0.95	Truckee River, Nevada	
15		0.30 - 1.25	Virginia (3 rivers)	
16		0.4	N. Branch, Potomac, WV	
17		0.3 - 0.35	South Carolina (3 rivers)	
18		0.125 - 0.4	New York (2 rivers)	
19		0.2 - 0.23	Mew Jersey (3 rivers)	
20	Novotny and Krenkel (1975)	0.4 - 1.5	Holston River, Tennessee	Calibración de modelo
21	O'Connor et al (1981)	0.05 - 0.25	New York Bight	
22	Terry et al (1984)	0.004 - 0.66 (Kr)	Withe River, Arkansas	Laboratorio
23	Tetra Tech (1976)	0.2	N. Fort King River, CA	
24	Hydroscience (1971)	0.15	Ouachita River, Arkansas	Calibración
25		0.17 (Kr)		
26	NCASI (1982a)	0.02 (K1)	Ouachita River, Arkansas	Laboratorio
27	Wright and McDonnell (1979)	0.08 - 4.24	36 U.S river reaches and laboratory flumes	Campo
28	Chen and Wells (1975)	0.75	Boise River, ID	

29	Jennings et al (1982)	0.06 - 0.3	W. Fork, Trinity River, TX	Laboratorio
30	McCrutcheon (1983)	0.07 - 0.14	Willamette River, OR	Laboratorio y Campo
31		1.5	Arkansas River, CO	
32	Hydroscience (1972)	0.41	Lower Sacramento River, CA	
33	Gowda (1983)	1	Speed River, Ontario	Campo

Discusión y selección de valores de K_d para el presente trabajo

En la Figura 7.3.7 puede observarse que 22 de los autores han determinado valores que se encuentran fuera del rango propuesto por Metcalf and Eddy (1998) por exceso o por defecto, en tanto que solamente 3 de ellos han determinado valores que se encuentran fuera del rango propuesto por el Manual del Usuario del RAS.

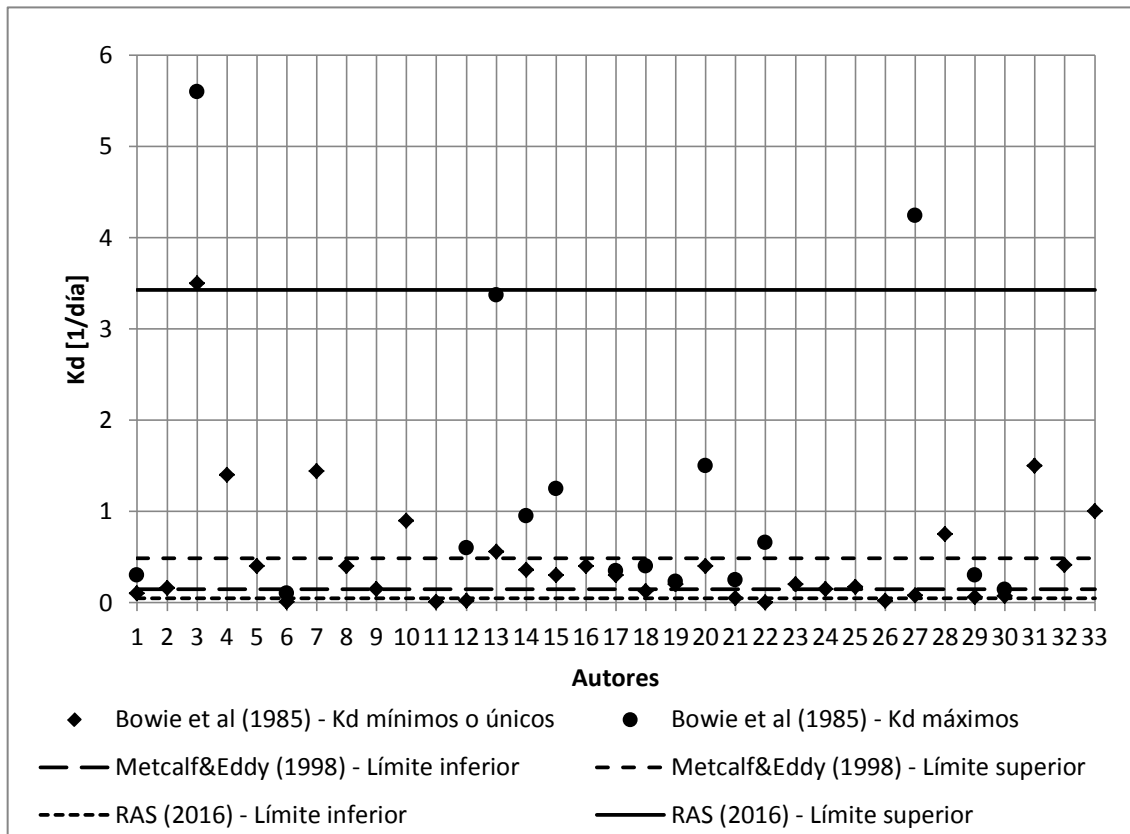


Figura 7.3.7 Valores de K_d medidos por Bowie et al. (1985) y límites propuestos por Metcalf and Eddy (1998) y por el Manual del Usuario del RAS (2016)

En consecuencia, para el análisis de sensibilidad se considerará el rango de valores de K_1 propuestos por el RAS.

Efecto de la Temperatura sobre la Desoxigenación

La temperatura del agua es uno de los más importantes factores que afectan la tasa a la cual la DBOC es removida de la columna de agua.

La velocidad con que se reduce la DBOC se incrementa con el incremento de la temperatura y este proceso es generalmente simulado utilizando una ecuación del siguiente tipo:

$$K_1(T) = K_1(T=20^\circ\text{C}) \emptyset^{T-20} \quad (7.3.26)$$

donde T es la temperatura del agua en °C y \emptyset es el Factor de Ajuste por Temperatura.

Bowie et al. (1985) indica que el valor de $\emptyset=1.047$ es el más ampliamente utilizado, y será el utilizado en la modelación de la calidad de agua.

8. ESCENARIOS DE MODELACIÓN Y RESULTADOS

Parámetros seleccionados

Se ha establecido una serie de valores de los coeficientes que caracterizan el comportamiento de los principales componentes del balance del OD en el cuerpo de agua. Asimismo se han adoptado las condiciones iniciales de cada tramo del BAC y las características del agua que ingresa desde el vertedero del BAC.

Por último se ha seleccionado las condiciones climáticas bajo la cual se realizarán las simulaciones.

Estos datos se presentan a continuación:

- Coeficiente de Dispersión Longitudinal, K_L : 50, 175 y 300 [m^2/s]
- Coeficiente de Desoxigenación, K_1 : 0.02, 1.6 y 3.40 [1/día]
- Coeficiente de Reaireación, K_2 : 0.2, 4.5 y 14.5 [1/día]

Los valores correspondientes a los restantes parámetros que controlan los procesos de transformación del OD (Algas y compuestos de Nitrógeno y Fósforo) se adoptaron según los propuestos por defecto en el Módulo de Calidad de Agua del RAS. Estos valores se presentan en la Tabla 8.1.

Tabla 8.1 Valores de los parámetros transformación de algas, y compuestos de Nitrógeno y Fósforo

Variable	Value	θ
Algae		
α_0 Biomass (Chl-a ratio)	ugChl/mgA	10
α_1 Biomass (Nitrogen Fraction)	mgN/mgA	0.07
α_2 Biomass (Phosphorus Fraction)	mgP/mgA	0.01
μ_{max} Maximum Growth Rate	day ⁻¹	1 1.047
ρ Respiration Rate	day ⁻¹	0.05 1.047
P_N Nitrogen Preference		1
K_L Growth Limitation (light)	W m ⁻²	4
K_N Growth Limitation (N)	mgN/L	0.01
K_P Growth Limitation (P)	mgP/L	0.001
λ_0 Light Extinction (non-algal)	m ⁻¹	0.03
λ_1 Light Extinction (linear algal)	m ⁻¹ (ugCh/L)-1	0.007
λ_2 Light Extinction (non-linear algal)	m ⁻¹ (ugCh/L)-2/3	0.05
σ_1 Settling Rate	m day ⁻¹	0.1 1.024
Dissolved Oxygen		
α_3 Production per unit algal growth	mgO/mgA	1.4
α_4 Uptake per unit algal respired	mgO/mgA	1.6
α_5 Uptake per unit NH ₄ oxidized	mgO/mgN	3
α_6 Uptake per unit NO ₂ oxidized	mgO/mgN	1
K_2 Atmospheric Reaeration	day ⁻¹	1.024
K_4 Sediment Demand	day ⁻¹	0 1.06
CBOD		
K_1 Decay Rate	day ⁻¹	1.047
K_3 Settling Rate	day ⁻¹	0 1.024
Nitrogen		
β_3 OrgN->NH ₄	day ⁻¹	0.02 1.047
β_1 NH ₄ ->NO ₂	day ⁻¹	0.1 1.083
β_2 NO ₂ ->NO ₃	day ⁻¹	0.2 1.047
σ_4 Org-N Settling Rate	day ⁻¹	0.001 1.024
σ_3 NH ₄ Benthos Source Rate	mgN m ⁻² day ⁻¹	0 1.074
K_{NR} Nitrification Inhibition Factor	mg/L	0.6
Phosphorus		
β_4 OrgP->InorgP	day ⁻¹	0.01 1.047
σ_5 Org-P Settling Rate	day ⁻¹	0.001 1.024
σ_2 Benthos Source Rate	mgP m ⁻² day ⁻¹	0.001 1.074

Condiciones Iniciales y de Borde

Esta información caracteriza las condiciones en que se encuentra el agua del BAC al inicio de la modelación en cada uno de los tramos y las características del agua que ingresa al BAC desde aguas arriba (Vertedero del BAC). El listado de los valores iniciales adoptados se presenta en la Tabla 8.2.

Tabla 8.2 Condiciones Iniciales y de Borde

Parámetro	Unidades	Valor
Temperatura del Agua	°C	28
Algas	mg/l	1
Oxígeno Disuelto	mg/l	7.6
DBO Carbonáceo	mg/l	1
N. Orgánico	mg/l	0.3
N. Amoniacal	mg/l	0.02
N. Nitrito	mg/l	0.01
N. Nitrato	mg/l	0.2
P. Orgánico	mg/l	0.05
P. Ortofosfato	mg/l	0.015

Clima

Para definir las características del clima se adoptaron las condiciones descriptas como día típico de “Verano” por corresponder a las temperaturas más elevadas que se asocian a los menores contenidos de OD en el agua (menor valor de saturación de OD)

Escenarios

En la Tabla 8.3 se presentan las condiciones de simulación del modelo (escenarios) que abarcan todas las combinaciones posibles de los coeficientes de Dispersión, Desoxigenación y Reaireación.

Este conjunto de 27 escenarios se realizó para cada uno de los 3 caudales seleccionados, por lo que el total de simulaciones fue de 81.

Para la presentación de los resultados de las simulaciones se adoptó la siguiente nomenclatura:

“Caudal – Variable – Parámetros de Calidad de Agua” = “Qxxx – DD – WQjj”

Por ejemplo la simulación Q300-OD-WQ13 corresponde a los resultados de una simulación con un caudal de $Q=300\text{m}^3/\text{s}$, para la variable de Oxígeno Disuelto y con los parámetros correspondientes al escenario WQ13 de la Tabla 8.3.

La simulación Q500-DBOC-WQ17 corresponde a los resultados de una simulación con un caudal de $Q=500\text{m}^3/\text{s}$, para la variable de Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea y con los parámetros correspondientes al escenario WQ17 de la Tabla 8.3.

Tabla 8.3 Valores de los parámetros de cada escenario

Escenario	D_L [m^2/s]	K_1 [1/día]	K_2 [1/día]
WQ1	50	0.02	0.2
WQ2			4.5
WQ3			14.5
WQ4		1.60	0.2
WQ5			4.5
WQ6			14.5
WQ7		3.40	0.2
WQ8			4.5
WQ9			14.5
WQ10	175	0.02	0.2
WQ11			4.5
WQ12			14.5
WQ13		1.60	0.2
WQ14			4.5
WQ15			14.5
WQ16		3.40	0.2
WQ17			4.5
WQ18			14.5
WQ19	300	0.02	0.2
WQ20			4.5
WQ21			14.5
WQ22		1.60	0.2
WQ23			4.5
WQ24			14.5
WQ25		3.40	0.2
WQ26			4.5
WQ27			14.5

Resultados

En las Figuras 8.1, 8.2 y 8.3 se presentan las curvas de las variaciones de OD y DBO Carbonácea (DBOC) a lo largo del BAC, correspondientes a la totalidad de las 81 simulaciones realizadas, esto es los 27 escenarios (WQ1 a WQ27) para los caudales de 100, 300 y 500 m^3/s . Las tablas con los valores correspondientes a cada simulación se agregan en el Anexo B.

Puede observarse que, en todos los escenarios analizados, el contenido de OD en el BAC (conjunto de curvas de la parte superior de los gráficos) se incrementa a lo largo de su curso, alcanzando valores cercanos o superiores a la saturación (entre 8 y 10mg/l). Por otra parte, la DBOC (curvas en la parte inferior de los gráficos) presenta dos comportamientos diferenciados, por una parte, en un conjunto de simulaciones la DBOC se mantiene sin modificaciones apreciables en tanto que, en el segundo conjunto, la reducción de la misma es apreciable a lo largo del cauce.

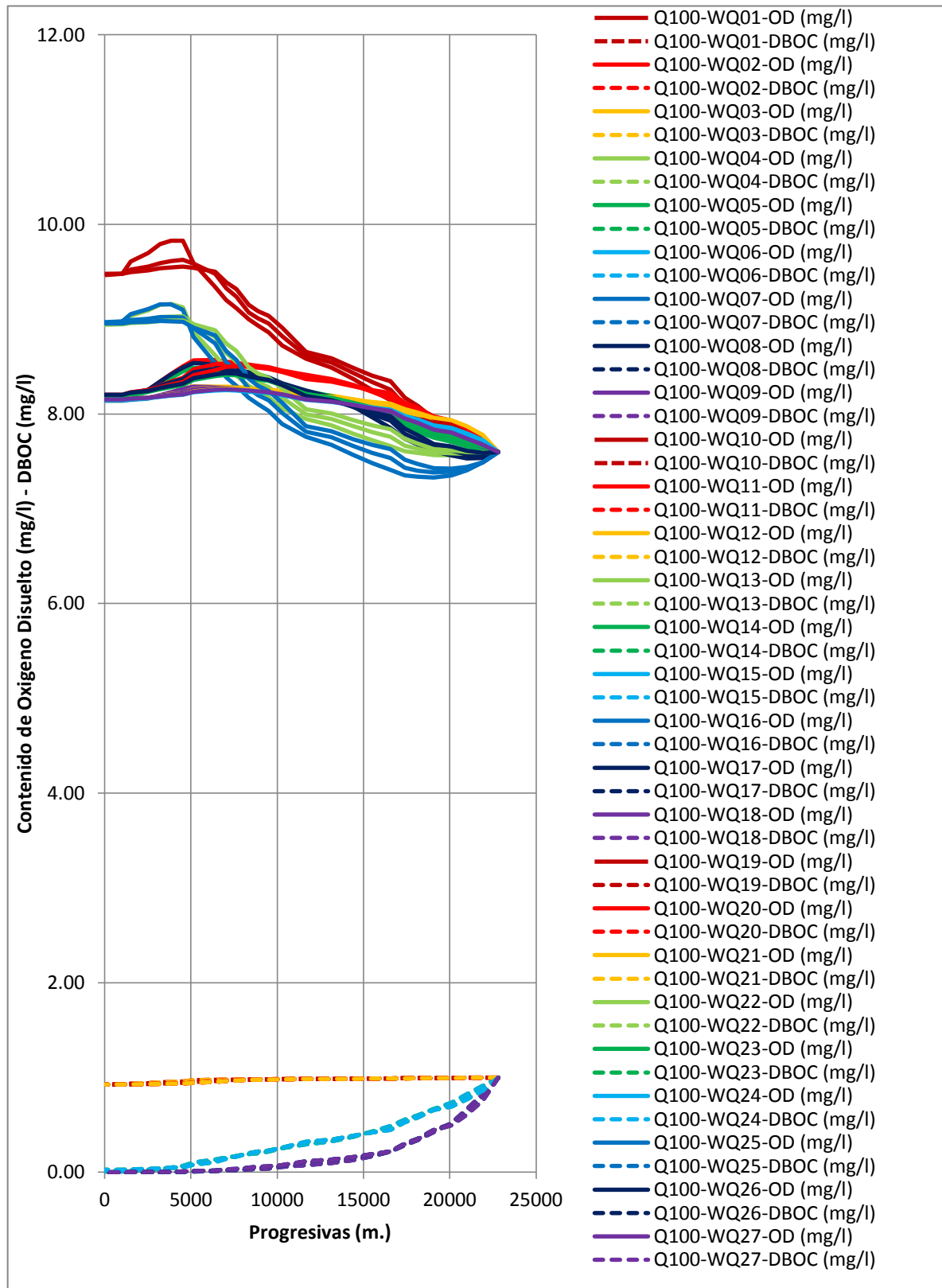


Figura 8.1 Curvas de DO y DBOC a lo largo del BAC correspondientes a las simulaciones realizadas con $Q=100\text{m}^3/\text{s}$

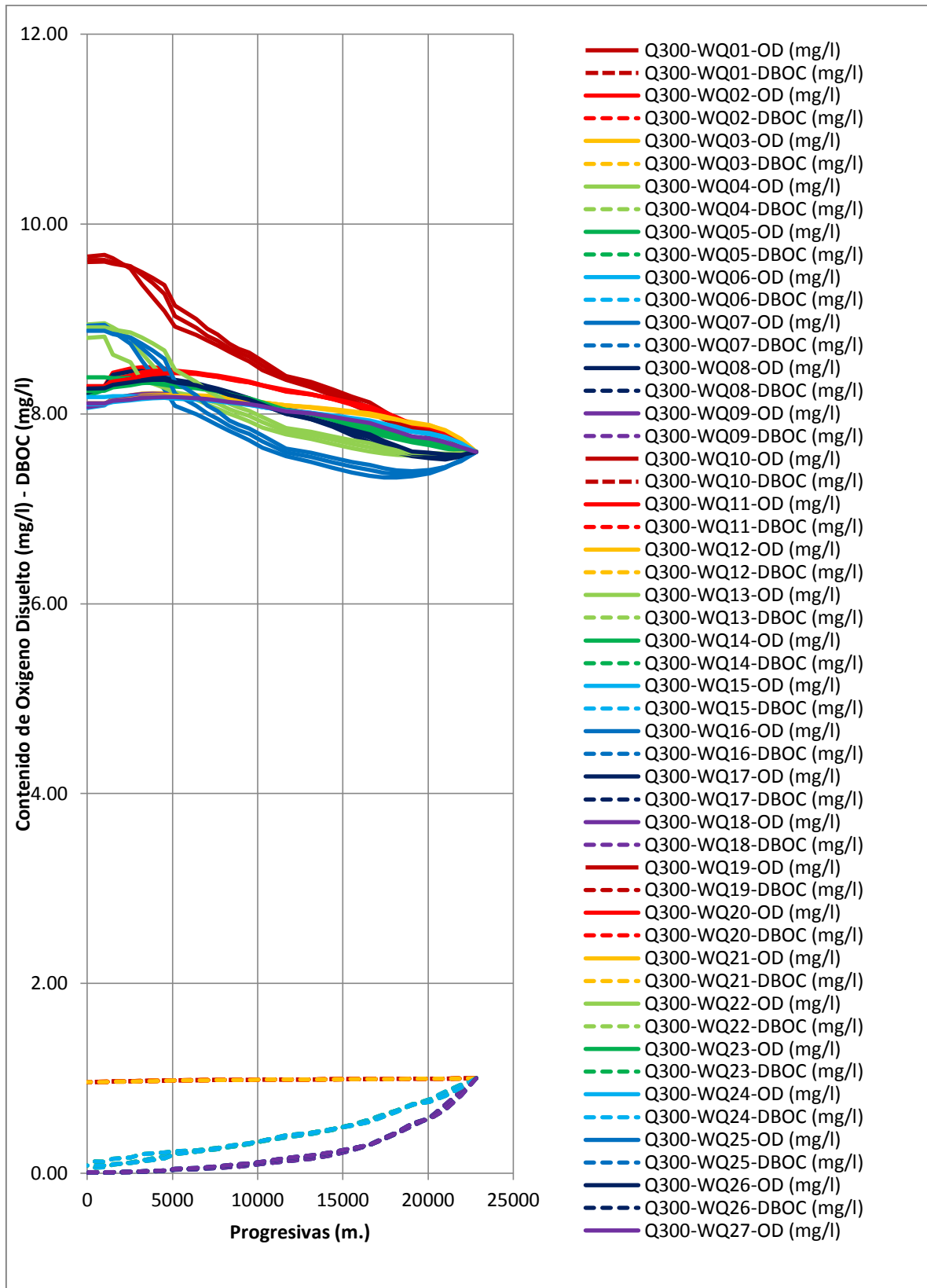


Figura 8.2 Curvas de DO y DBOC a lo largo del BAC correspondientes a las simulaciones realizadas con $Q=300\text{m}^3/\text{s}$

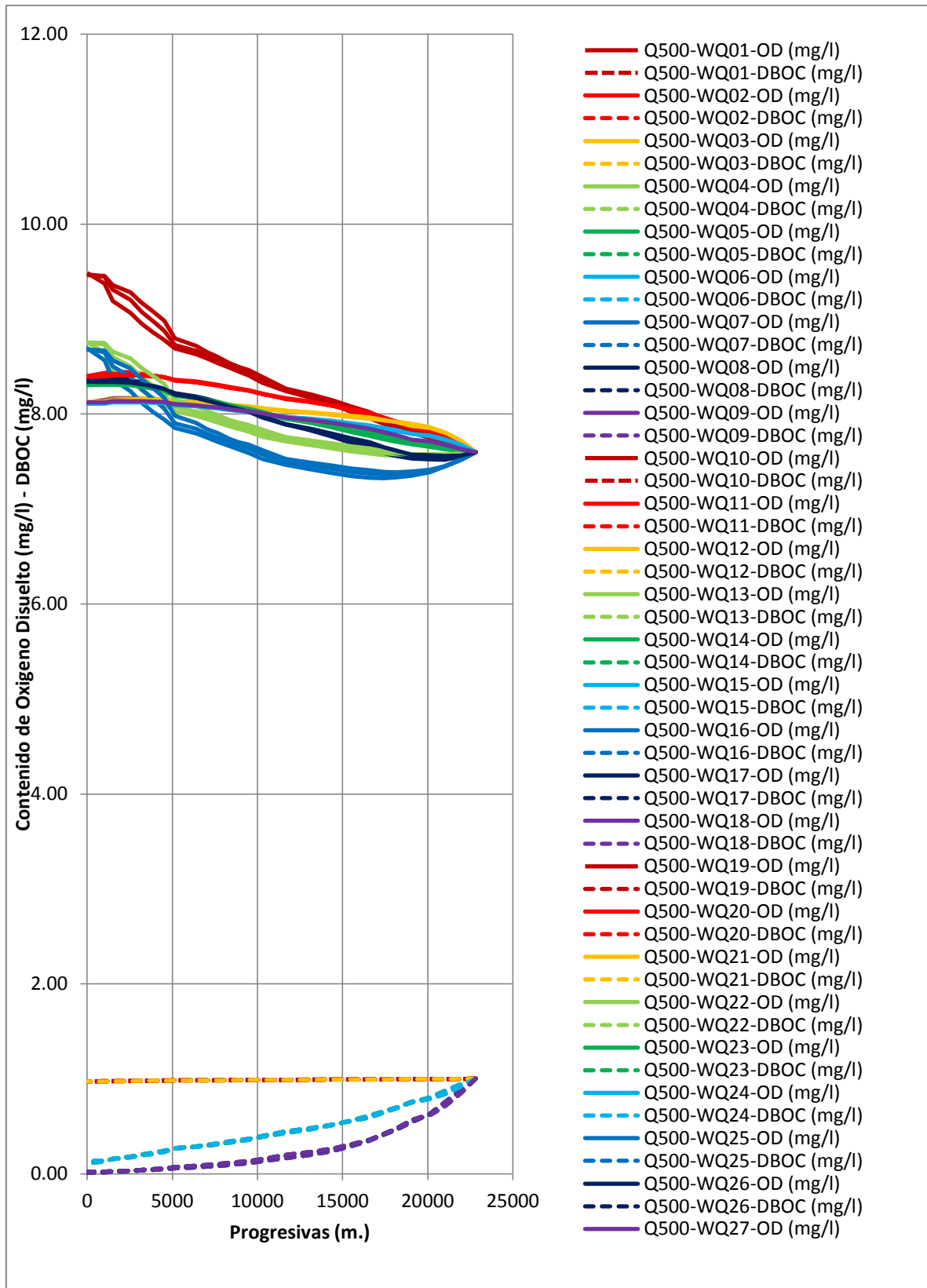


Figura 8.3 Curvas de DO y DBOC a lo largo del BAC correspondientes a las simulaciones realizadas con $Q=500\text{m}^3/\text{s}$

Temperatura

La Figura 8.4 presenta las curvas de la variación de la temperatura a lo largo del BAC y el valor de OD en saturación asociado, para las tres condiciones de caudales simuladas.

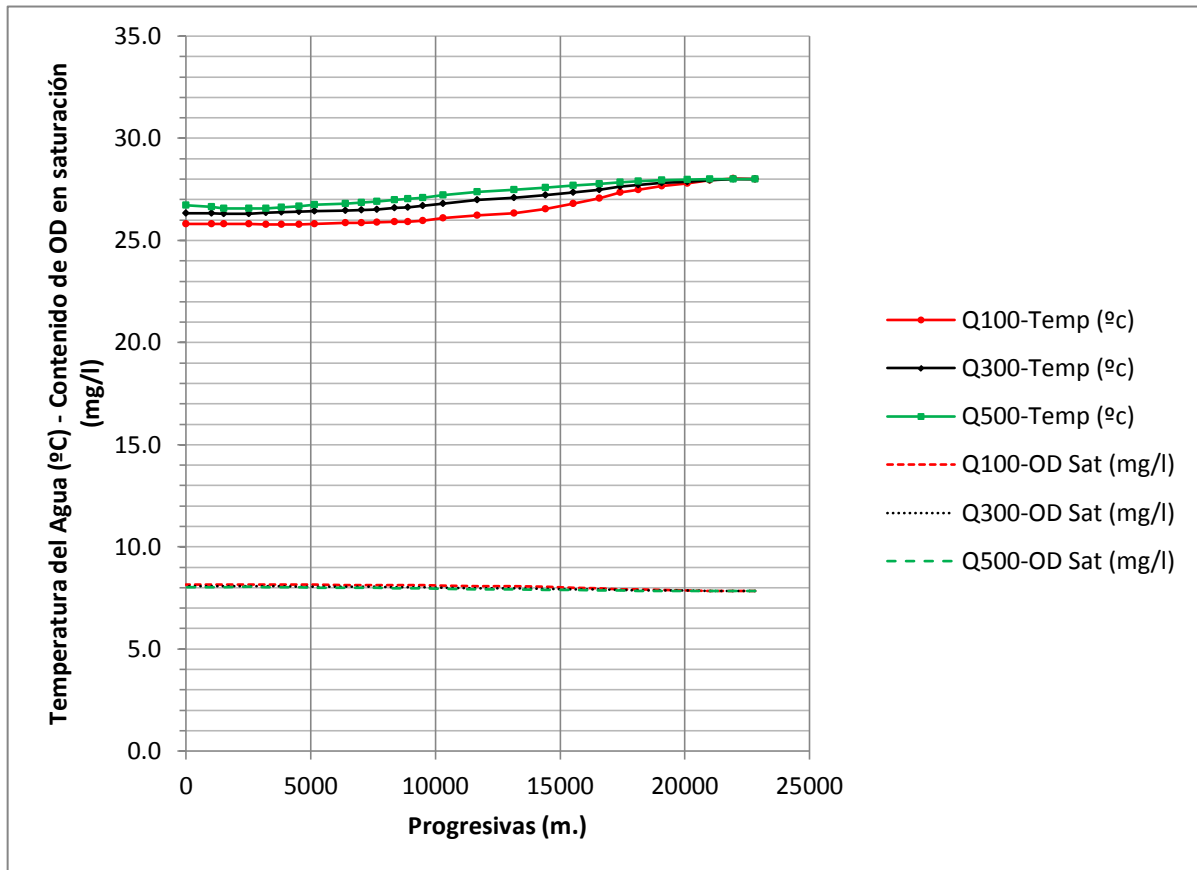


Figura 8.4 Temperatura del agua a lo largo del BAC y OD en saturación para los caudales simulados

En la Figura 8.4 puede observarse que las variaciones de la temperatura a lo largo del BAC no presentan diferencias significativas para los caudales simulados. La temperatura varía desde los 28 °C iniciales aguas arriba, con un leve descenso hacia aguas abajo hasta alcanzar los 26 a 27 °C. Esta situación, a su vez, determina los valores de OD en saturación, los cuales tampoco presentan diferencias significativas para las condiciones simuladas, con un valor del orden de 8 mg/l en todo el BAC.

Sensibilidad de OD versus Q y D_L

El primer análisis corresponde a la sensibilidad del comportamiento del OD ante variaciones de Q y de D_L . Para esto se seleccionaron los escenarios correspondientes a los valores medios de K_1 y K_2 , es decir, los escenarios WQ5, WQ14 y WQ23 para los 3 caudales modelados. Los resultados de estas simulaciones se presentan en la Figura 8.5.

Puede observarse que para los valores de Q y D_L utilizados en las simulaciones, el contenido de OD a lo largo del BAC no presenta diferencias significativas, por lo que estos

parámetros no resultan determinantes para describir las variaciones del contenido de OD a lo largo del BAC.

Por otra parte, desde la progresiva 10000 hacia aguas abajo el contenido de OD se encuentra por encima del límite de la saturación de acuerdo a lo indicado en la Figura 8.4. Este hecho es lo que provoca el leve descenso de las curvas de OD en el último tramo del BAC tendientes a equilibrar el contenido de OD al nivel de saturación

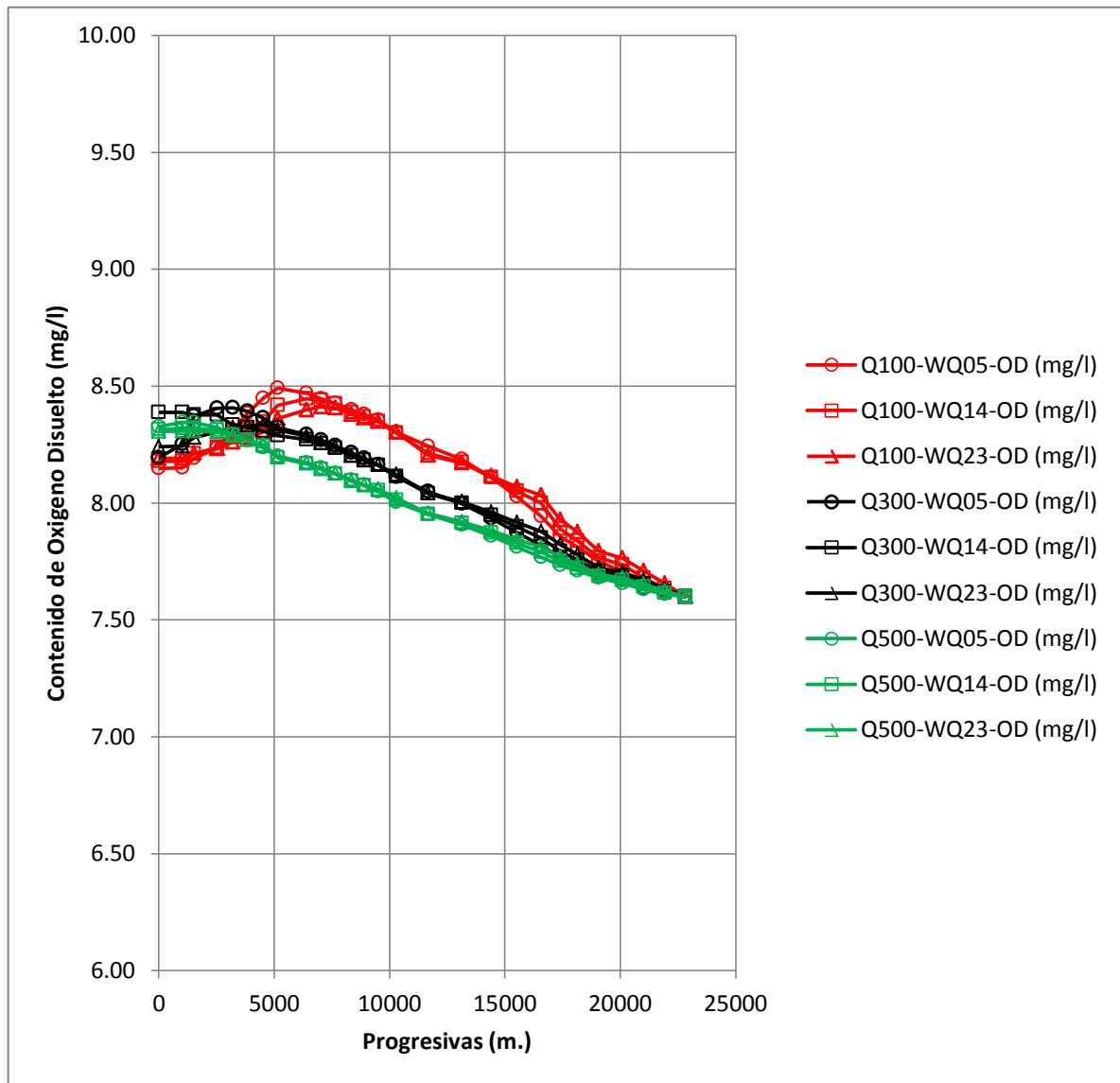


Figura 8.5 Sensibilidad de OD para variaciones de Q y D_L

Sensibilidad de OD y DBOC versus K₁

Este análisis corresponde a la sensibilidad del comportamiento del OD y de la DBOC ante variaciones del coeficiente de desoxygenación, K₁.

Para ello se seleccionaron los resultados de dos conjuntos de escenarios.

El primero con el menor valor de K_1 , esto es, los escenarios WQ1, WQ2, WQ3, WQ10, WQ11, WQ12, WQ19, WQ20 y WQ21. Los resultados de estas simulaciones se presentan en la Figura 8.6.

El segundo conjunto con el mayor valor de K_1 , esto es, los escenarios WQ7, WQ8, WQ9, WQ16, WQ17, WQ18, WQ25, WQ26 y WQ27. Los resultados de estas simulaciones se presentan en la Figura 8.7.

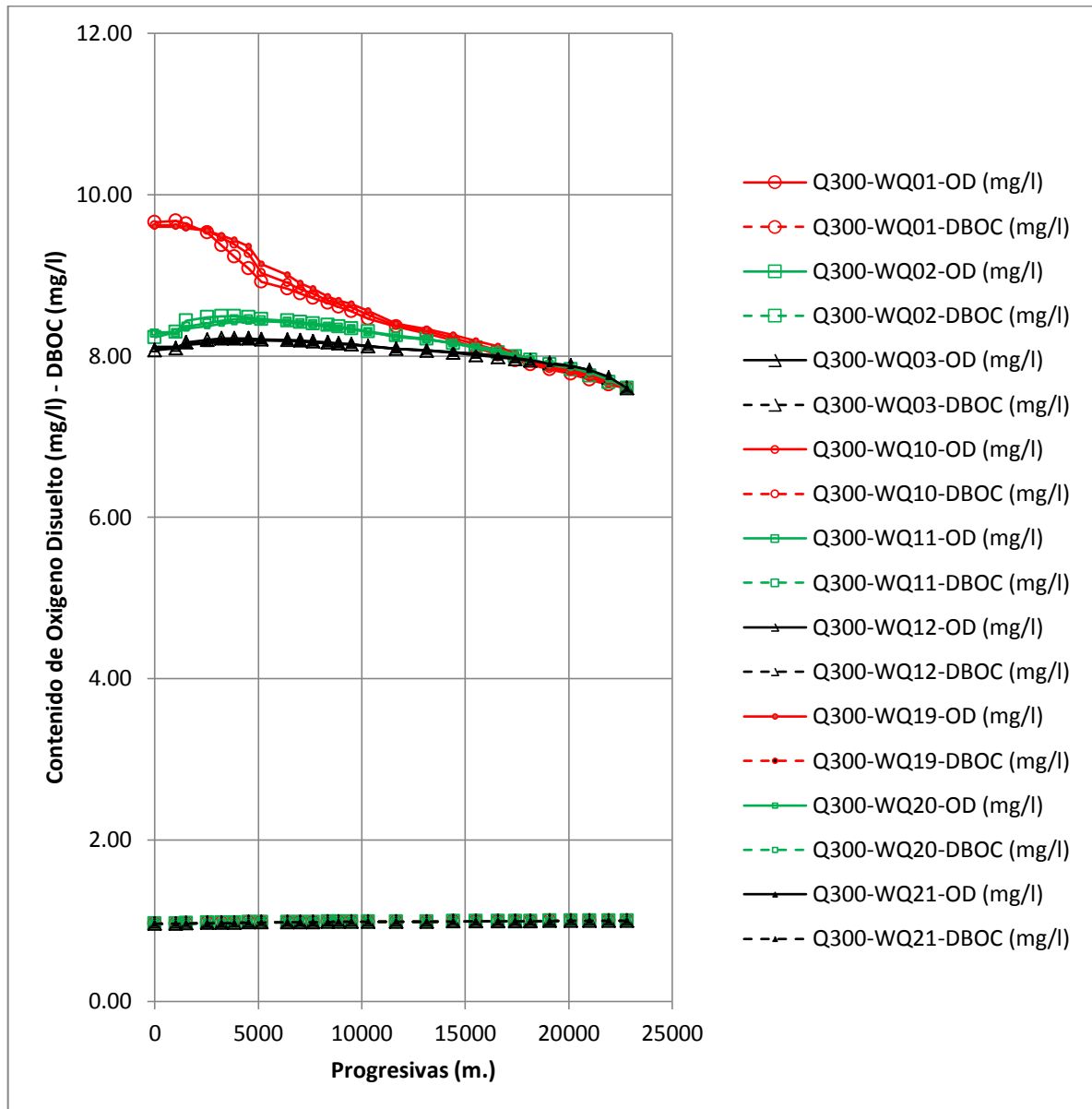


Figura 8.6 Variación del OD y DBOC para, $K_1 = 0.02$

En la Figuras 8.6 y 8.7 puede observarse que para los valores extremos de K_1 utilizados en las simulaciones, el contenido de OD a lo largo del BAC no presenta diferencias significativas, por lo que este parámetro no resulta determinante para describir las variaciones del contenido de OD a lo largo del BAC.

Sin embargo, la variación de la DBOC presenta diferencias apreciables en su comportamiento. Para el valor de $K_1 = 0.02$ la DBOC se reduce muy levemente a lo largo del BAC en tanto que para el valor de $K_1 = 3.4$ la reducción es significativa, alcanzando valores cercanos a 0 en el tramo aguas abajo del BAC.

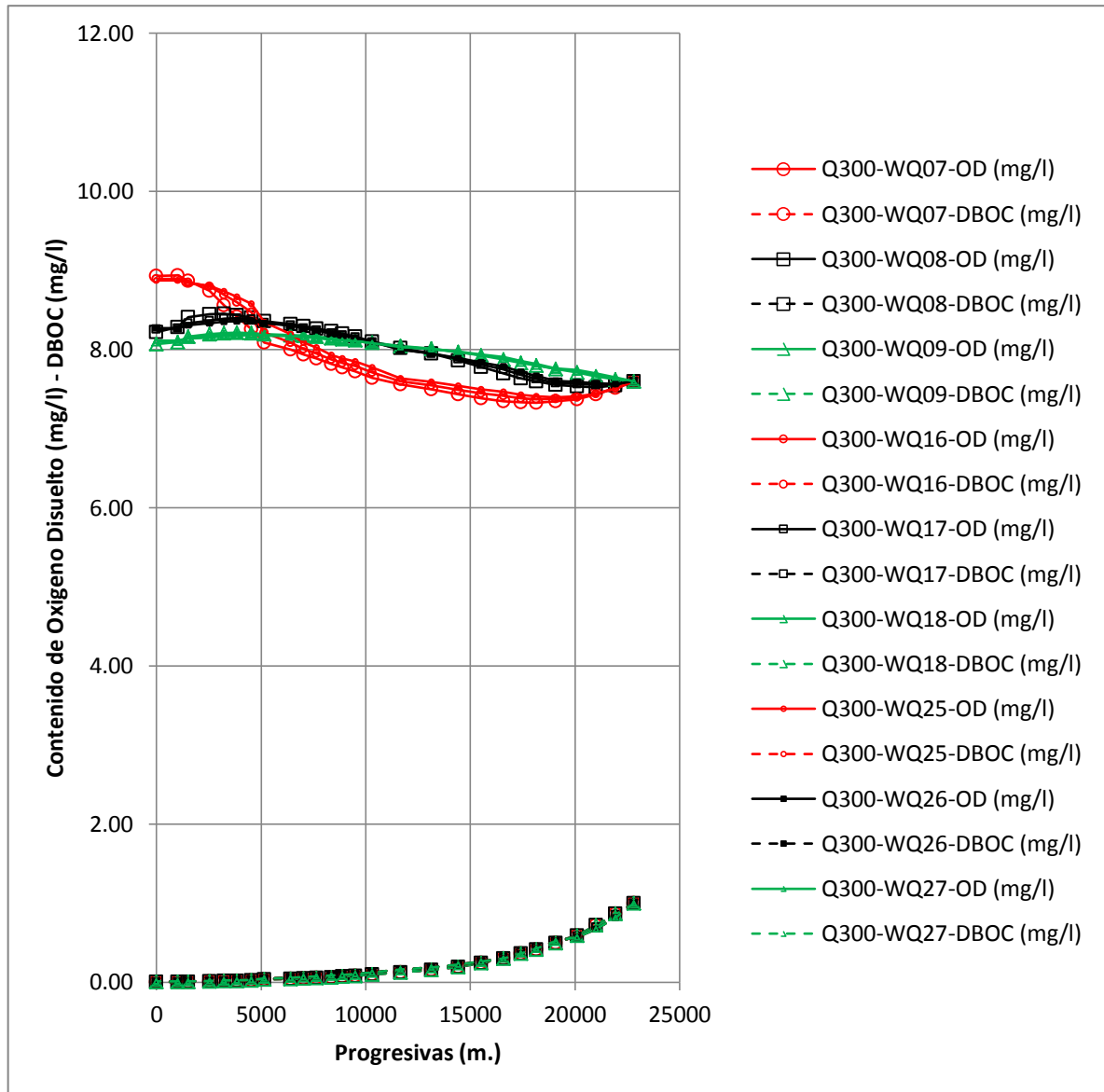


Figura 8.7 Variación del OD y DBOC para, $K_1 = 3.4$

Sensibilidad de OD y DBOC versus K_2

Este análisis corresponde a la sensibilidad del comportamiento del OD y de la DBOC ante variaciones del coeficiente de reaeración, K_2 .

Para ello se seleccionaron los resultados de dos conjuntos de escenarios.

El primero con el menor valor de K_2 , esto es, los escenarios WQ1, WQ4, WQ7, WQ10, WQ13, WQ16, WQ19, WQ22 y WQ25. Los resultados de estas simulaciones se presentan en la Figura 8.8.

El segundo conjunto, con el mayor valor de K_2 , esto es, los escenarios WQ3, WQ6, WQ9, WQ12, WQ15, WQ18, WQ21, WQ24 y WQ27. Los resultados de estas simulaciones se presentan en la Figura 8.9.

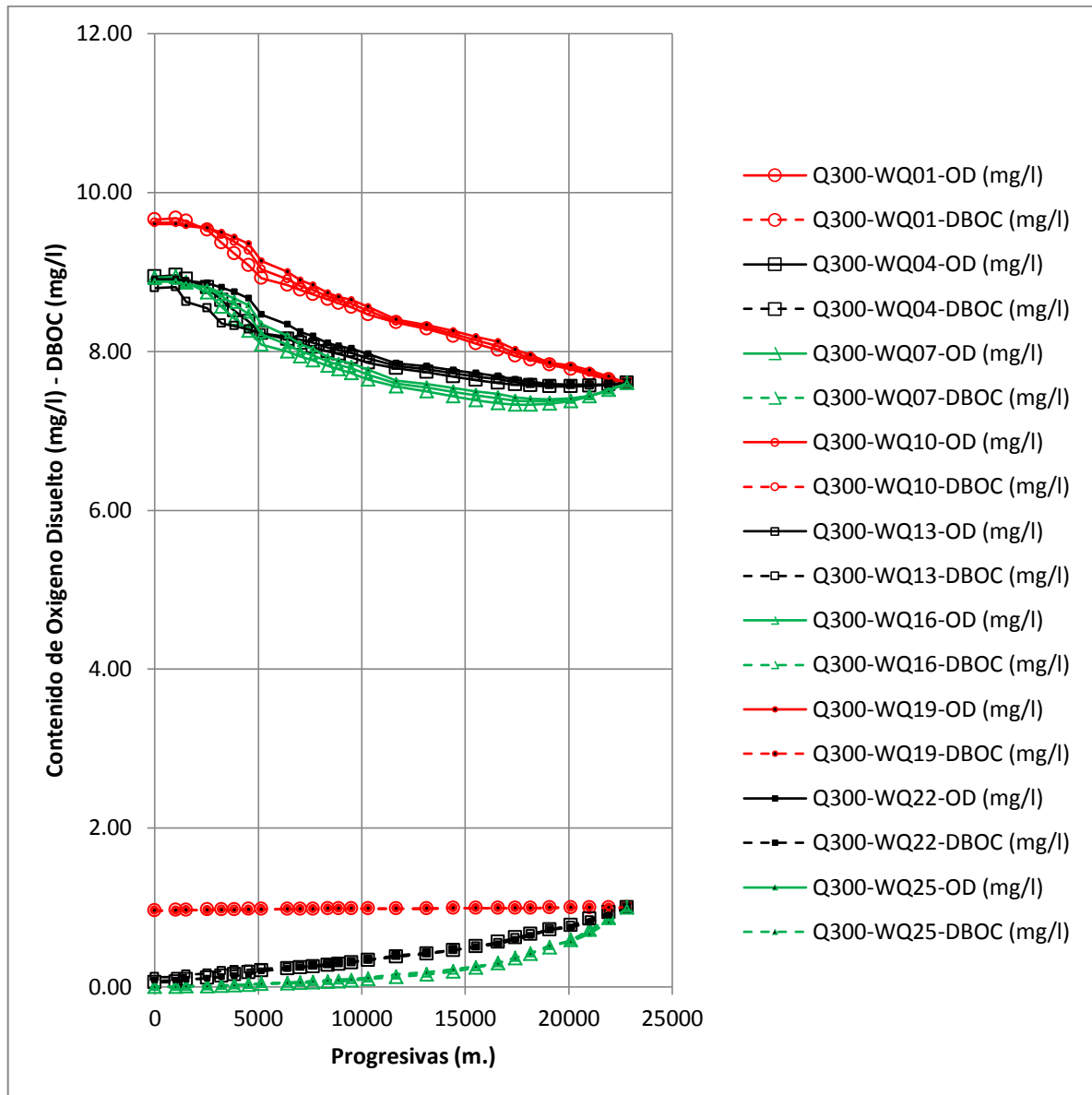


Figura 8.8 Variación del OD y DBOC para, $K_2 = 0.2$

En la Figuras 8.8 y 8.9 puede observarse que, para los valores extremos de K_2 utilizados en las simulaciones, la DBOC a lo largo del BAC no presenta diferencias significativas, por lo que este parámetro no resulta determinante para describir las variaciones de la DBOC a lo largo del BAC.

La variación de la OD en los dos conjuntos de escenarios presenta diferencias significativas en su comportamiento.

Para el valor de $K_2 = 0.2$, el contenido de OD a lo largo del BAC aguas abajo se incrementa hasta superar el valor de saturación debido a que, la reducida capacidad de intercambio agua-atmósfera dado por el bajo valor de este coeficiente, no es capaz de compensar este proceso.

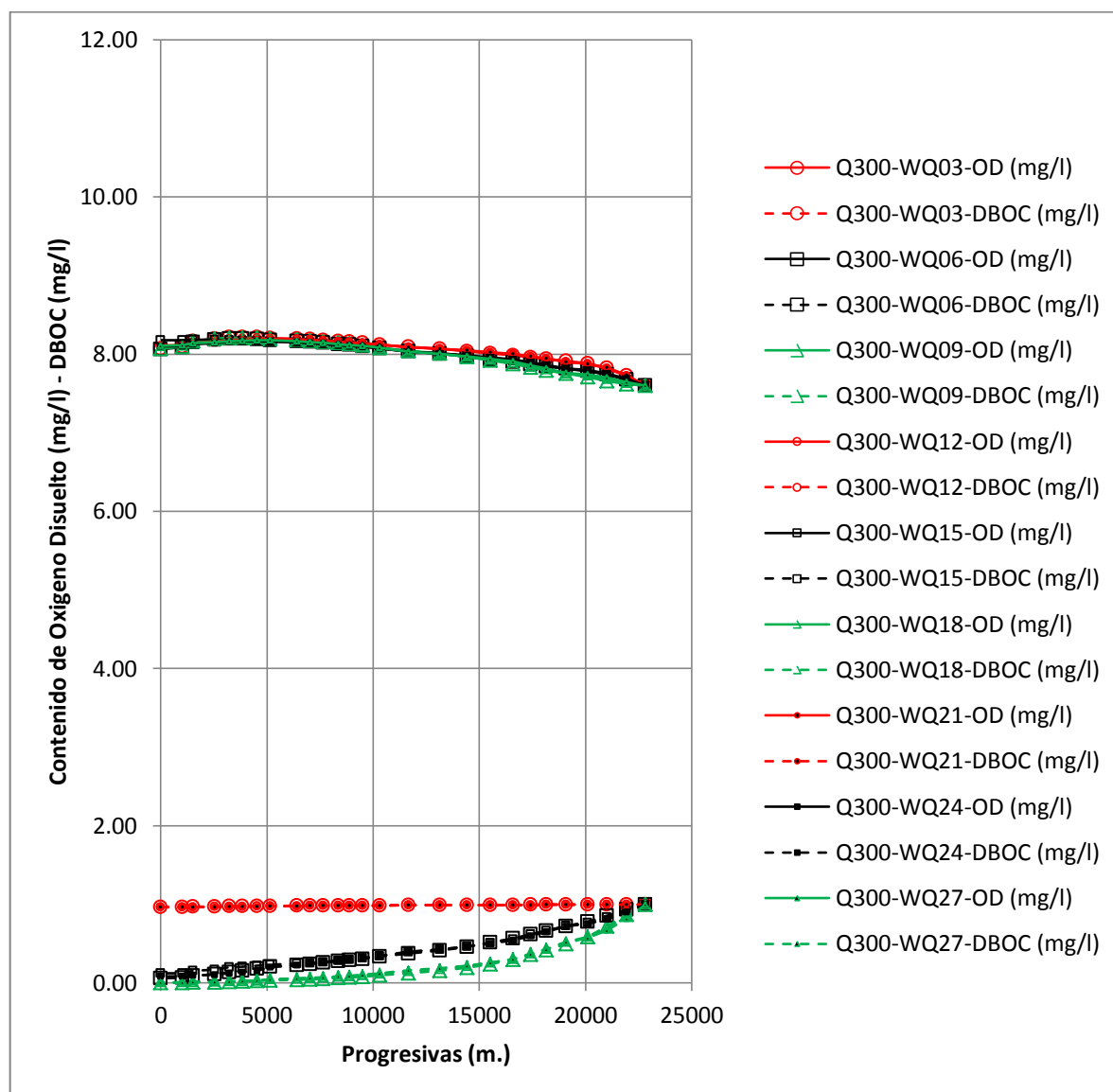


Figura 8.9 Variación del OD y DBOC para, $K_2 = 14.5$

Para el valor de $K_2 = 14.5$, el contenido de OD a lo largo del BAC se incrementa pero en forma gradual como consecuencia de que, la gran capacidad de intercambio agua-atmósfera dado por el alto valor de este coeficiente, permite compensar rápidamente el contenido de OD cuando éste se acerca al valor de saturación.

Sobresaturación

En todos los casos modelados, el aporte de O₂ debido a la fotosíntesis algal incrementa el OD por encima del nivel de saturación. El aporte de O₂ debido a la fotosíntesis es, en promedio, del orden del 28% del OD.

Dependiendo del Coeficiente de Reaireación esta situación puede o no ser compensado por el intercambio agua-atmósfera, liberando O₂ desde el agua a la atmósfera (con signo negativo).

Como ejemplo de esto, en la Tabla 8.4 y en la Figura 8.10 se presenta el detalle de 2 escenarios, el WQ13 (K₁=1.6, K₂=0.2, K_L=175m²/s) y el WQ15 (K₁=1.6, K₂=14.5, K_L=175m²/s). En la misma tabla se puede observar, también, los valores relativos de los demás componentes del balance de OD.

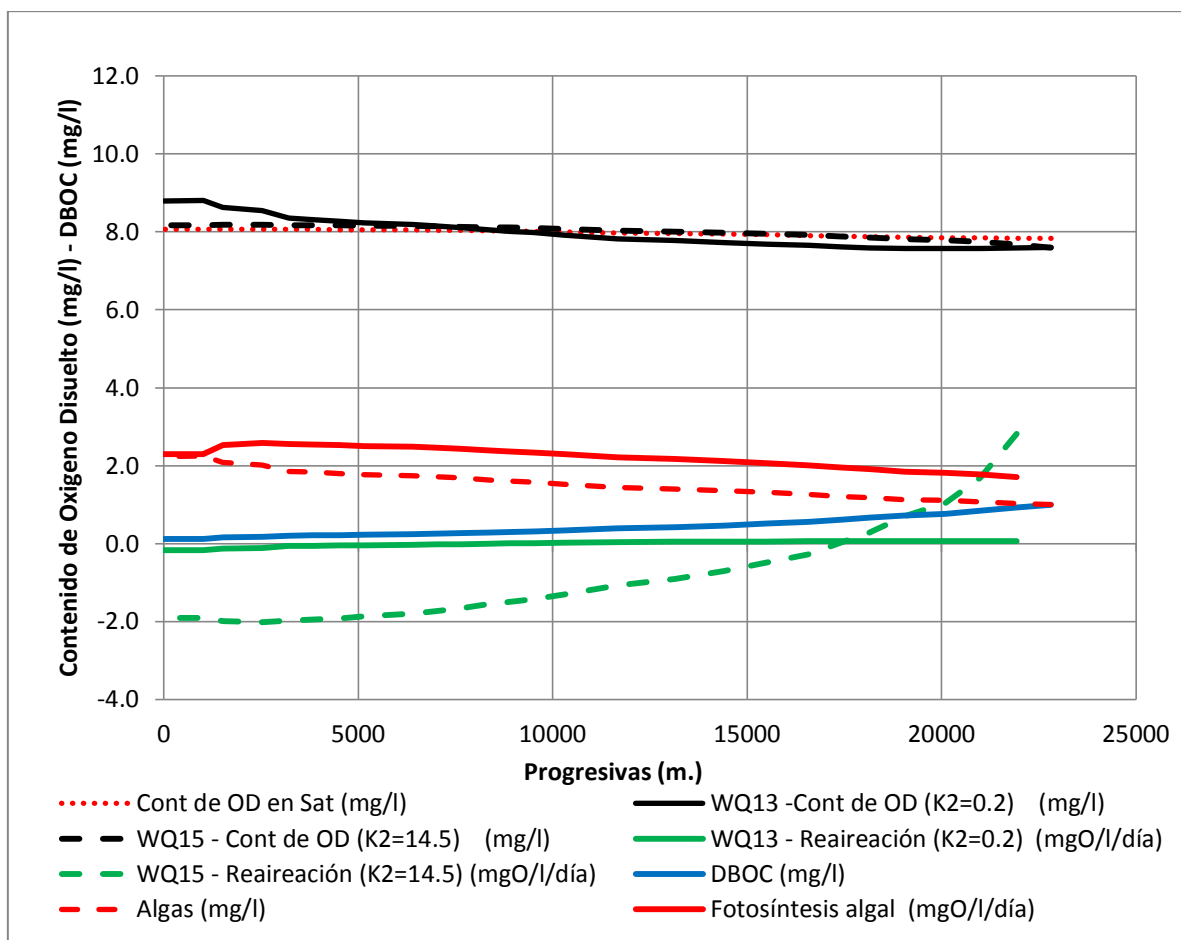


Figura 8.10: Aportes y consumos de OD para los escenarios WQ13 y WQ15 con Q=300m³/s

De acuerdo a estos resultados, la reaireación, que inicialmente incorpora OD al agua, cambia de signo liberando O₂ a la atmósfera.

Pueden observarse diferencias significativas entre los escenarios analizados. En el escenario WQ13, el bajo valor del K₂ no permite compensar el incremento del OD debido al aporte de la fotosíntesis algal, para mantener el contenido de OD en el nivel de saturación por lo que el mismo es sobrepasado.

Tabla 8.4 Aportes y consumos de OD para los escenarios WQ13 y WQ15 con $Q=300\text{m}^3/\text{s}$

Progresiva (m.)	Temp. del agua (°C)	DBOC (mg/l)	Algas (mg/l)	K ₂		Aportes de OD			Consumo de OD				
				K ₂ =0.2 (mg/l)	K ₂ =14.5 (mg/l)	Reaireación (K ₂ =0.2) (mgO//día)	Reaireación (K ₂ =14.5) (mgO//día)	Fotosíntesis algal (mgO//día)	Respiración algal (mgO//día)	Oxidación de NH ₄ (mgO//día)	Oxidación de NO ₂ (mgO//día)	Oxidac. de la BDOC (mgO//día)	
22815	28.00	1.00	1.00	7.60	7.60								
21929	27.99	0.92	1.03	7.58	7.68	0.06	2.81	1.71	0.12	0.01	0.00	2.15	
21001	27.94	0.84	1.07	7.57	7.74	0.06	1.70	1.77	0.12	0.01	0.00	1.95	
20093	27.88	0.77	1.11	7.57	7.79	0.07	1.03	1.82	0.13	0.01	0.00	1.78	
19068	27.83	0.73	1.13	7.58	7.81	0.07	0.71	1.85	0.13	0.00	0.00	1.68	
18141	27.72	0.66	1.18	7.59	7.85	0.07	0.29	1.91	0.13	0.00	0.00	1.52	
17408	27.63	0.61	1.21	7.61	7.88	0.06	0.02	1.95	0.14	0.00	0.00	1.41	
16570	27.47	0.56	1.27	7.65	7.92	0.06	-0.27	2.01	0.14	0.00	0.00	1.26	
15515	27.35	0.51	1.31	7.68	7.95	0.06	-0.49	2.06	0.15	0.00	0.00	1.15	
14413	27.22	0.47	1.36	7.73	7.98	0.05	-0.71	2.12	0.15	-0.01	0.00	1.05	
13145	27.09	0.42	1.41	7.78	8.01	0.04	-0.91	2.17	0.16	-0.01	0.00	0.95	
11666	26.99	0.39	1.44	7.82	8.03	0.04	-1.07	2.21	0.16	-0.01	0.00	0.88	
10295	26.81	0.34	1.52	7.91	8.07	0.02	-1.31	2.29	0.17	-0.01	0.00	0.76	
9497	26.68	0.31	1.58	7.98	8.10	0.01	-1.43	2.34	0.17	-0.02	0.00	0.69	
8887	26.63	0.30	1.61	8.02	8.11	0.00	-1.49	2.36	0.17	-0.02	0.00	0.65	
8352	26.59	0.29	1.63	8.05	8.12	0.00	-1.56	2.39	0.18	-0.02	0.00	0.63	
7644	26.52	0.27	1.68	8.11	8.14	-0.02	-1.66	2.43	0.18	-0.02	0.00	0.58	
7037	26.48	0.25	1.71	8.15	8.14	-0.02	-1.73	2.46	0.18	-0.02	0.00	0.55	
6396	26.46	0.24	1.74	8.19	8.15	-0.03	-1.81	2.49	0.19	-0.02	0.00	0.53	
5152	26.44	0.23	1.76	8.23	8.16	-0.04	-1.87	2.51	0.19	-0.02	0.00	0.50	
4523	26.40	0.22	1.80	8.28	8.17	-0.05	-1.92	2.53	0.19	-0.02	0.00	0.47	
3836	26.37	0.21	1.83	8.32	8.17	-0.06	-1.95	2.55	0.20	-0.03	0.00	0.45	
3213	26.36	0.20	1.86	8.35	8.18	-0.07	-1.97	2.56	0.20	-0.03	0.00	0.44	
2529	26.31	0.17	2.02	8.54	8.19	-0.11	-2.01	2.58	0.21	-0.03	0.00	0.36	
1515	26.31	0.15	2.08	8.62	8.18	-0.13	-1.99	2.53	0.22	-0.03	0.00	0.33	
1014	26.33	0.12	2.24	8.81	8.18	-0.17	-1.90	2.29	0.24	-0.04	0.00	0.26	
0	26.33	0.12	2.23	8.80	8.18	-0.17	-1.90	2.29	0.24	-0.04	0.00	0.27	

En el escenario WQ15, el incremento del OD debido al aporte de la fotosíntesis algal, es compensado por el cambio de signo de la reaireación por lo que el valor de OD se incrementa sólo ligeramente por encima del valor de saturación.

9. CONCLUSIONES

Este trabajo tuvo como objetivo analizar el comportamiento del contenido de Oxígeno Disuelto (OD) y de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en función del caudal, en el Brazo Aña Cuá (BAC), mediante la utilización del modelo matemático HEC-RAS. Para ello se procedió a la recopilación y análisis de información disponible sobre relevamientos topobatimétricos del cauce del BAC, mediciones de calidad de agua en el río Paraná en el área en estudio y registros de las variables climáticas de esa zona.

Se ha procedido a implementar el modelo con la información geométrica y se ha realizado una calibración del modelo hidrodinámico. Se han simulado escenarios que consideran todas las combinaciones posibles de los coeficientes mencionados. Los caudales utilizados en la explotación del modelo fueron 100, 300 y 500 m³/s.

Los procesos de transporte por advección y dispersión y la modelación del oxígeno disuelto son caracterizados mediante coeficientes que describen, en cada caso, la forma y/o velocidad en que esos procesos ocurren, tales como D_L (Dispersión Longitudinal), K_1 (Desoxigenación por DBO Carbonácea) y K_2 (Reaireación). Se han recopilado las fórmulas para el cálculo de estos coeficientes, propuestas por un importante número de autores y se han incorporado al análisis las mediciones de campo publicadas por los mismos. A partir de dichos análisis se adoptaron valores mínimos, medios y máximos de cada coeficiente. Estos valores fueron:

- Coeficiente de Dispersión Longitudinal, K_L : 50, 175 y 300 [m²/s]
- Coeficiente de Desoxigenación, K_1 : 0.02, 1.6 y 3.40 [1/día]
- Coeficiente de Reaireación, K_2 : 0.2, 4.5 y 14.5 [1/día]

El total de las simulaciones realizadas asciende a 81 y sus resultados permiten concluir lo siguiente:

- Para todos los caudales y todos los escenarios modelados el contenido de OD a lo largo del BAC se ubicó en valores cercanos o superiores a la saturación.
- En el rango analizado, el valor del caudal no presenta una vinculación directa con el contenido de OD a lo largo del BAC. Lo mismo ocurre con el Coeficiente de Dispersión Longitudinal, D_L . Estos parámetros no resultaron determinantes para describir las variaciones del contenido de OD a lo largo del BAC.
- El contenido de OD a lo largo de BAC se encuentra fuertemente vinculado a los valores del Coeficiente de Reaireación, K_2 . La forma de las curvas y, en particular, el nivel de sobresaturación del contenido de OD a lo largo del BAC presenta variaciones significativas en función de los valores de este coeficiente.

- El Coeficiente de Desoxigenación, K_1 , es muy buen descriptor del abatimiento de la DBOC pero no resulta determinante para describir las variaciones del contenido de OD a lo largo del BAC.
- El contenido de algas medido en el BAC, aun cuando su valor es reducido (1mg/l), presenta un importante incremento de su masa y aporta, en promedio, del orden del 28% del OD por la fotosíntesis.

El presente trabajo debe ser considerado como una primera aproximación a un problema complejo, como es la distribución espacial del OD en el BAC. La información disponible y las herramientas utilizadas (modelo unidimensional) pueden servir de base para estudios más completos que involucren necesariamente un relevamiento topobatimétrico más detallado del tramo en estudio, una campaña de mediciones de variables hidráulicas y ambientales en forma simultánea, y la utilización de herramientas de cálculo que permitan describir el comportamiento del OD en 2 o 3 dimensiones.

El proyecto de la central hidroeléctrica a construirse en el sector del Vertedero de Aña Cuá, no prevé que se produzca una reducción de los caudales en el BAC como los analizados en este estudio. Sin embargo, durante el proceso constructivo de la nueva central o durante las operaciones de mantenimiento de la central o de los vertederos asociados, es posible que durante cortos períodos de tiempo se produzca una reducción significativa de los caudales derivados hacia el BAC que requiera un análisis de este tipo.

10. BIBLIOGRAFÍA Y REFERENCIAS

- Ahsan N. (2007). A comparative study of models for longitudinal dispersion coefficient in natural streams. International Conference on Environmental Science and Technology, August 6 – 9, 2007. American Academy of Sciences, Houston, Texas, USA.
- Askren D.R. (1979). Numerical Simulation of Sedimentation and Circulation in Rectangular Marina Basins, NOAA Technical Report NOS 77, pp. 41-42.
- Baca R.G., Waddel W.W., Cole C.R., Brandstetter A., Caerlock D.B. (1973). Explore-I: A River-Basin Water Quality Model. Battelle Laboratories. Richland. WA.
- Bansal M.K. (1973). Atmospheric Reaeration in Natural Streams. Water Research. Vol 7.
- Wright R.M. and McDonnell, A.J. (1979). In-Stream Deoxygenation Rate Prediction. ASCE Jour. Env. Eng. 105.
- Bauer D.P., Jennings M.E., Miller J.E. (1979). One-Dimensional Steady-State Stream Water-Quality Model. U.S Geological survey. WRI-79-45. NSTL Station, MS.
- Bennett J. P., and Rathbun R. E. (1972). Reaeration in Open-Channel Flow. Geological Survey Professional Paper 737
- Bhargava D.S. (1983). Most Rapid BOD Assimilation in Ganga and Yamura rivers. ASCE Jour. Env. Eng. 109.
- Bombardelli F.A., Menendez A.N. y Montalvo J.L. (1994). Cuantificación del Impacto de los Vertidos en la Ría de Bahía Blanca, Informe LHA-INCYTH 124-03-94, Vol. I, pp. 11-16.
- Bonetto A. (1976). Calidad de las Aguas del río Paraná - Introducción a su estudio ecológico. DNCPYVN – INCYTH. Buenos Aires.
- Bosko K. (1966). An Explanation of the Difference Between the Rate of BOD Progression Under Laboratory and Stream Conditions. Advances in Water Pollution Research, Proceedings of the Third International Conference, Munich, Deutchland, p.43,
- Bowie G.L., Mills W.B., Porcella D.B., Campbell C.L., Pagenkopf J.R., Rupp G.L., Johnson K.M., Chan P.W.H., Gherini S.A. and Chamberlin C.E. (1985). "Rates, Constants, and Kinetic Formulations in Surface Water Quality Modeling". U.S. Envir. Prot. Agency, ORD, Athens, GA, ERL, EPA/600/3-85/040.
- Boxall J.B., Gyumer A. (2003), Transverse mixing in sinuous natural open channel flows, Journal of Hydraulic Research Vol. 41, No. 2, pp. 153–165.
- Brunner Gary. (2008). "HEC-RAS4, River Analysis System Hydraulic Reference Manual". US Army Corps of Engineers.
- Cadwallader T.E. and Mc Donnel A.J. (1969). A multivariate analysis of reaeration data. Water Research 3, 731-742
- Camp T.R. (1965). Field Estimates of Oxygen Balance Parameters. ASCE Jour. San. Eng. Div. 91.
- Cardini J.C. y Garea M. (2000). Gasoducto Buenos Aires – Montevideo. Impactos Ambientales del Cruce del Río de la Plata. Anexo A – Estudios Hidrosedimentológicos de Dispersión de los Sedimentos Dragados, Serman & Asociados S.A. para Gasoducto Cruz del Sur
- Cardini J.C., Garea M. y Campos M. (2002). Monitoreo y pronóstico de evolución de la pluma de turbiedad para las operaciones de zanjeado y tapada en el Río de La Plata. Informe Final, Informe PFR - IF - 08/03/02, Serman & asociados s.a. para Gasoducto Cruz del Sur.
- Cardini J.C., Zabaletta A., Oliver N. y Mársico D. (2004). Efecto de los coeficientes de Dispersión Longitudinal sobre la Modelación Bidimensional del Transporte de Contaminantes. Caso de estudio. Mecánica Computacional Vol. XXIII, pp. 1201-1214

- Centro de Datos para la Conservación. (1988). Estudio del caudal mínimo ecológico del Brazo Aña Cuá: Informe Final. Entidad Binacional Yacyretá. Departamento de Obras Complementarias. Sector Medio Ambiente.
- Centro de Datos para la Conservación. (1988). Evaluación del impacto ambiental que causaría el cierre y el secado del Brazo Aña Cuá. Entidad Binacional Yacyretá. Departamento de Obras Complementarias. Sector Medio Ambiente.
- Chapra S., Pelletier G. and Tao H. (2007). QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.07: Documentation and User Manual. Civil and Environmental Engineering Dept. Tuft University. Medford. MA
- Chen C.W. and Wells S. (1975). Boise River water Quality – Ecological Model for Urban Planning Study. Tetra Tech Inc. Lafayette. CA.
- Churchill M. A., Elmore H. L., and Buckingham R. A. (1962). The prediction of stream reaeration rates. Am. Soc. Civil Engineers Jour., v. 88, no. SA-4, p. 1-46
- Corponariño (2011) Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico – Quebrada de Miraflores – 6.6.1.- Modelo de Simulación de Calidad de Agua del Cauce Principal de la Quebrada de Miraflores.
- Crane S.F. and Malone R.F. (1982). Reliability Análisis of BOD Kinetics in a Small Southern Stream Governed by the Discharge of an Oxidation Pond. Louisiana Water Resources Research Institute. Baton Rouge. LA.
- Davis P.M., Atkinson T.C. and Wigley T. M. L. (2000). Longitudinal dispersion in natural channels: 2. The roles of shear flow dispersión and dead zones in the River Severn, U.K. Hydrol. Earth Syst. Sci. 4. 345–353.
- Deb A.K. and Bowers D. (1983). Diurnal Water Quality Modeling – A Case Study. Journal Water Pollution control Federation, Vol 55, N° 12.
- Deng Z., Singh V. P. and Bengtsson L. (2001). Longitudinal dispersion coefficient in straight rivers. J. Hydraul. Eng., 127 (11), 919–927
- Elder J.M. (1959). The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow. Journal of Fluid Mechanics. Vol. 5, 541-560.
- Entidad Binacional Yacyretá. (1997). Antecedentes de las alternativas y opciones para el tratamiento del Brazo Aña Cuá. Análisis de un caudal mínimo del Brazo Aña Cuá en condiciones naturales y de operación a cota 76 sin obras de mitigación. Diseño de un plan de monitoreo y manejo de un caudal mínimo sin obras de mitigación. Depto Técnico y de Obras Complementarias.
- Etemad Shahidi A. and Taghipour M. (2012). Predicting Longitudinal Dispersion Coefficient in Natural Streams Using M5' Model Tree. Journal of Hydraulic Engineering, 138(6), 542–554.
- Fischer H.B. (1966). Longitudinal dispersion in laboratory and natural streams. Tech. Rep. KH-R-12, California Institute of Technology, California.
- Fischer H.B. (1967). The mechanics of dispersion in natural streams. Journal of Hydraulic Division Proc. ASCE. (93): 187 – 216.
- Fischer H.B. (1968). Dispersion prediction in natural streams. Journal of Sanitary Engineering Division, ASCE. 94(5): 927 – 943.
- Fischer H.B. (1969). The Effects of Bends on Dispersion in Streams, Water Resources Research , 5(2), pp. 496–506.
- Fischer H. B., List E. J., Koh R. C., Imberger J., and Brooks, N. H., (1979). Mixing in inland and coastal waters, - Academic, New York.
- Grenney W.J. and Kraszewski A.K. (1981). Description and Application of the Simulation and Assessment Model: Version IV (SSAM IV). Instream Flow Information Papers. Fish and Wildlife Service. Fort Collins, Colorado.
- Gowda T.P.H. (1983). Modeling Nitrification Effects on the Dissolved Oxygen Regime of the Speed River. Water Research 17.

- Harleman D.H. (1971). Estuarine Modelling: An Assessment, TRACON, Inc., for the Water Quality Office – EPA
- Hvitved-Jacobsen T. (1982). The Impact of Combined-Sewer Overflows on the Dissolved Oxygen concentration of a River. *Water Research* 16.
- Hydroscience Inc. (1971). Simplified Mathematical Modeling of Water Quality. U.S. Environmental Protection Agency.
- Hydroscience Inc. (1972). Addendum to Simplified Mathematical Modeling of Water Quality. U.S. Environmental Protection Agency.
- INCYTH. (1974). “Calidad de las aguas del río Paraná”. Publicación N° 5. Buenos Aires.
- INCYTH (1974). Calidad de las Aguas del Río Paraná, Pág. 28 (Posadas)
- INCYTH (1976). Calidad de las Aguas del Río Paraná, Pág. 56 (Alto Paraná) - Período 1968-1969, Itatí
- Issacs W.P. and Gaudy A.F. (1968). Atmospheric oxygenation in a simulated stream. *J Sanitary Eng Div.* 94(2), 319–344.
- Iwasa Y., and Aya S. (1991). Predicting longitudinal dispersion coefficient in open-channel flows. *Proc. Int. Symp. on Environmental Hydraulics*, 505–510.
- Jennings M.E., McCutcheon S.C. and Flynn K.M. (1982). Discussion: Least-Squares Estimates of BOD Parameters. *ASCE Jour. Env. Eng.* 108.
- Jha, R., Ojha, C. S. P. and Bhatia, K. K. S. (2001), Refinement of predictive reaeration equations for a typical Indian river. *Hydrol. Process.*, 15: 1047–1060.
- Kashefipour S.M. and Falconer R.A. (2002). Longitudinal dispersion coefficients in natural channels. *Water Research*. 36: 1596 – 1608.
- Kieffer L. (1996). Impacto Ambiental debido a las Mini-represas del Brazo Aña Cuá. EBY.
- Kieffer (1997) Plan de Manejo y Monitoreo Ambiental del BAC con Presas de Regulación, Tabla 6.2.2 Condiciones de Borde e Iniciales
- Kieffer L., Schmidt D. y Mautino G. (1997). Base de datos de calidad del agua. Centro Regional de Investigación y Desarrollo. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Secretaría de Ciencias y Tecnología. CERIDE. CONICET. Santa Fe, SECyT ; CONICET
- Kieffer L. y Trento A. (1998). Evaluación de la calidad química aguas abajo de la Represa Yacyretá. Centro Regional de Investigación y Desarrollo. Santa Fé.
- Kieffer L. (1998). Evaluación Integral de Alternativas para la Minimización de Impactos en el Brazo Aña Cuá – Calidad del Agua – Informe Final. EBY.
- Koussis A. D. and Rodriguez-Mirasol J. (1998). Hydraulic estimation of dispersion coefficient for streams. *J. Hydraul. Eng.*, 124(3), 317–320.
- Krenkel P.A. and Orlob G.T. (1962). Turbulent diffusion and the reaeration rate coefficient, *Journal of the Sanitary Engineering Division.* 88(2), 53-116.
- Langbein W.B. and Durum W.H. (1967). The aeration capacity of streams, USGS Survey Curriculum: Washington DC, 542 pp.
- Launay, M., Le Coz J., Camenen B., Walter C., Angot H., Dramais G., Faure J.B. and Coquery M. (2015). Calibrating pollutant dispersion in 1-D hydraulic models of river networks. *Journal of Hydro-environment Research*, vol. 9, issue 1, p. 120-132
- Leonard B. P. (1991). The ULTIMATE conservative difference scheme applied to unsteady one-dimensional advection. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 88:17–74
- Li Z.H., Huang J., Li (1998). Preliminary study on longitudinal dispersion coefficient for the gorges reservoir, in: *Proceedings of the Seventh International Symposium Environmental Hydraulics*, 16–18 December, Hong Kong, China.
- Liu H. (1977). Predicting dispersion coefficient of streams. *J. Environ. Eng. Div. (Am. Soc. Civ. Eng.)*, 103 (1), 59– 69.

- Lucino C., Liscia S., del Blanco M., Angulo M. y Amarilla R. (2009). Brazo Aña Cuá: Enfoque Ecohidrológico para definir el régimen de caudales. Congreso Internacional de Hidroclimatología (Cochabamba, Bolivia, 24 al 28 de agosto de 2009)
- McCutcheon S.C (1983). Evaluation of Selected One-Dimensional Stream Water-Quality Models and Field Data. U.S. Army Engineers Waterway Experiment Station. Technical Report E-83-11. Vicksburg. Mississippi.
- McQuivey R.S., Keefer T.N. (1974). Simple method for predicting dispersion in streams. Journal of Environmental Engineering Division ASCE. 100(4): 997 – 1011.
- Melching C.S. and Flores H.E. (1999). Reaeration Equations derived from U.S. Geological Survey Database. Journal of Environmental Engineering / May 1999 / 407
- Metcalf and Eddy Incorporated. (1998). Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización, 3ra Edición, Mc Graw Hill.
- Metropolitan Washington Council of Governments (1982). Application of HSPF to Seneca Creek Watershed. Washington. D.C.
- Meybeck M. (1990). La contaminación de los ríos. Mundo Científico N°104. Vol 10.
- Moog, D.B. and Jirka, G.H. (1998) Analysis of reaeration equations using mean multiplicative error. Journal of Environmental Engineering, ASCE 124 (2)
- Mohammadighalehi M., Ebrahimi K. and Hosein Omid M. (2015). Evaluation of Sefidroud River's Reaeration-Rate Coefficient, Iran. E-proceedings of the 36th IAHR World Congress 28 June – 3 July, The Hague, the Netherlands
- Moraes Vazzoler A. E., Agostinho A. y Hahn N. (1997). A Planície de Inundação de Alto Rio Paraná. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Brasil
- Nadal A.F., Cossavella A.M. y Larrosa N.B. (2014). Determinación de la tasa de reaeración y modelación hidrodinámica de un tramo del río Tercero (Ctalamochita). Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Vol. 1, N° 1, Marzo 2014
- NCASI, National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement Inc. (1982a). A study of the Selection, Calibration and Verification of Mathematical Water Quality Models. Tech. Bull. N° 367. New York.
- Novotny V. and Krenkel P.A. (1975). A Waste Assimilation Capacity Model for Shallow, Turbulent Stream. Water Research 9.
- O'Connor D. J. and Dobbins W. E., (1958). Mechanism of reaeration in natural streams: Am. Soc. Civil Engineers Trans., v. 123, p. 641-684.
- O'Connor D.J., Mancini J.L. and Guerriero J.R. (1981). Evaluation of Factors Influencing the Temporal Variation of Dissolved Oxygen in the New York Bight, Phase II. Manhattan College. Bronx. New York.
- Owens M, Edwards R.W, Gibbs J.W. (1964). Some Reaeration Studies In Streams. Air Water Pollut. 1964 Sep.
- Padden T. J. and Gloyne E. F. (1971). Simulation of stream processes in a model river. University of Texas, Austin. Report N° EHE-70-23, CRWR-72, 130 p.
- Parker G. W. and Gay F. B. (1987). A procedure for estimating reaeration coefficients for Massachusetts streams. U.S. Geological Survey. Water Resources Investigations Report 86-4111.
- Parkhurst J. D. and Pomeroy R. D. (1972). Oxygen absorption in streams. J. Sanit. Engrg. Div., ASCE, 98(1), 101–124.
- Parsaie A. and Haghiahi A.H. (2015). Predicting the longitudinal dispersion coefficient by radial basis function neural network. Modeling Earth Systems and Environment.
- Pavlova O.V. and Borovkov V.S. (2013). Analisis usloviy vozniknoveniya aeratsii otkrytykh potokov [Process Organization Design within the Framework of Construction Projects]. Vestnik MGSU [Proceedings of Moscow State University of Civil Engineering].

- PHY, Proyecto Hidroeléctrico Yacyretá (1992). Plan de Manejo Ambiental, Pág. 43, Tabla II. Parámetros Físico-químicos del Río Paraná antes de Yacyretá - 1986-1987
- Polla G.M., Horne F.E. y Dufilho A.C. (2004). Aplicación de un Modelo de Calidad de Agua a un tramo del Río Neuquén – Patagonia Argentina. *Revista Agrociencia*. Vol VII N°2. Pág 61-72.
- Quiñones Bolaños E., Chalá Diaz D., Romero Benítez Z.K., Bonfante Alvarez P.E. y Villadiego Malluk D. V. (2014). Estudio de transporte de contaminantes en la cuenca media del río San Jorge, Córdoba, Colombia. Memorias del II Seminario de Ciencias Ambientales Sur-Caribe & VII Seminario Internacional de Gestión Ambiental.
- Rajeev R.S., Dutta S. (2009). Prediction of longitudinal dispersion coefficients in natural rivers using genetic algorithm, *Hydrology Research* 40 (6) pp 544–552.
- Rathbun R. E. and Grant R. S. (1978). Comparison of the radioactive and modified techniques for measurement of stream reaeration coefficients. U.S. Geological Survey Water-Resour. Investigations Rep. No. 78-68, U.S. Geological Survey, Madison, Wis.
- Rutherford J.C. (1994). *River Mixing*, J.Wilye & Sons, New York.
- Santamaría Alzate F., (2013). Análisis Simplificado del Oxígeno Disuelto en el Río Ubaté por el Modelo QUAL2K. Tesis de Maestría de la Escuela Colombiana de Ingeniería Civil.
- Sattar A., Gharabaghi B. (2015). Gene expression models for prediction of longitudinal dispersion coefficient in streams, *Journal of Hydrology*, jhydrol.2015. 03.016
- Seo I.W. and Baek K.O. (s/d). Estimation of the Longitudinal Dispersion Coefficient Using the Velocity Profile in Natural Streams. *Journal of Hydraulic Engineering*
- Seo I. W. and Cheong T. S. (1998). Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(1), 25–32.
- Smoot, J.L., 1988, Effect of streamflow conditions on gas-transfer coefficients: Proceedings of the 1987 National Conference on Hydraulic Engineering, American Society of Civil Engineers, *Journal of the Hydraulics Division*, p. 980-985.
- Tavakollizadeh A., Kashefipur S.M. (2007). Effects of dispersion coefficient on quality modeling of surface waters, in: Proceedings of the Sixth International Symposium River Engineering, 16–18 October, Ahwaz, Iran, pp. 67–78.
- Tayfour G., Singh V.P. (2005). Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams by artificial neural network, *Journal of Hydraulic Engineering* 131 (11) pp 991–1000.
- Terry J.E., Morris E.E., Bryant C.T., (1983). Water-Quality Assessment of White River between Lake Sequoyah and Beaver Reservoir, Washington County, Arkansas. U.S. Geological Survey, WRI 82. Little Rock. Arkansas.
- TECMA. (2008). Evaluación Socio Ambiental del Brazo Aña Cuá, EBY.
- Tetra Tech Inc. (1976). Documentation of Water Quality Models for the Helms Pumped Storage Project. Lafayette. CA.
- Trento A., Alvarez A. M. y Rojas S. (2000). Simulación Hidrodinámica y del Transporte de Poluentes en el Río Salado (Santa Fe-Argentina), XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Córdoba, Vol. 3, pp.695-704.
- Trento A., Sieber F. y Szupiany R. (2015). Cálculo del coeficiente de Reaireación en el tramo inferior del Río Salado (Santa Fé). Congreso Nacional del Agua. Santiago del Estero.
- Tsivoglou E.C. and Wallace J.R. (1972). Characterization of stream reaeration capacity. Report No. EPA-R3-72-012. Washington (DC): US Environmental Protection Agency.
- Tsivoglou E. C. and Neal L.A. (1976). Tracer measurement of reaeration. III. Predicting the reaeration capacity of inland streams. *Journal of Water Pollution Control* 48(12): 2669–2689.

- UNaM-FACEN-CERIDE-EBY (2007). Programa de Calidad de Agua del Embalse Yacyretá - Red de Monitoreo, Tabla 1 - Estación E10MD (aguas arriba del cierre del BAC) - Período abril 2006 a abril 2007
- Vargas Baecheler J. (2001). Estimación del coeficiente de dispersión longitudinal en ríos anchos, de profundidad y pendiente escasa. Aplicación al río Bío Bío, Chile. Revista de Ingeniería Hidráulica en México, Vol XVI, núm 1. pp.5-13.
- Virgilio Rivera J.G. (2012). Informe Final del Estudio de Evaluación de la Capacidad de Autopurificación de la Microcuenca Río Frío (San Ignacio – Caneyes). Unidades Tecnológicas Santander. Colombia.

ANEXO A

Base de Datos incluida en Etemad-Shahidi and Taghipour (2012)

Nº	Stream	W(m)	H(m)	U(m/s)	U*(m/s)	D _L (m ² /s)	W/H	U/U*
1	Copper creek, VA(below gage)	15.9	0.49	0.21	0.079	19.52	32	2.7
2	Copper creek, VA(below gage)	18.3	0.84	0.52	0.1	21.4	22	5.2
3	Copper creek, VA(below gage)	16.2	0.49	0.25	0.079	9.5	33	3.2
4	Clinch river, TN(below gage)	46.9	0.86	0.28	0.067	13.93	55	4.2
5	Clinch river, TN(below gage)	59.4	2.13	0.86	0.104	53.88	28	8.3
6	Clinch river, TN(below gage)	53.3	2.09	0.79	0.107	46.45	26	7.4
7	Copper creek, VA(above gage)	18.6	0.39	0.14	0.116	9.85	48	1.2
8	Power river, TN	33.8	0.85	0.16	0.055	9.5	40	2.9
9	Clinch river, VA	36	0.58	0.3	0.049	8.08	62	6.1
10	Green and Duwamish	21.77	1.58	0.31	0.0583	6.5	14	5.3
11	Green and Duwamish	29.61	1.08	0.36	0.0482	0.5	27	7.5
12	Bayou Anacoco	19.8	0.41	0.29	0.044	13.94	48	6.6
13	Nooksack river	86	2.94	1.2	0.514	153.29	29	2.3
14	Antietam creek	15.8	0.39	0.32	0.06	9.29	41	5.3
15	Antietam creek	19.8	0.52	0.43	0.069	16.26	38	6.2
16	Antietam creek	24.4	0.71	0.52	0.081	25.55	34	6.4
17	Monocacy river	35.1	0.32	0.21	0.04	4.65	110	5.3
18	Monocacy river	36.6	0.45	0.32	0.05	13.94	81	6.4
19	Monocacy river	47.5	0.87	0.44	0.07	37.16	55	6.3
20	Missouri river	182.9	2.23	0.93	0.065	464.52	82	14.3
21	Missouri river	201.2	3.56	1.27	0.082	836.13	57	15.5
22	Missouri river	196.6	3.11	1.53	0.077	891.87	63	19.9
23	Wind/Bighom rivers	67.1	0.98	0.88	0.11	41.81	68	8.0
24	Elkhom river	32.6	0.3	0.43	0.046	9.29	109	9.3
25	Elkhom river	50.9	0.42	0.46	0.046	20.9	121	10.0
26	John day river	25	0.56	1.01	0.137	13.94	45	7.4
27	Comite river	12.5	0.26	0.31	0.043	6.97	48	7.2
28	Comite river	15.8	0.41	0.37	0.055	13.94	39	6.7
29	Amite river	36.6	0.81	0.29	0.068	23.23	45	4.3
30	Amite river	42.4	0.8	0.42	0.068	30.19	53	6.2
31	Sabine river	103.6	2.04	0.56	0.054	315.87	51	10.4
32	Sabine river	127.4	4.75	0.64	0.081	668.9	27	7.9
33	Muddy creek	13.4	0.81	0.37	0.077	13.94	17	4.8
34	Muddy creek	19.5	1.2	0.45	0.093	32.52	16	4.8

35	Sabine river Texas	35.1	0.98	0.21	0.041	39.48	36	5.1
36	white river	67.1	0.55	0.35	0.044	30.19	122	8.0
37	Chattahoochee river	65.5	1.13	0.39	0.075	32.52	58	5.2
38	Susquehanna river	202.7	1.35	0.39	0.065	92.9	150	6.0
39	Antietam Creek	10.97	0.52	0.21	0.0749	17.5	21	2.8
40	Antietam Creek	23.47	0.7	0.52	0.1014	101.5	34	5.1
41	Antietam Creek	24.99	0.45	0.41	0.0813	25.9	56	5.0
42	Antietam Creek	12.8	0.3	0.42	0.057	17.5	43	7.4
43	Antietam Creek	24.08	0.98	0.59	0.098	101.5	25	6.0
44	Antietam Creek	11.89	0.66	0.43	0.085	20.9	18	5.1
45	Antietam Creek	21.03	0.48	0.52	0.069	25.9	44	7.5
46	Monocacy river	48.7	0.55	0.26	0.05	37.8	89	5.2
47	Monocacy river	92.96	0.71	0.16	0.05	41.4	131	3.2
48	Monocacy river	51.21	0.65	0.62	0.04	29.6	79	15.5
49	Monocacy river	97.54	1.15	0.32	0.058	119.8	85	5.5
50	Monocacy river	49.99	0.95	0.32	0.0747	29.6	53	4.3
51	Monocacy river	33.53	0.58	0.16	0.0413	66.5	58	3.9
52	Monocacy river	40.54	0.41	0.23	0.04	66.5	99	5.8
53	Conococheague Creek	42.21	0.69	0.23	0.064	40.8	61	3.6
54	Conococheague Creek	49.68	0.41	0.15	0.081	29.3	121	1.9
55	Conococheague Creek	42.98	1.13	0.63	0.081	53.3	38	7.8
56	Conococheague Creek	43.28	0.69	0.22	0.0637	40.8	63	3.5
57	Conococheague Creek	63.7	0.46	0.1	0.0562	29.3	138	1.8
58	Conococheague Creek	59.44	0.76	0.68	0.0722	53.3	78	9.4
59	Chattahoochee river	75.6	1.95	0.74	0.138	88.9	39	5.4
60	Chattahoochee river	91.9	2.44	0.52	0.094	166.9	38	5.5
61	Chattahoochee river	99.97	2.5	0.3	0.1050	166.9	40	2.9
62	Salt Greek	32	0.5	0.24	0.038	52.2	64	6.3
63	Difficult run	14.5	0.31	0.25	0.062	1.9	47	4.0
64	Difficult run	11.58	0.4	0.22	0.0875	1.9	29	2.5
65	Bear Creek	13.7	0.85	1.29	0.553	2.9	16	2.3
66	Little Pincy Creek	15.9	0.2	0.39	0.053	7.1	80	7.4
67	Bayou Anacoco	17.5	0.45	0.32	0.024	5.8	39	13.3
68	Bayou Anacoco	25.9	0.94	0.34	0.067	27.6	28	5.1
69	Bayou Anacoco	36.6	0.91	0.4	0.067	40.2	40	6.0
70	Comite river	15.7	0.2	0.36	0.04	69	79	9.0
71	Comite river	6.1	0.49	0.25	0.0576	69	12	4.3
72	Bayou Bartholomew	33.4	1.4	0.2	0.03	54.7	24	6.7
73	Bayou Bartholomew	37.49	2.07	0.1	0.0403	54.7	18	2.5
74	Amite river	21.3	0.5	0.54	0.027	501.4	43	20.0
75	Amite river	46.02	0.53	0.41	0.0426	501.4	87	9.6
76	Tickfau River	14.9	0.59	0.27	0.08	10.3	25	3.4

77	Tickfau River	41.45	1.04	0.07	0.0903	10.3	40	0.8
78	Tangipahoa River	31.4	0.81	0.48	0.072	45.1	39	6.7
79	Tangipahoa River	29.9	0.4	0.34	0.02	44	75	17.0
80	Tangipahoa River	42.98	1.28	0.26	0.0682	45.1	34	3.8
81	Tangipahoa River	31.7	0.76	0.36	0.0532	44	42	6.8
82	Red River	253.6	0.81	0.48	0.072	45.1	313	6.7
83	Red River	161.5	0.4	0.34	0.02	44	404	17.0
84	Red River	152.4	1.62	0.61	0.032	143.8	94	19.1
85	Red River	155.1	3.96	0.29	0.06	130.5	39	4.8
86	Red River	248.1	4.82	0.31	0.0652	143.8	51	4.8
87	Sabine River, LA	116.4	3.66	0.45	0.057	227.6	32	7.9
88	Sabine River, LA	160.3	1.74	0.47	0.036	177.7	92	13.1
89	Sabine River, TX	14.2	1.65	0.58	0.054	131.3	9	10.7
90	Sabine River, TX	12.2	2.32	1.06	0.054	308.9	5	19.6
91	Sabine River, TX	21.3	0.5	0.13	0.037	12.8	43	3.5
92	Sabine River, TX	21.64	0.61	0.08	0.0424	12.8	35	1.9
93	Sabine River, TX	17.37	1.23	0.04	0.050	14.7	14	0.8
94	Sabine River, TX	31.39	1.43	0.13	0.0410	24.2	22	3.2
95	Wind/Bighom rivers	44.2	1.4	0.99	0.14	184.6	32	7.1
96	Wind/Bighom rivers	85.3	2.4	1.73	0.15	464.6	36	11.5
97	Copper Creek	16.7	0.5	0.2	0.08	16.8	33	2.5
98	Clinch River	48.5	1.2	0.21	0.07	14.8	40	3.0
99	Copper Creek	18.3	0.4	0.15	0.12	20.7	46	1.3
100	Powell River	36.8	0.9	0.13	0.05	15.5	41	2.6
101	Clinch River	28.7	0.6	0.35	0.07	10.7	48	5.0
102	Copper Creek	19.6	0.8	0.49	0.1	20.8	25	4.9
103	Clinch River	57.9	2.5	0.75	0.1	40.5	23	7.5
104	Conchela Canal	24.7	1.6	0.66	0.04	5.9	15	16.5
105	Clinch river	33.53	0.78	0.19	0.049	10.7	43	3.8
106	Clinch river	55.78	2.26	0.69	0.0988	36.93	25	7.0
107	Clinch river	53.2	2.4	0.66	0.11	36.9	22	6.0
108	Coachell canal, CA	23.77	1.6	0.67	0.04	5.96	15	16.8
109	Coachell canal, CA	24.99	1.54	0.66	0.037	5.92	16	17.8
110	Copper Creek	16.8	0.5	0.24	0.08	24.6	34	3.0
111	Missouri river	180.6	3.3	1.62	0.08	1486.5	55	20.3
112	Bayou Anacoco	25.9	0.9	0.34	0.07	32.5	29	4.9
113	Bayou Anacoco	36.6	0.9	0.4	0.07	39.5	41	5.7
114	Nooksack river	64	0.8	0.67	0.27	34.8	80	2.5
115	Wind/Bighom rivers	59.4	1.1	0.88	0.12	41.8	54	7.3
116	Wind/Bighom rivers	68.6	2.2	1.55	0.17	162.6	31	9.1
117	John day river	34.1	2.5	0.82	0.18	65	14	4.6
118	Yadkin River	70.1	2.4	0.43	0.1	111.5	29	4.3

119	Yadkin River	71.6	3.8	0.76	0.13	260.1	19	5.8
120	Colorado River	106.1	6.1	0.79	0.088	181	17	9.0
121	Colorado River	71.6	8.2	1.2	0.336	243	9	3.6
122	Albert	100	4.4	0.029	0.0016	0.2	23	18.1
123	Dessel-Herentals	35	2.5	0.037	0.0022	0.2	14	16.8
124	Yuma Mesa A	7.6	3.45	0.68	0.047	0.5	2	14.5
125	Bocholt-Dessel	35	2.5	0.107	0.0063	1.4	14	17.0
126	Villemsvaart	34	2.5	0.13	0.0079	1.7	14	16.5
127	Chicago Ship Canal	49	8.07	0.27	0.019	3	6	14.2
128	Irrigation	1.4	0.19	0.38	0.11	9.6	7	3.5
129	Irrigation	1.5	0.14	0.33	0.1	1.9	11	3.3
130	Puneha	5	0.28	0.26	0.21	7.2	18	1.2
131	Kapuni	9	0.3	0.37	0.15	8.4	30	2.5
132	Kapuni	10	0.35	0.53	0.17	12.4	29	3.1
133	Manganui	20	0.4	0.19	0.18	6.5	50	1.1
134	Waiongana	13	0.6	0.48	0.24	6.8	22	2.0
135	Stony	10	0.63	0.55	0.3	13.5	16	1.8
136	Waiotapu	11.4	0.75	0.41	0.061	8	15	6.7
137	Manawatu	59	0.72	0.37	0.07	32	82	5.3
138	Manawatu	63	1	0.32	0.094	22	63	3.4
139	Manawatu	60	0.95	0.46	0.092	47	63	5.0
140	Tarawera	25	1.21	0.73	0.084	27	21	8.7
141	Tarawera	20	1.92	0.62	0.123	11.5	10	5.0
142	Tarawera	25	1.38	0.77	0.091	20.5	18	8.5
143	Tarawera	25	1.4	0.78	0.091	15.5	18	8.6
144	Tarawera	25	1.57	0.83	0.096	18	16	8.6
145	Tarawera	85	2.6	0.69	0.06	52	33	11.5
146	Waikato	120	2	0.64	0.05	67	60	12.8
147	Miljacka	11	0.29	0.35	0.058	2.7	38	6.0
148	Upper Tame	9.9	0.83	0.46	0.09	5.5	12	5.1
149	Upper Tame	9.9	0.92	0.52	0.1	5.1	11	5.2

ANEXO B

TABLA CON LOS RESULTADOS DE LA MODELACION HEC-RAS

		Q100- Temp (°C)	Q100- OD Sat (mg/l)	Q100- WQ01- OD (mg/l)	Q100- WQ01- DBOC (mg/l)	Q100- WQ02- OD (mg/l)	Q100- WQ02- DBOC (mg/l)	Q100- WQ03- OD (mg/l)	Q100- WQ03- DBOC (mg/l)	Q100- WQ04- OD (mg/l)	Q100- WQ04- DBOC (mg/l)	Q100- WQ05- OD (mg/l)	Q100- WQ05- DBOC (mg/l)	Q100- WQ06- OD (mg/l)	Q100- WQ06- DBOC (mg/l)
1	22815 US Boundary	28.0	7.8	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00
2	22815	28.0	7.8	7.66	1.00	7.69	1.00	7.75	1.00	7.58	0.92	7.62	0.92	7.69	0.92
3	21929	28.0	7.8	7.73	1.00	7.79	1.00	7.85	1.00	7.56	0.82	7.65	0.82	7.76	0.82
4	21001	27.8	7.9	7.82	1.00	7.88	1.00	7.92	1.00	7.56	0.73	7.71	0.73	7.82	0.73
5	20093	27.7	7.9	7.89	0.99	7.95	0.99	7.95	0.99	7.57	0.67	7.75	0.67	7.86	0.67
6	19068	27.5	7.9	7.97	0.99	8.03	0.99	7.99	0.99	7.59	0.60	7.81	0.60	7.91	0.60
7	18141	27.4	7.9	8.03	0.99	8.07	0.99	8.02	0.99	7.61	0.56	7.86	0.56	7.94	0.56
8	17408	27.1	8.0	8.14	0.99	8.16	0.99	8.07	0.99	7.66	0.49	7.94	0.49	8.00	0.49
9	16570	26.8	8.0	8.25	0.99	8.23	0.99	8.11	0.99	7.72	0.43	8.03	0.43	8.05	0.43
10	15515	26.5	8.0	8.37	0.99	8.30	0.99	8.16	0.99	7.79	0.38	8.11	0.38	8.10	0.38
11	14413	26.3	8.1	8.49	0.99	8.37	0.99	8.19	0.99	7.88	0.33	8.19	0.33	8.15	0.33
12	13144	26.2	8.1	8.59	0.98	8.41	0.98	8.22	0.98	7.95	0.29	8.24	0.29	8.18	0.29
13	11665	26.1	8.1	8.72	0.98	8.46	0.98	8.24	0.98	8.06	0.25	8.30	0.25	8.20	0.25
14	10294	26.0	8.1	8.86	0.98	8.49	0.98	8.26	0.98	8.18	0.22	8.35	0.22	8.23	0.22
15	9496	25.9	8.1	8.93	0.98	8.51	0.98	8.27	0.98	8.24	0.20	8.38	0.20	8.24	0.20
16	8887	25.9	8.1	9.00	0.98	8.52	0.98	8.27	0.98	8.30	0.19	8.40	0.19	8.25	0.19
17	8352	25.9	8.1	9.12	0.98	8.54	0.98	8.28	0.98	8.40	0.17	8.43	0.17	8.26	0.17
18	7644	25.9	8.1	9.20	0.98	8.55	0.98	8.29	0.98	8.48	0.15	8.45	0.15	8.27	0.15
19	7037	25.9	8.1	9.34	0.97	8.57	0.97	8.29	0.97	8.62	0.13	8.47	0.13	8.27	0.13
20	6396	25.8	8.1	9.59	0.97	8.57	0.97	8.29	0.97	8.87	0.10	8.49	0.10	8.28	0.10
21	5152	25.8	8.2	9.83	0.96	8.50	0.96	8.26	0.96	9.12	0.07	8.45	0.07	8.26	0.07
22	4523	25.8	8.2	9.83	0.95	8.42	0.95	8.23	0.95	9.16	0.05	8.38	0.05	8.22	0.05
23	3836	25.8	8.1	9.79	0.95	8.34	0.95	8.20	0.95	9.15	0.04	8.31	0.04	8.19	0.04
24	3213	25.8	8.1	9.70	0.94	8.25	0.94	8.16	0.94	9.09	0.03	8.23	0.03	8.16	0.03
25	2529	25.8	8.1	9.61	0.93	8.20	0.93	8.15	0.93	9.04	0.02	8.19	0.02	8.15	0.02
26	1516	25.8	8.1	9.48	0.93	8.15	0.93	8.14	0.93	8.95	0.01	8.15	0.01	8.14	0.01
27	1014	25.8	8.1	9.46	0.92	8.15	0.92	8.14	0.92	8.94	0.01	8.15	0.01	8.14	0.01
	0														

Q100- WQ07- OD (mg/l)	Q100- WQ07- DBOC (mg/l)	Q100- WQ08- OD (mg/l)	Q100- WQ08- DBOC (mg/l)	Q100- WQ09- OD (mg/l)	Q100- WQ09- DBOC (mg/l)	Q100- WQ09- OD (mg/l)	Q100- WQ10- OD (mg/l)	Q100- WQ10- DBOC (mg/l)	Q100- WQ11- OD (mg/l)	Q100- WQ11- DBOC (mg/l)	Q100- WQ12- OD (mg/l)	Q100- WQ12- DBOC (mg/l)	Q100- WQ13- OD (mg/l)	Q100- WQ13- DBOC (mg/l)	Q100- WQ14- OD (mg/l)	Q100- WQ14- DBOC (mg/l)	Q100- WQ15- OD (mg/l)	Q100- WQ15- DBOC (mg/l)	Q100- WQ16- OD (mg/l)	
7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60
7.49	0.83	7.54	0.83	7.63	0.83	7.71	1.00	7.75	1.00	7.71	1.00	7.75	1.00	7.58	0.89	7.63	0.89	7.70	0.89	7.49
7.41	0.67	7.53	0.67	7.68	0.67	7.82	1.00	7.85	1.00	7.82	1.00	7.85	1.00	7.58	0.80	7.68	0.80	7.78	0.80	7.42
7.35	0.52	7.56	0.52	7.75	0.52	7.91	1.00	7.92	1.00	7.91	1.00	7.92	1.00	7.59	0.71	7.74	0.71	7.84	0.71	7.39
7.33	0.43	7.61	0.43	7.81	0.43	7.95	0.99	7.95	0.99	7.95	0.99	7.95	0.99	7.59	0.67	7.77	0.67	7.87	0.67	7.38
7.34	0.34	7.68	0.34	7.87	0.34	8.02	0.99	8.02	0.99	8.04	0.99	8.00	0.99	7.63	0.59	7.84	0.59	7.92	0.59	7.40
7.35	0.29	7.74	0.29	7.91	0.29	8.09	0.99	8.09	0.99	8.09	0.99	8.03	0.99	7.67	0.55	7.89	0.55	7.96	0.55	7.43
7.41	0.22	7.85	0.22	7.99	0.22	8.26	0.99	8.26	0.99	8.20	0.99	8.09	0.99	7.76	0.46	8.00	0.46	8.03	0.46	7.53
7.48	0.17	7.97	0.17	8.05	0.17	8.34	0.99	8.34	0.99	8.24	0.99	8.12	0.99	7.81	0.42	8.05	0.42	8.06	0.42	7.59
7.57	0.13	8.08	0.13	8.11	0.13	8.43	0.99	8.43	0.99	8.29	0.99	8.15	0.99	7.87	0.38	8.11	0.38	8.10	0.38	7.66
7.67	0.10	8.18	0.10	8.16	0.10	8.54	0.99	8.54	0.99	8.35	0.99	8.18	0.99	7.95	0.34	8.17	0.34	8.13	0.34	7.75
7.76	0.08	8.25	0.08	8.19	0.08	8.61	0.98	8.61	0.98	8.38	0.98	8.20	0.98	8.00	0.31	8.21	0.31	8.16	0.31	7.81
7.89	0.06	8.33	0.06	8.22	0.06	8.82	0.98	8.82	0.98	8.45	0.98	8.23	0.98	8.17	0.26	8.30	0.26	8.20	0.26	8.01
8.03	0.04	8.39	0.04	8.25	0.04	8.95	0.98	8.95	0.98	8.48	0.98	8.25	0.98	8.29	0.23	8.35	0.23	8.22	0.23	8.14
8.11	0.04	8.42	0.04	8.26	0.04	9.01	0.98	9.01	0.98	8.50	0.98	8.26	0.98	8.33	0.22	8.37	0.22	8.23	0.22	8.20
8.17	0.03	8.44	0.03	8.26	0.03	9.07	0.98	9.07	0.98	8.51	0.98	8.27	0.98	8.39	0.20	8.39	0.20	8.24	0.20	8.27
8.30	0.02	8.47	0.02	8.27	0.02	9.24	0.97	9.24	0.97	8.53	0.97	8.28	0.97	8.55	0.17	8.42	0.17	8.26	0.17	8.45
8.39	0.02	8.49	0.02	8.28	0.02	9.32	0.97	9.32	0.97	8.53	0.97	8.28	0.97	8.64	0.16	8.44	0.16	8.26	0.16	8.55
8.54	0.02	8.52	0.02	8.28	0.02	9.48	0.96	9.48	0.96	8.52	0.96	8.28	0.96	8.81	0.12	8.45	0.12	8.26	0.12	8.75
8.81	0.01	8.54	0.01	8.29	0.01	9.58	0.95	9.58	0.95	8.47	0.95	8.26	0.95	8.95	0.09	8.42	0.09	8.25	0.09	8.91
9.10	0.00	8.49	0.00	8.26	0.00	9.63	0.94	9.63	0.94	8.38	0.94	8.23	0.94	9.03	0.06	8.35	0.06	8.22	0.06	9.02
9.16	0.00	8.42	0.00	8.23	0.00	9.61	0.94	9.61	0.94	8.34	0.94	8.21	0.94	9.03	0.05	8.31	0.05	8.20	0.05	9.02
9.15	0.00	8.34	0.00	8.20	0.00	9.59	0.94	9.59	0.94	8.30	0.94	8.19	0.94	9.02	0.04	8.28	0.04	8.19	0.04	9.02
9.11	0.00	8.25	0.00	8.17	0.00	9.55	0.93	9.55	0.93	8.25	0.93	8.17	0.93	9.00	0.03	8.24	0.03	8.17	0.03	9.00
9.05	0.00	8.20	0.00	8.15	0.00	9.52	0.93	9.52	0.93	8.22	0.93	8.16	0.93	8.98	0.03	8.21	0.03	8.16	0.03	8.99
8.98	0.00	8.16	0.00	8.14	0.00	9.48	0.93	9.48	0.93	8.19	0.93	8.15	0.93	8.95	0.02	8.18	0.02	8.15	0.02	8.96
8.97	0.00	8.16	0.00	8.14	0.00	9.48	0.93	9.48	0.93	8.19	0.93	8.15	0.93	8.95	0.02	8.18	0.02	8.15	0.02	8.96

Q100- WQ26- OD (mg/l)	Q100- WQ26- DBOC (mg/l)	Q100- WQ27- OD (mg/l)	Q100- WQ27- DBOC (mg/l)	Q300- Temp (°C)	Q300- OD Sat (mg/l)	Q300- WQ01- OD (mg/l)	Q300- WQ01- DBOC (mg/l)	Q300- WQ02- OD (mg/l)	Q300- WQ02- DBOC (mg/l)	Q300- WQ03- OD (mg/l)	Q300- WQ03- DBOC (mg/l)	Q300- WQ04- OD (mg/l)	Q300- WQ04- DBOC (mg/l)	Q300- WQ05- OD (mg/l)	Q300- WQ05- DBOC (mg/l)	Q300- WQ06- OD (mg/l)	Q300- WQ06- DBOC (mg/l)
7.60	1.00	7.60	1.00	28.0	7.8	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00
7.59	0.76	7.68	0.76	28.0	7.8	7.65	1.00	7.67	1.00	7.73	1.00	7.58	0.94	7.61	0.94	7.68	0.94
7.61	0.61	7.74	0.61	27.9	7.8	7.71	1.00	7.76	1.00	7.82	1.00	7.57	0.86	7.64	0.86	7.74	0.86
7.65	0.50	7.80	0.50	27.9	7.9	7.78	1.00	7.83	1.00	7.88	1.00	7.56	0.78	7.67	0.78	7.79	0.78
7.68	0.44	7.83	0.44	27.8	7.9	7.83	1.00	7.89	1.00	7.91	1.00	7.56	0.72	7.70	0.72	7.82	0.72
7.78	0.35	7.91	0.35	27.7	7.9	7.89	0.99	7.95	0.99	7.94	0.99	7.57	0.66	7.74	0.66	7.85	0.66
7.84	0.30	7.95	0.30	27.6	7.9	7.95	0.99	7.99	0.99	7.96	0.99	7.58	0.62	7.77	0.62	7.87	0.62
7.97	0.22	8.03	0.22	27.5	7.9	8.02	0.99	8.04	0.99	7.98	0.99	7.60	0.57	7.82	0.57	7.90	0.57
8.02	0.19	8.06	0.19	27.4	7.9	8.10	0.99	8.10	0.99	8.01	0.99	7.64	0.51	7.87	0.51	7.94	0.51
8.08	0.16	8.09	0.16	27.2	7.9	8.19	0.99	8.16	0.99	8.04	0.99	7.68	0.46	7.94	0.46	7.97	0.46
8.15	0.13	8.13	0.13	27.1	8.0	8.28	0.99	8.21	0.99	8.07	0.99	7.74	0.41	8.00	0.41	8.01	0.41
8.19	0.11	8.15	0.11	27.0	8.0	8.36	0.99	8.25	0.99	8.09	0.99	7.79	0.38	8.05	0.38	8.04	0.38
8.31	0.08	8.21	0.08	26.8	8.0	8.46	0.99	8.30	0.99	8.12	0.99	7.86	0.34	8.11	0.34	8.07	0.34
8.36	0.06	8.23	0.06	26.7	8.0	8.55	0.99	8.34	0.99	8.14	0.99	7.92	0.31	8.16	0.31	8.10	0.31
8.38	0.06	8.24	0.06	26.6	8.0	8.61	0.98	8.36	0.98	8.16	0.98	7.97	0.29	8.19	0.29	8.12	0.29
8.40	0.05	8.25	0.05	26.6	8.0	8.65	0.98	8.38	0.98	8.17	0.98	8.00	0.27	8.22	0.27	8.13	0.27
8.43	0.04	8.26	0.04	26.5	8.0	8.72	0.98	8.40	0.98	8.18	0.98	8.06	0.26	8.25	0.26	8.14	0.26
8.43	0.03	8.26	0.03	26.5	8.0	8.77	0.98	8.42	0.98	8.19	0.98	8.10	0.24	8.27	0.24	8.16	0.24
8.42	0.02	8.25	0.02	26.5	8.0	8.83	0.98	8.43	0.98	8.20	0.98	8.15	0.23	8.29	0.23	8.17	0.23
8.38	0.01	8.24	0.01	26.4	8.1	8.92	0.98	8.45	0.98	8.21	0.98	8.23	0.21	8.32	0.21	8.18	0.21
8.32	0.01	8.21	0.01	26.4	8.1	9.08	0.98	8.48	0.98	8.22	0.98	8.37	0.18	8.36	0.18	8.19	0.18
8.30	0.01	8.20	0.01	26.4	8.1	9.23	0.98	8.49	0.98	8.22	0.98	8.51	0.16	8.39	0.16	8.20	0.16
8.27	0.00	8.19	0.00	26.4	8.1	9.37	0.97	8.49	0.97	8.21	0.97	8.64	0.13	8.41	0.13	8.20	0.13
8.24	0.00	8.17	0.00	26.3	8.1	9.53	0.97	8.48	0.97	8.20	0.97	8.80	0.11	8.40	0.11	8.18	0.11
8.23	0.00	8.16	0.00	26.3	8.1	9.64	0.97	8.43	0.97	8.17	0.97	8.91	0.09	8.37	0.09	8.15	0.09
8.20	0.00	8.15	0.00	26.3	8.1	9.68	0.96	8.30	0.96	8.10	0.96	8.96	0.07	8.25	0.07	8.09	0.07
8.20	0.00	8.15	0.00	26.3	8.1	9.66	0.96	8.23	0.96	8.07	0.96	8.94	0.06	8.19	0.06	8.06	0.06

Q300- WQ25- OD (mg/l)	Q300- WQ26- OD (mg/l)	Q300- WQ26- DBOC (mg/l)	Q300- WQ27- OD (mg/l)	Q300- WQ27- DBOC (mg/l)	Q500- Temp (°C)	Q500- OD Sat (mg/l)	Q500- WQ01- OD (mg/l)	Q500- WQ01- DBOC (mg/l)	Q500- WQ02- OD (mg/l)	Q500- WQ02- DBOC (mg/l)	Q500- WQ03- OD (mg/l)	Q500- WQ03- DBOC (mg/l)	Q500- WQ04- OD (mg/l)	Q500- WQ04- DBOC (mg/l)	Q500- WQ05- OD (mg/l)	Q500- WQ05- DBOC (mg/l)
7.60	1.00	7.60	7.60	1.00	28.0	7.8	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00
7.50	0.82	7.57	7.65	0.82	28.0	7.8	7.64	1.00	7.66	1.00	7.72	1.00	7.58	0.94	7.61	0.94
7.44	0.67	7.57	7.70	0.67	28.0	7.8	7.69	1.00	7.74	1.00	7.81	1.00	7.57	0.88	7.63	0.88
7.41	0.57	7.59	7.74	0.57	28.0	7.8	7.75	1.00	7.81	1.00	7.86	1.00	7.56	0.80	7.66	0.80
7.40	0.52	7.60	7.76	0.52	27.9	7.8	7.80	1.00	7.86	1.00	7.90	1.00	7.56	0.75	7.68	0.75
7.41	0.42	7.66	7.82	0.42	27.9	7.9	7.85	1.00	7.91	1.00	7.92	1.00	7.56	0.70	7.71	0.70
7.43	0.37	7.72	7.86	0.37	27.8	7.9	7.90	0.99	7.95	0.99	7.93	0.99	7.57	0.66	7.73	0.66
7.46	0.30	7.79	7.91	0.30	27.8	7.9	7.96	0.99	7.99	0.99	7.95	0.99	7.58	0.61	7.77	0.61
7.50	0.26	7.84	7.94	0.26	27.7	7.9	8.02	0.99	8.04	0.99	7.97	0.99	7.61	0.56	7.81	0.56
7.54	0.22	7.89	7.97	0.22	27.6	7.9	8.10	0.99	8.09	0.99	7.99	0.99	7.64	0.51	7.86	0.51
7.59	0.19	7.95	8.00	0.19	27.5	7.9	8.17	0.99	8.13	0.99	8.01	0.99	7.67	0.47	7.91	0.47
7.64	0.16	8.00	8.03	0.16	27.4	7.9	8.24	0.99	8.17	0.99	8.03	0.99	7.71	0.43	7.95	0.43
7.77	0.12	8.10	8.08	0.12	27.2	7.9	8.33	0.99	8.21	0.99	8.05	0.99	7.76	0.39	8.00	0.39
7.85	0.10	8.15	8.10	0.10	27.1	8.0	8.40	0.99	8.25	0.99	8.07	0.99	7.81	0.36	8.05	0.36
7.89	0.09	8.18	8.12	0.09	27.0	8.0	8.45	0.99	8.27	0.99	8.09	0.99	7.85	0.34	8.08	0.34
7.93	0.09	8.20	8.13	0.09	27.0	8.0	8.49	0.99	8.29	0.99	8.10	0.99	7.87	0.33	8.10	0.33
8.03	0.07	8.24	8.14	0.07	26.9	8.0	8.54	0.99	8.31	0.99	8.11	0.99	7.91	0.31	8.13	0.31
8.09	0.07	8.27	8.15	0.07	26.9	8.0	8.59	0.98	8.33	0.98	8.12	0.98	7.95	0.29	8.15	0.29
8.20	0.06	8.30	8.17	0.06	26.8	8.0	8.63	0.98	8.34	0.98	8.13	0.98	7.98	0.28	8.17	0.28
8.34	0.05	8.33	8.18	0.05	26.7	8.0	8.69	0.98	8.36	0.98	8.14	0.98	8.03	0.26	8.20	0.26
8.58	0.03	8.36	8.18	0.03	26.7	8.0	8.78	0.98	8.39	0.98	8.15	0.98	8.11	0.24	8.24	0.24
8.67	0.02	8.36	8.17	0.02	26.6	8.0	8.86	0.98	8.41	0.98	8.16	0.98	8.18	0.22	8.27	0.22
8.74	0.02	8.35	8.17	0.02	26.6	8.0	8.95	0.98	8.42	0.98	8.17	0.98	8.25	0.20	8.29	0.20
8.81	0.02	8.33	8.15	0.02	26.6	8.0	9.07	0.98	8.44	0.98	8.17	0.98	8.36	0.18	8.32	0.18
8.84	0.01	8.31	8.14	0.01	26.6	8.0	9.19	0.98	8.45	0.98	8.17	0.98	8.47	0.16	8.35	0.16
8.88	0.01	8.27	8.11	0.01	26.6	8.0	9.38	0.97	8.43	0.97	8.15	0.97	8.65	0.13	8.34	0.13
8.88	0.01	8.27	8.11	0.01	26.7	8.0	9.49	0.97	8.40	0.97	8.12	0.97	8.75	0.11	8.33	0.11

Q500- WQ24- OD (mg/l)	Q500- WQ24- DBOC (mg/l)	Q500- WQ25- OD (mg/l)	Q500- WQ25- DBOC (mg/l)	Q500- WQ26- OD (mg/l)	Q500- WQ26- DBOC (mg/l)	Q500- WQ27- OD (mg/l)	Q500- WQ27- DBOC (mg/l)
7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00	7.60	1.00
7.68	0.92	7.51	0.85	7.57	0.85	7.64	0.85
7.74	0.84	7.45	0.71	7.56	0.71	7.68	0.71
7.77	0.78	7.41	0.61	7.57	0.61	7.71	0.61
7.79	0.75	7.39	0.57	7.57	0.57	7.73	0.57
7.83	0.69	7.39	0.47	7.62	0.47	7.78	0.47
7.86	0.64	7.39	0.41	7.65	0.41	7.81	0.41
7.88	0.59	7.41	0.35	7.70	0.35	7.85	0.35
7.90	0.56	7.43	0.31	7.75	0.31	7.88	0.31
7.93	0.52	7.46	0.27	7.79	0.27	7.91	0.27
7.95	0.48	7.49	0.23	7.84	0.23	7.94	0.23
7.97	0.45	7.53	0.20	7.89	0.20	7.96	0.20
8.01	0.40	7.62	0.16	7.98	0.16	8.01	0.16
8.03	0.37	7.68	0.13	8.03	0.13	8.03	0.13
8.04	0.35	7.71	0.12	8.05	0.12	8.04	0.12
8.05	0.34	7.74	0.12	8.08	0.12	8.05	0.12
8.06	0.32	7.80	0.10	8.12	0.10	8.07	0.10
8.07	0.31	7.84	0.09	8.14	0.09	8.08	0.09
8.08	0.29	7.91	0.08	8.17	0.08	8.09	0.08
8.09	0.27	7.98	0.07	8.21	0.07	8.11	0.07
8.11	0.23	8.17	0.06	8.27	0.06	8.13	0.06
8.12	0.21	8.28	0.05	8.29	0.05	8.13	0.05
8.12	0.19	8.37	0.04	8.31	0.04	8.14	0.04
8.12	0.17	8.48	0.03	8.33	0.03	8.14	0.03
8.12	0.16	8.56	0.03	8.34	0.03	8.13	0.03
8.11	0.14	8.67	0.02	8.34	0.02	8.12	0.02
8.11	0.13	8.68	0.02	8.34	0.02	8.12	0.02