



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



**DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**REAIRACIÓN, FOTOSÍNTESIS, RESPIRACIÓN, DINÁMICA DE
OXÍGENO DISUELTO Y CINÉTICA DE DEGRADACIÓN EN EL RÍO
CHIQUITO DE MORELIA**

TESIS que presenta:

JUAN CARLOS CORREA GONZÁLEZ

**A la división de Estudios de Posgrado de la
Facultad de Ingeniería Química como
requisito parcial para obtener el
grado de:**

**DOCTOR EN CIENCIAS
EN
INGENIERÍA QUÍMICA**

Asesor: Doctora en Ciencias en Ingeniería Química Ma. del Carmen Chávez Parga

Co-Asesor: Doctor en Ciencia y Tecnología Ambiental José Apolinar Cortés

Morelia, Mich.

Julio de 2014



Asunto: Aprobación de Impresión de Tesis

Oficio número 123/2014/2014.

Lic. Ulises Gutiérrez Vazquez
Jefe del Departamento de Titulación de la
U.M.S.N.H.
Presente.-

Por este medio nos dirigimos a usted de la manera más atenta para notificarle que después de haberle dado seguimiento al desarrollo de la tesis: "REAIERACIÓN, FOTOSÍNTESIS, RESPIRACIÓN, DINÁMICA DE OXÍGENO DISUELTO Y CINÉTICA DE DEGRADACIÓN EN EL RÍO CHIQUITO DE MORELIA". Después de haber revisado el manuscrito que presentó el alumno **Juan Carlos Correa González con matrícula 0492087K**, concluimos que cumple con los requisitos académicos y con lo establecido en el Reglamento General de Estudios de Posgrado para el desarrollo de tesis.

Por lo anterior este Comité Tutoral da el aval para su impresión final.

Atentamente.
Morelia, Michoacán a 14 de Julio de 2014.

Presidente o Asesor: Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga 07001002

Co-Asesor: José Apolinar Cortés 82033374

Vocales:

Dr. Rafael Maya Yescas 04002040

Dr. Marco Antonio Martínez Cinco 02001403

Dr. Julio César Orantes Ávalos 07001711

Dr. Jaime Saucedo Luna
Coordinador del Doctorado en Ciencias en
Ingeniería Química



Facultad de Ingeniería Química / Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Francisco J. Mújica S/N / Col. Felicitas del Río / C.P. 58060 / Morelia, Michoacán / Tel. y Fax: 443. 327 3584

<http://posgrado.fiq.umich.mx/>

RESUMEN

REAIREACIÓN, FOTOSÍNTESIS, RESPIRACIÓN, DINÁMICA DE OXÍGENO DISUELTO Y CINÉTICA DE DEGRADACIÓN EN EL RÍO CHIQUITO DE MORELIA

Juan Carlos Correa González

Julio de 2014

Doctorado en Ciencias en Ingeniería Química

Asesor: Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga

Co-asesor: Dr. José Apolinar Cortés

Se puede afirmar que en la actualidad se enfrenta una crisis del agua a nivel global. El principal parámetro que indica la salud de los ecosistemas acuáticos es el oxígeno disuelto (OD). Para implementar una adecuada gestión del agua es necesario comprender la dinámica de OD, así como los principales factores que la influyen. Perfiles de OD y temperatura fueron medidos a una alta frecuencia, cubriendo variación diaria y estacional en el Río Chiquito de Morelia. La curva de OD mostró un patrón complejo con dos secciones nocturnas diferenciadas desviándose del comportamiento usual descrito en la literatura. El coeficiente de reaireación y las tasas de fotosíntesis y respiración fueron estimados, para la zona suburbana, con estrategias selectas involucrando tres métodos de balance de masa de OD acoplados con curvas diarias. La dinámica de OD fue modelada con buena concordancia con los datos experimentales y mostró una influencia significativa de la temperatura. Sin embargo, algunas alteraciones del patrón de OD no pudieron ser descritas únicamente con funciones de temperatura, indicando la presencia de otros factores que afectan la dinámica de OD. Las descargas residuales de la zona urbana fueron identificadas y se determinó el contenido de materia orgánica y las cinéticas de degradación. Las tasas metabólicas y el coeficiente de reaireación fueron utilizados para caracterizar la corriente en el ciclo anual. Los resultados indican que el Río Chiquito es un sistema heterotrófico moderadamente afectado por fuentes no puntuales, altamente aireado y con altas tasas de fotosíntesis y respiración en la zona suburbana; y severamente afectado por descargas puntuales en la zona urbana.

Palabras Clave: Oxígeno disuelto, perfil diario de OD, temperatura.

ABSTRACT

REAERATION, PHOTOSYNTHESIS, RESPIRATION, DISSOLVED OXYGEN DYNAMICS AND DEGRADATION KINETICS IN MORELIA'S RÍO CHIQUITO

Juan Carlos Correa González

July 2014

PhD. in Chemical Engineering

Advisor: PhD. Ma. del Carmen Chávez Parga

Co-advisor: PhD. José Apolinar Cortés

It can be said that at present we face a global water crisis. The principal parameter indicating the health of aquatic ecosystems is dissolved oxygen (DO). In order to implement an adequate water management it is necessary the understating of the DO dynamics, as well as the principal factors influencing it. DO and temperature profiles were measured at high frequency, covering diel and seasonal variation, in the Río Chiquito at Morelia. The diel DO curve showed a complex pattern having two defined night sections deviating from the usual behavior described in the literature. The reaeration coefficient photosynthesis and respiration rates were estimated, for the suburban zone, with selected approaches involving three DO mass balance diel curve methods. DO dynamics was modeled with good concordance to experimental data and showed significant temperature influence. However, the complex DO pattern could not be accurately described solely with temperature correction functions, so that factors other than temperature variation must be influencing DO dynamics. Waste water loads were identified and organic matter content and degradation kinetics were determined. Metabolic rates and the reaeration coefficient were used to characterize the stream over the annual cycle. Results indicate that Río Chiquito is a heterotrophic system moderately affected by non point sources, highly aerated and with high respiration and photosynthetic rates at suburban zone; and severely affected by point sources at the urban zone.

Keywords: Dissolved oxygen, diel OD profile, temperature.

DEDICATORIA

A mi querida familia.

En especial a mis padres *Juan* y *Alicia*.

Y con todo el corazón mi esposa *Yuli* y a mi hijo

Johann.

Todo mi trabajo es para ustedes.

Contenido

Resumen	iii
Abstract	iv
Lista de tablas	vii
Lista de figuras	viii
Agradecimientos	xiii
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Oxígeno disuelto y la calidad del agua	1
1.2 Planteamiento del problema	4
1.3 Hipótesis	5
1.4 Objetivo general	5
1.5 Objetivos particulares	6
Capítulo 2. Marco Teórico	7
2.1 El agua, una sustancia indispensable	7
2.2 Necesidad de una comprensión fundamental del OD en los sistemas hídricos superficiales	13
2.3 Ciclo de oxígeno disuelto	18
2.4 Reaireación	21
2.5 Fotosíntesis y respiración	36
2.6 Materia orgánica biodegradable	50
Capítulo 3. Metodología	57
3.1 Descripción del sitio	57
3.2 Mediciones de OD y temperatura	58
3.3 Medición de parámetros hidráulicos	58
3.4 Medición de parámetros generales de calidad del agua	60
3.5 Análisis dinámico de OD	61
Capítulo 4. Resultados y Discusión	72
4.1 Dinámica de OD en la zona suburbana	72
4.2 Descargas residuales en la zona urbana y cinética de degradación	86
4.3 Variación estacional de la dinámica de OD en la zona suburbana	102
Conclusiones	124
Referencias	127

Lista de tablas

Tabla	Descripción	Página
2.1	Uso humano del agua	11
2.2	Descarga de aguas residuales municipales y no municipales en 2009	13
2.3	Concentraciones de OD (mg/L) asociadas con el nivel de riesgo y el tipo de aguas.	17
4.1	Características hidráulicas y parámetros astronómicos en el Río Chiquito durante el periodo del 23 al 26 de enero de 2012.	73
4.2	Coeficientes de reaeración, tasas de respiración y tasas de fotosíntesis promedio, a 20°C, determinadas con las estrategias A a F.	76
4.3	Coeficientes de reaeración, tasas de respiración y tasas de fotosíntesis promedio, a condiciones ambientales, determinadas con las estrategias A a F.	77
4.4	Valores del coeficiente de reaeración a 20°C ($k_{a,20}$) y a la temperatura promedio ($k_{a,12.6}$) del periodo de monitoreo del 23 al 26 de enero de 2012 obtenidas con ecuaciones predictivas	80
4.5	Valores experimentales de DBO ₅ y parámetros calculados con cinética de 1er orden.	100
4.6	Parámetros hidráulicos y fotoperiodo de marzo de 2013 a febrero de 2014.	119
4.7	k_a , P_{av} y R para los periodos de monitoreo de marzo de 2013 a febrero de 2014 calculados con PPMCT.	120
4.8	k_a , P_{av} y R para los periodos de monitoreo de marzo de 2013 a febrero de 2014 calculados con MCT.	121

Lista de figuras

Figura	Descripción	Página
2.1	Estructura química del agua. (a) geometría molecular con pares de electrones libres y momentos dipolares. (b) superficies de densidad electrónica.	7
2.2	Poblaciones carentes de acceso al agua y saneamiento.	9
2.3	Distribución del agua en el planeta tierra.	10
2.4	Ciclo natural de producción y consumo de oxígeno disuelto en cuerpos de agua.	18
2.5	Decaimiento y recuperación de oxígeno en un río afectado por descargas residuales.	22
2.6	Sistema simple gas líquido con intercambio de oxígeno.	22
2.7	(a) Déficit de OD y (b) concentración de OD a través del tiempo para diferentes valores de k_a .	26
2.8	Diagrama esquemático de renovación de superficie.	27
2.9	Perfiles instantáneos de concentración de OD antes y después de un evento de renovación de superficie.	28
2.10	Parámetros de un segmento de corriente utilizados para desarrollar el modelo de disipación de energía.	30
2.11	Representación de la variación diaria de la fotosíntesis con una función sinusoidal.	39
2.12	Diferentes tipos de poblaciones de plantas en corrientes naturales.	41
2.13	Perfil de OD en un ciclo diario usual en ríos caudalosos y profundos.	42
2.14	Perfil de OD en un ciclo diario usual en ríos de mediano caudal.	43
2.15	Perfil de OD en un ciclo diario usual en ríos pequeños y poco profundos.	43
2.16	Arreglo de botes y cámaras oscuros e iluminados para medir la producción fotosintética de oxígeno.	47
2.17	Progresión de la oxidación de materia orgánica en el tiempo en un recipiente cerrado.	52
2.18	Progresión de la materia orgánica y el oxígeno consumido en su degradación para un sistema cerrado.	53

2.19	Déficit y OD, (a) para diferentes valores de k_a con k_1 constante y (b) para diferentes valores de k_1 con k_a constante.	56
3.1	Sitio de estudio y punto de medición de OD y temperatura en la zona suburbana del Río Chiquito de Morelia.	59
3.2	Sección transversal y puntos de medición de velocidad y profundidad para determinar U y H .	60
3.3	Parámetros principales en una curva diaria de OD.	63
3.4	Puntos de una curva diaria de OD utilizados por el MVE.	65
4.1	Perfiles diarios de OD y temperatura de 00:00 12 ene a 23:40 26 ene de 2012.	72
4.2	OD, temperatura y concentración de saturación de OD en el Río Chiquito de las 00:00 del 23 de enero a las 23:40 del 26 de enero de 2012.	74
4.3	Datos medidos en campo para el OD y el déficit y predicciones del modelado con las estrategias A a F descritas en la sección 3.6. 22 a 26 de enero de 2012	78
4.4	Flujos máxicos de OD en la columna de agua debidos a la fotosíntesis, respiración y reaireación determinados con el MCT para el periodo del 22 al 26 de enero de 2012.	84
4.5	Razón de la tasa fotosintética promedio a la tasa de respiración obtenida con las estrategias A a D del 22 de enero al 26 de enero 2012.	86
4.6	Variación espacial de DQO y DBO ₅ en el Río Chiquito. 26 de enero de 2012.	86
4.7	Variación espacial de OD, NTK, pH y T en el Río chiquito. 26 de enero de 2012.	87
4.8	Variación espacial de ST, SS y SD en el Río Chiquito. 26 de enero de 2012.	87
4.9	Variación espacial de OD, conductancia específica (SpC), temperatura, pH, turbidez y sólidos disueltos en el Río Chiquito de Morelia para la primera semana de monitoreo (10 a 12 de abril de 2012).	89

4.10	Promedios semanales de OD en el Río Chiquito de Morelia para el periodo de Monitoreo del 10 de abril al 15 de junio de 2012.	89
4.11	Ubicación de descargas residuales (amarillo) y puntos de muestreo del lecho (verde) del Río Chiquito de Morelia. Sección A.	91
4.12	Ubicación de descargas residuales (amarillo) y puntos de muestreo del lecho (verde) del Río Chiquito de Morelia. Sección B.	92
4.13	Ubicación de descargas residuales (amarillo) y puntos de muestreo del lecho (verde) del Río Chiquito de Morelia. Sección C.	93
4.14	Cinéticas de OD con líneas de tendencia exponenciales simples en puntos de muestreo del tramo A. Campaña 1	94
4.15	Cinéticas de OD con líneas de tendencia exponenciales simples en puntos de muestreo del tramo B. Campaña 1.	95
4.16	Cinéticas de OD con líneas de tendencia exponenciales simples en puntos de muestreo del tramo C, campaña 1.	96
4.17	DBO vs t para los primeros puntos del lecho del río, campaña 1.	96
4.18	DBO vs t para puntos del lecho del río, campaña 1.	97
4.19	DBO vs t para descargas del tramo A, campaña 1.	97
4.20	DBO vs t para puntos del tramo B, campaña 1.	98
4.21	DBO vs t para puntos del tramo C, campaña 1.	99
4.22	Variación espacial de la DBO ₅ y el OD en el Río Chiquito en la campaña 1.	101
4.23	DBO ₅ en el ciclo diario del 13 al 14 de marzo 2013.	103
4.24	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 13 al 15 de marzo de 2013.	108
4.25	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 21 al 22 de marzo de 2013.	108
4.26	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 28 al 29 de marzo de 2013.	109
4.27	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 4 al 5 de abril de 2013.	109
4.28	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 11 al 12 de abril de 2013.	110

4.29	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 18 al 19 de abril de 2013.	110
4.30	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 1 al 2 de mayo de 2013.	111
4.31	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 8 al 9 de mayo de 2013.	111
4.32	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 16 al 17 de mayo de 2013.	112
4.33	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 30 al 31 de mayo de 2013.	112
4.34	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 5 al 7 de junio de 2013.	113
4.35	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 12 al 13 de junio de 2013.	113
4.36	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 20 al 21 de junio de 2013.	114
4.37	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 15 al 16 de julio de 2013.	114
4.38	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 18 al 19 de julio de 2013.	115
4.39	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 7 al 8 de agosto de 2013.	115
4.40	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 22 al 23 de agosto de 2013.	116
4.41	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 28 al 29 de noviembre de 2013.	116
4.42	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 3 al 4 de diciembre de 2013.	117
4.43	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 9 al 10 de enero de 2014.	117
4.44	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 22 al 23 de enero de 2014.	118
4.45	Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT para el 20 de febrero de 2014.	118

4.46	Variación anual del coeficiente de reaireación y las tasas de fotosíntesis y respiración obtenidas con PPMCT. Marzo de 2013 a febrero de 2014.	122
4.47	Variación anual del coeficiente de reaireación y las tasas de fotosíntesis y respiración obtenidas con MCT. Marzo de 2013 a febrero de 2014.	122
4.48	Variación anual de la turbidez en el Río Chiquito de Morelia. Marzo de 2013 a febrero de 2014.	123
4.49	Variación anual de la razón P_{av}/R en el Río Chiquito de Morelia. Marzo de 2013 a febrero de 2014.	123

AGRADECIMIENTOS

Primeramente a Dios el dador de todo. Me das vida y fuerzas. ¡Gracias Señor!

A mis padres Juan Correa Sánchez y Alicia González Cruz. Me han dado su vida y todo me lo han dado. Gracias papá y mamá.

A mi esposa Yuliana Martínez Hernández. Gracias por ser mi compañera, soporte y aliento. Tú me impulsas a dar lo mejor cada día.

A mi hijo Johann Elioenai Correa Martínez. Apenas eres un pequeño pero, aunque no lo sepas, me has enseñado más en este corto tiempo que lo aprendido en toda mi vida. Eres mi inspiración para seguir adelante. Gracias hijo.

A la Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga. Gracias por tu gran ayuda en todos los sentidos, por confiar en mí y por tu amistad. Sin ti esto no hubiera sido posible.

Al Dr. José Apolinar Cortés. Por apoyarme técnica y moralmente en todo este proyecto. Gracias.

A los sinodales del comité tutorial: Dr. Rafael Maya Yescas, Dr. Marco Antonio Martínez Cinco y Dr. Julio César Orantes Ávalos. Gracias por su tiempo y colaboración.

Al Dr. Ricardo Pérez Munguía Por los recursos tecnológicos compartidos. Gracias.

A los chicos de servicio social Rut, Naye, Jorge, Rizael, Olimpia. Gracias por su apoyo.

A la CIC y a la Coordinación de Estudios de Posgrado de la UMSNH. Gracias por el apoyo de la beca académica.

Nemo Potest Omnia Scire

—Varrón

No Puedo Hacerlo Todo. Pero... Puedo hacer Algo.

—Hellen Keller

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN

No ha habido época alguna de la historia de la humanidad en la que no haya estado íntimamente relacionada con el agua. Sagrada para unos, fuente literal de vida para otros y, al parecer, ubicua; tal vez el adjetivo que mejor se le aplica es el de indispensable. Es un contrasentido que en la medida que se ha desarrollado el progreso moderno, en aras de una pretendida mejor calidad de vida, se han dañado gravemente el agua y los recursos naturales del planeta. Frente al escenario actual que nos presenta una verdadera crisis del agua no es de extrañar que grandes recursos económicos, humanos y científicos se enfoquen continuamente al estudio, comprensión, preservación y manejo de los ecosistemas acuáticos y los recursos hídricos en general. Para hacer frente a la crisis actual, diseñar mejores sistemas de tratamiento e implementar una administración eficiente de la calidad del agua es necesario conocer los procesos y parámetros fundamentales que la afectan.

1.1. Oxígeno disuelto y la calidad del agua

La relevancia del oxígeno disuelto (OD) como un indicador primario de la salud general de los ecosistemas acuáticos ha sido ampliamente reconocida (Cox, 2003; Demetracopoulos y Stefan, 1983; Thomann y Mueller, 1987). Niveles adecuados de OD son indispensables para dar soporte a la diversidad de vida acuática. Por otra parte, bajos niveles de OD o condiciones anaeróbicas tienen efectos nocivos como desarrollo inadecuado de peces, problemas reproductivos y mortalidad. La dinámica de OD involucra interacciones complejas entre varios procesos químicos, bioquímicos, ambientales y de transporte de masa. Sin embargo, en sistemas relativamente no afectados, tres procesos cinéticos principales gobiernan las

fluctuaciones diarias en la concentración de OD: fotosíntesis, respiración y reaeración.

La fotosíntesis, también conocida como producción primaria, es efectuada por las plantas presentes en el cuerpo de agua exclusivamente en el periodo de luz del día. El oxígeno puro suplido a la corriente por las plantas convierte a la fotosíntesis en un factor de mayor influencia sobre el OD que puede llevar a corrientes sobresaturadas. Aún cuando la fotosíntesis es una importante fuente de OD durante las horas del día, el proceso de respiración de las plantas continuamente consume oxígeno. En aguas con bajos niveles de contaminación la presencia de otros procesos como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda de oxígeno por sedimentos (DOS), debidas a la descomposición de material orgánico por organismos heterotróficos, no es muy elevada y puede ser integrada en el término de respiración para propósitos de modelado. Ya que la fotosíntesis se detiene a la puesta de sol mientras que la respiración continúa a lo largo de las horas nocturnas, los niveles de OD tienden a caer en el tiempo cercano a la puesta de sol o después de ella para volver a subir en las horas de luz.

El término reaeración se refiere al intercambio másico de oxígeno entre el aire y el agua. La fuerza motriz de este intercambio es la diferencia entre la concentración de saturación de OD y la concentración de OD en el cuerpo de agua. Ya que la reaeración tiende a llevar el agua a su concentración de saturación, ésta puede ser positiva o negativa. En corrientes severamente afectadas por descargas residuales, la descomposición de materia orgánica conduce a niveles de OD muy por debajo de su valor de saturación. En estos casos, el oxígeno es provisto prácticamente solo por la reaeración, haciendo de este fenómeno el factor más importante para la recuperación de la corriente.

En vista de la relevancia de los procesos descritos, su estimación adecuada es esencial en el modelado de OD, investigación de la calidad del agua ambiental, caracterización de las corrientes y en estudios de ubicación de descargas residuales. Los métodos experimentales para determinar la producción primaria y la respiración de las comunidades acuáticas involucran técnicas de botes o

cámaras oscuras e iluminadas, mediciones de biomasa de plantas y técnicas de asimilación de trazadores radiactivos, a su vez, las mediciones de reaireación en campo involucran técnicas de trazadores gaseosos, radiactivos o no, o técnicas de agotamiento de oxígeno (Chapra, 1997; Soares y col., 2013). Aunque las mediciones experimentales son deseables, los recursos para efectuarlas a menudo no están disponibles en algunas localidades, especialmente en los países en desarrollo. En adición, las mediciones experimentales de reaireación, fotosíntesis y respiración no son una tarea trivial y pueden ser imprecisas o completamente inaplicables particularmente en corrientes pequeñas y poco profundas dominadas por perifitón y macrófitos (Chapra y Di Toro, 1991; Cox, 2003).

Como una alternativa a las mediciones experimentales directas, modelos de balance de masa para OD en conjunción con datos de OD en ciclos diarios han sido propuestos para estimar la fotosíntesis, respiración y reaireación. Varias investigaciones han propuesto soluciones relacionando los parámetros cinéticos de los modelos a los patrones característicos de las curvas diarias de OD (Chapra y Di Toro, 1991; Hornberger y Kelly, 1975; Odum, 1956; O'Connor y Di Toro, 1970; Wang y col., 2003). Las principales desventajas de estos métodos son la incertidumbre a altas tasas de reaireación o en condiciones de baja productividad, estimación serial de parámetros, que pueden causar propagación del error, y pobre representación de los efectos de la temperatura. A pesar de estos inconvenientes, los métodos basados en curvas diarias proveen medios útiles para la estimación de las tasas metabólicas y de reaireación utilizando únicamente mediciones continuas diarias de OD y temperatura.

En corrientes poco profundas frecuentemente tiene lugar una significativa variación de la temperatura y también se presentan altas tasas de reaireación. Para este tipo de corrientes, muchos inconvenientes de los métodos de curvas diarias pueden ser disminuidos por medio de funciones de corrección para la temperatura y efectuando el cálculo simultáneo de los tres parámetros principales (Butcher y Covington, 1995; Loperfido y col., 2009). De esta manera, las curvas

diarias de OD y temperatura son particularmente útiles para obtener las tasas de fotosíntesis, respiración y reaireación en corrientes pequeñas donde, a menudo, no es posible implementar otros métodos.

En adición a la reaireación, la fotosíntesis y la respiración, la degradación de materia presente en aguas residuales, principalmente orgánica, es uno de los factores que más inciden en los niveles y en la dinámica del OD. En este trabajo se investiga la variación en el corto y largo plazo de la concentración de OD en el Río Chiquito de Morelia, uno de los más importantes cuerpos de agua de la localidad, efectuando mediciones de OD y temperatura a una alta frecuencia. Los datos colectados son representativos de intervalos de tiempo que van desde minutos y horas hasta la variación estacional en un año completo. Los principales parámetros relacionados a la reaireación atmosférica, la producción fotosintética, la respiración y la cantidad de material biodegradable y su cinética de descomposición son determinados para la zona del área natural protegida localizada justo antes que el río entre a la ciudad de Morelia. Para esta misma área se efectúa el modelado dinámico de la concentración de OD. Los valores cuantificados de fotosíntesis, respiración y reaireación son usados como parámetros descriptivos para la caracterización de la corriente. Adicionalmente, se determina la variación espacial de OD, DBO, constantes cinéticas de degradación y otros parámetros de calidad del agua para la longitud total del Río Chiquito, incluyendo la totalidad de descargas residuales que se vierten en el lecho, en la zona urbana.

1.2 Planteamiento del problema

Frente a la crisis del agua que se enfrenta a nivel mundial es imperativo desarrollar modelos integrales de gestión de la calidad del agua. Tales modelos administrativos necesariamente requieren un entendimiento de los procesos básicos que determinan la calidad del ecosistema acuático. El oxígeno disuelto es

la variable que, por excelencia, indica e influye en la salud general de este ecosistema. Por lo tanto, el modelado de OD y la determinación de los factores que regulan su dinámica son fundamentales para la evaluación del impacto de descargas residuales, el diseño de sistemas de tratamiento, modelado de otros parámetros y, en general, para todo estudio de la calidad del agua. Esto convierte en una necesidad realizar estudios de la dinámica de oxígeno disuelto en nuestra localidad y determinar los parámetros principales que influyen sobre ésta, a saber, la reaireación, la fotosíntesis, la respiración y la presencia de descargas residuales; no solo para la evaluación de la calidad del agua sino para la adecuada gestión, desarrollo e implementación de los planes necesarios para mantenerla y administrarla.

1.3 Hipótesis

La dinámica de oxígeno disuelto en la zona suburbana del Río Chiquito de Morelia está afectada por cambios diarios en la temperatura y por variaciones estacionales. Esta dinámica se puede representar adecuadamente por modelos mecanísticos dinámicos acoplados con curvas diarias, lo que permite determinar los principales parámetros gobernantes de la dinámica de OD. La cinética de degradación sigue un modelo de primer orden y la constante cinética se ve afectada por descargas residuales en la zona urbana.

1.4 Objetivo general

Modelar la dinámica de oxígeno disuelto, con y sin variación de temperatura incluyendo variación diaria y estacional, para el Río Chiquito de Morelia y determinar los principales parámetros cinéticos que la afectan.

1.5 Objetivos particulares

- Evaluar la influencia de la reaireación atmosférica.
- Determinar la influencia de la producción fotosintética de oxígeno.
- Evaluar si hay introducción de oxígeno disuelto de otras fuentes como tributarios o en descargas residuales.
- Estudiar el impacto de la oxidación de material orgánico.
- Evaluar el consumo de oxígeno disuelto por respiración en el sistema.
- Determinar la influencia de la temperatura.
- Caracterizar la corriente en base a la relación de las tasas fotosintéticas, de respiración y de reaireación.

CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO

2.1 El agua, una sustancia indispensable

Ya que el contacto cotidiano con el agua es común, sus propiedades son consideradas en la mayoría de los casos como ordinarias. En realidad, se trata de una sustancia muy especial. Sus características son muy diferentes a las que se esperarían para una molécula con su baja masa molecular. No es gas a temperatura ambiente y su estado sólido es menos denso que el líquido. Su peculiar estructura química (Fig. 2.1) le confiere una alta polaridad y la capacidad de formar varios puentes de hidrógeno e interacciones débiles.

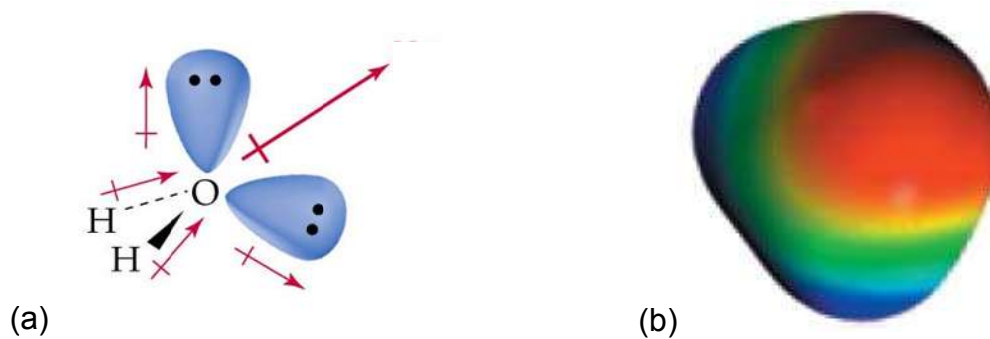


Fig. 2.1. Estructura química del agua. (a) geometría molecular con pares de electrones libres y momentos dipolares. (b) superficies de densidad electrónica.

En los procesos vitales de todos los organismos el agua juega un papel esencial. En todas las reacciones bioquímicas las moléculas, iones y otras sustancias necesitan poder desplazarse e interactuar continuamente. El agua satisface perfectamente estas necesidades debido a su naturaleza polar y a su geometría molecular. Esto le permite poder disolver y transportar gran cantidad de nutrientes y otros elementos indispensables para la vida. Las macromoléculas de mayor importancia como las proteínas y los ácidos nucleicos también necesitan poder cambiar su conformación, lo cual sería imposible si no estuvieran inmersas

en un medio acuoso. En la mayoría de los organismos, incluyendo al ser humano, el agua representa el 70% o más del peso total (Mathews y col., 2002). Literalmente, la vida se desarrolla en una matriz acuosa.

2.1.1 El agua y la salud

Así como es esencial para la vida, el agua también lo es para la preservación de la salud. Algunas de las causas más comunes de enfermedad y muerte están relacionadas con el agua y afectan principalmente a la población de más bajos recursos. Las dolencias gastrointestinales (incluyendo la diarrea) tienen su origen, en la mayoría de los casos, en el consumo de agua contaminada. Algunas enfermedades como la malaria y la esquistosomiasis provienen de vectores que se reproducen en ecosistemas acuáticos. Muchas otras enfermedades se deben a la carencia de agua para la higiene básica. Se ha estimado que aproximadamente la mitad de los pacientes en hospitales a nivel mundial están internados debido a padecimientos relacionados con la falta de agua segura para beber, carencia de saneamiento e higiene inadecuada (UNDP, 2006). Otros datos indican que cerca del 80% de las enfermedades y más de un tercio de las muertes en países en desarrollo están relacionadas al agua (UNEP, 1999; WCW, 1999). Entre la población más vulnerable se encuentran los niños. Se estima que más de 800,000 niños menores de 5 años mueren por diarrea cada año, mayormente en los países en desarrollo. Esto representa el 11% del total de 7.6 millones de decesos de niños menores de 5 años y significa que cerca de 2,200 niños mueren diariamente por esta causa (Liu y col., 2012). Lo más infortunado es que estas enfermedades son, en gran parte, evitables y se podrían prevenir por el acceso a agua potable y saneamiento. Lamentablemente se cree que el número de personas a nivel mundial que no tienen acceso a una fuente adecuada de agua puede ser hasta de 3.5 billones y 2.5 billones permanecen sin acceso a un sistema de saneamiento adecuado (WWAP, 2014). A pesar de que varios países en desarrollo están en regiones con grandes fuentes naturales de agua, son los que cuentan con menor acceso a agua potable y saneamiento (Fig 2.2).

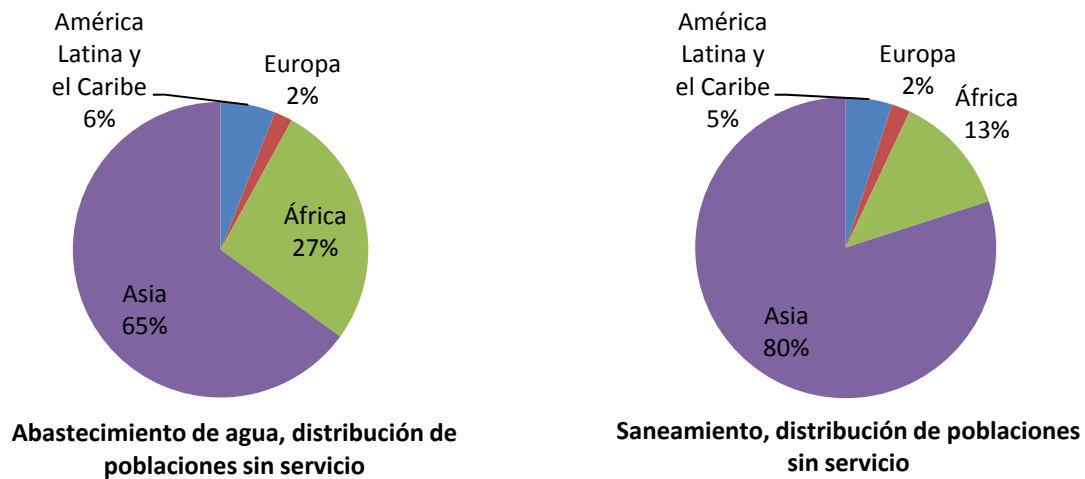


Fig. 2.2. Poblaciones carentes de acceso al agua y saneamiento (WWAP, 2003).

2.1.2 Crisis del agua

A pesar de que dos terceras partes del planeta están cubiertas por agua, solo una pequeña cantidad de ésta es adecuada para los usos básicos del hombre como consumo y limpieza. La gran mayoría es agua salada contenida en los océanos. Del, relativamente pequeño, volumen restante correspondiente al agua dulce, la mayor parte está constituido en glaciares, nieve y en los casquetes polares; otro porcentaje importante es agua subterránea almacenada alrededor de 1000 m de profundidad y solo el 1% es agua superficial fácilmente accesible. Esta baja cantidad de agua superficial se encuentra principalmente en lagos (52%) y humedales (38%), el resto (10%) corresponde a los ríos y al vapor atmosférico (Fig. 2.3) (Fernández-Cirelli, 2000).

El impacto que la actividad humana ha tenido sobre los sistemas naturales ha cambiado a medida que la sociedad humana entra en las etapas de desarrollo moderno. Las sociedades tradicionales usaban el agua principalmente para consumo humano, higiene personal y de animales, para la agricultura en pequeña escala y algunos usos ceremoniales. Este uso del agua tenía pequeño o ningún impacto en los sistemas hídricos, dado que la capacidad natural de recarga de

cuencas y autodepuración de ríos era suficiente para mantener el agua en calidad y cantidad suficiente. Sin embargo, la acelerada urbanización e industrialización de gran parte de nuestra sociedad ha aumentado la cantidad y magnitud de usos del agua imponiendo una gran demanda del vital líquido (ver Tabla 2.1), a la vez que se retorna a los causas naturales agua de mala calidad, afectando de manera adversa los recursos hídricos. Indirectamente, los recursos hídricos se afectan por la alteración de la cobertura vegetal, la deforestación, las plantaciones y cultivos y los cambios climáticos y microclimáticos, entre otros (Antón, 2000).

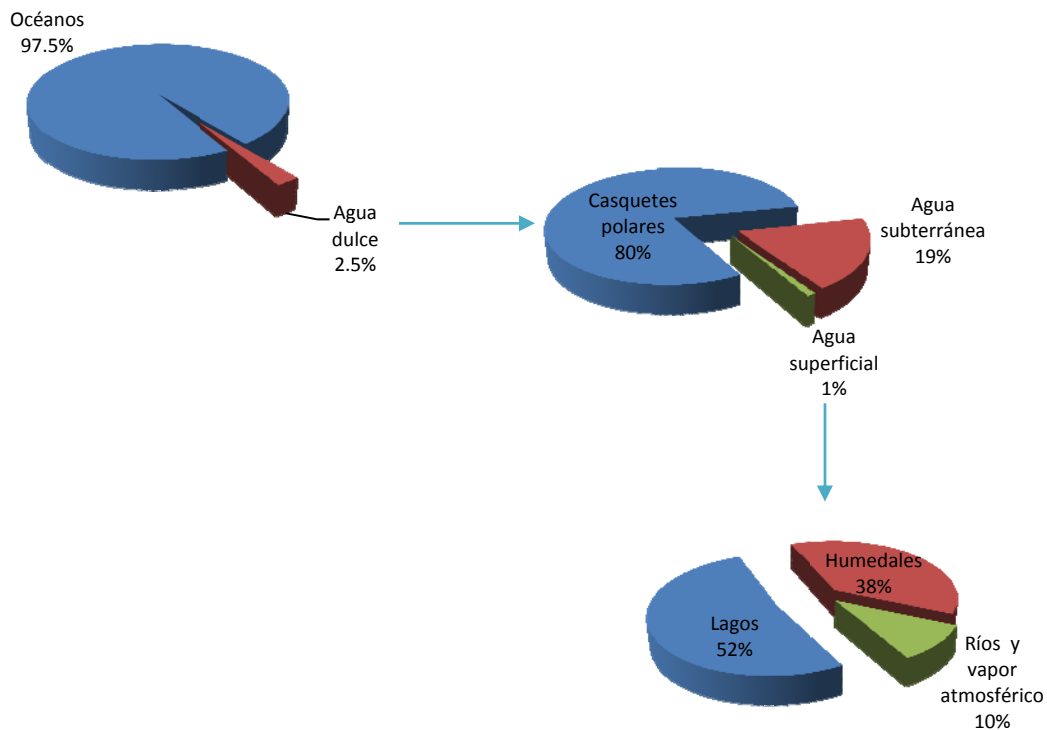


Fig. 2.3. Distribución del agua en el planeta tierra.

Tabla 2.1 Uso humano del agua (Antón, 2000).

Sociedades Tradicionales	<ol style="list-style-type: none"> 1. Usos fisiológicos 2. Higiene 3. Animales 4. Irrigación a pequeña escala 5. Ceremonial
Sociedades Agro-urbanas	<p>1 a 5 y además:</p> <ol style="list-style-type: none"> 6. Irrigación en gran escala <ol style="list-style-type: none"> a. irrigación fluvial en zonas áridas b. riego para obtener segunda cosecha en climas tropicales 7. Abastecimiento a ciudades
Sociedades Industriales	<p>1 a 7 y además:</p> <ol style="list-style-type: none"> 8. Expansión de antiguas zonas irrigadas (gran escala) 9. Establecimiento de nuevas zonas irrigadas <ol style="list-style-type: none"> a. con agua superficial b. con agua subterránea 10. Expansión del abastecimiento urbano 11. Consumo industrial 12. Producción de energía
Sociedades Globalizadas	<p>1 a 12 y además:</p> <ol style="list-style-type: none"> 13. Producción de alimentos con riego incluso en zonas subhúmedas 14. Expansión Macro-urbana

No es un hecho desconocido que una parte considerable del territorio mundial está compuesto de tierras secas (con menos de 500 mm de precipitación anual) que van desde zonas semiáridas a desérticas. Se estima que alrededor de un 38% de la población mundial vive en regiones áridas y la creciente presión demográfica provoca una degradación acelerada de sus suelos y agrava la sequía. México no es ajeno a este tipo de problemática. En nuestro país las tierras áridas alcanzan casi el 40% del territorio (Fernández-Cirelli y Volpedo, 2002) y la ciudad de México, cuya población se cuadruplico en la última mitad del siglo XX, es solo un ejemplo del acelerado crecimiento urbano. Situaciones similares se pueden encontrar en todo el mundo, especialmente en los países en vías de desarrollo.

Otro aspecto de la crisis del agua a nivel mundial es la contaminación de los cuerpos de agua dulce que ocurre cuando se vierten en ellos aguas residuales municipales o industriales. Es usual que estas aguas reciban poco o ningún tratamiento (Ng, 2006). Se estima que más de la mitad de los principales ríos del planeta están gravemente agotados y contaminados por lo que degradan y contaminan los ecosistemas y amenazan la salud y el sustento de las personas que dependen de ellos (WCW, 1999).

En México, gran cantidad de aguas residuales tanto domésticas como industriales que se vierten sin tratamiento y su destino final son los ríos, lagos y mares. Como se puede apreciar en la Tabla 2.2, en México del total de aguas residuales municipales en el 2009 se trató solo el 37.12%, y del total de aguas residuales industriales el tratamiento fue de 19.3% (CONAGUA, 2011). Esto representa una leve mejoría con respecto al 2008, año en que se trató el 35% y 18% del total de aguas residuales municipales e industriales respectivamente (CONAGUA, 2010). Esté no es el único problema relacionado con las aguas residuales sin tratar. Por ejemplo, en nuestro país se riegan más de 90,000 ha de tierra en el valle del mezquital utilizando aguas residuales provenientes de la ciudad de México (Antón, 2000). También en América Latina esta práctica es bastante común.

Tabla 2.2. Descarga de aguas residuales municipales y no municipales en 2009 (CONAGUA, 2011).

Centros Urbanos (Descargas Municipales)		
Aguas residuales	7.49	km ³ /año (235.8 m ³ /s)
Se recolectan en alcantarillado	6.59	km ³ /año (208 m ³ /s)
Se tratan	2.78	km ³ /año (83.64 m ³ /s)
Se generan	2.02	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se recolectan en alcantarillado	1.78	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se remueven en los sistemas de tratamiento	0.61	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Usos no municipales, incluyendo a la industria		
Aguas residuales	6.01	km ³ /año (190.4 m ³ /s)
Se tratan	1.16	km ³ /año (33.7 m ³ /s)
Se generan	6.95	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se remueven en los sistemas de tratamiento	1.33	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Nota: DBO ₅ , Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días 1 km ³ = 1000 hm ³ = mil millones de m ³		

2.2 Necesidad de una comprensión fundamental del OD en los sistemas hídricos superficiales

Una gestión racional del agua comienza primeramente por el estudio y comprensión de los sistemas hídricos. Concretamente, es imposible tomar decisiones adecuadas para asegurar la calidad del agua o diseñar sistemas de tratamiento apropiados si se desconocen los principales parámetros involucrados en la dinámica de los ríos y cuerpos de agua. Tales parámetros son esenciales para evaluar el estado de la calidad del agua de un determinado sistema y en la evaluación del impacto que se puede producir por descargas contaminantes. Cualquier estudio de selección de sitios de descargas requiere de parámetros fundamentales y de modelos que permitan estimar el comportamiento de las principales variables de calidad del agua. De la misma forma, el estudio y

comprensión de los indicadores de la calidad del agua se emplea en el monitoreo de los cuerpos de agua con el fin de asegurar el cumplimiento de los objetivos de los planes de mejora o rescate de cuerpos de agua superficial. El monitoreo en conjunto con modelos que utilizan los parámetros fundamentales se puede utilizar para replantear o confirmar las estrategias que se implementen a nivel administrativo.

No es casualidad que entre los principales objetivos (planteados como desafíos) de las Naciones Unidas se encuentre “Mejorar los conocimientos básicos de forma que la información y el conocimiento sobre el agua sea más accesible para todos” (WWAP, 2003). Esta declaración no solo se refiere a los rudimentos para cuidar y aprovechar el agua a nivel doméstico y a la educación básica, sino que se aplica a la generación de datos y conocimiento científico especializado que pueda ser utilizado para una gestión racional.

2.2.1 Oxígeno disuelto: el principal indicador de la salud en ecosistemas acuáticos

Aparte del agua en sí misma, el oxígeno disuelto (OD) ha sido considerado el parámetro más relevante de lagos y corrientes superficiales (CCME, 1999; Wetzel, 2001). El impacto de niveles bajos de OD o de condiciones anaeróbicas se ve reflejado en ecosistemas desequilibrados, mortalidad de organismos acuáticos, olores desagradables y disminución estética. El oxígeno es esencial para el sistema de transporte de electrones de las mitocondrias en el metabolismo de todos los organismos acuáticos aerobios. La insuficiencia de oxígeno en la mitocondria produce reducción en la energía celular y una pérdida subsecuente del balance iónico en los fluidos celulares y circulatorios. Si la insuficiencia de oxígeno persiste, aunque algunos animales aerobios también poseen rutas metabólicas anaerobias que pueden retrasar la letalidad por cortos periodos de tiempo, finalmente ocurrirá la muerte (USEPA, 2000). Muchos animales acuáticos se han adaptado a periodos cortos de hipoxia y anaerobiosis tomando más

oxígeno y transportándolo más efectivamente a las células y las mitocondrias, esto es, ventilando sus superficies respiratorias más intensamente e incrementando su ritmo cardiaco. Si estas respuestas son insuficientes para mantener el pH en la sangre, la capacidad de portar oxígeno disminuirá. La primera respuesta en este caso es trasladarse rápidamente hacia aguas más oxigenadas. Sin embargo, si la hipoxia persiste, el animal puede reducir su alimentación y movimientos, lo cual reducirá su necesidad de energía y, por lo tanto, de oxígeno. Esto puede tener efectos perjudiciales en el desarrollo y aumenta la vulnerabilidad general, por ejemplo, ante depredadores.

La cantidad de oxígeno también afecta la solubilidad de muchos nutrientes inorgánicos como hierro y manganeso (Slack, 1971). Los cambios en la disponibilidad de nutrientes están gobernados dependiendo de regiones aeróbicas o anaeróbicas de lagos y ríos. Debido a lo anterior, en algunos casos, la productividad de todo el cuerpo de agua puede ser alterada radicalmente (Wetzel, 2001). Es un hecho que el contenido de oxígeno y su dinámica están integrados con todas las facetas del metabolismo biótico.

Debido a su relevancia, el OD ha sido objeto de la inversión de considerables recursos con el propósito de mejorar sus niveles. Por ejemplo, en algunos lagos profundos y estratificados se ha llegado a recurrir a la circulación artificial con el objetivo de mejorar las condiciones generales, principalmente la oxigenación (Cooke y col., 2005; Pastorok y col., 1981). Esto se ha realizado mayormente mediante la introducción de aire comprimido por medio de difusores o tuberías perforadas localizadas en lo profundo del lago. Otros sistemas de oxigenación que se han reportado hacen uso de bombas y chorros de agua (Michele y Michele, 2002; Stefan y Gu, 1992).

2.2.1.1 Niveles de riesgo relacionados con el oxígeno disuelto

Los efectos adversos de las bajas concentraciones de OD son más evidentes sobre los organismos superiores como los peces. Esto tiene una relación directa

con los diferentes usos, como pesqueros, recreativos, comerciales, turísticos y ecológicos, que se pueden dar a los cuerpos de agua. Los principales criterios para el OD en aguas superficiales están mayormente enfocados a la preservación de peces, incluyendo sobrevivencia y reproducción. Una concentración mínima de 5 mg/L ha sido sugerida para proteger la diversidad de la vida acuática. Aunque atractivo por su simplicidad, este criterio no refleja las variadas necesidades en diferentes cuerpos de agua. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA por sus siglas en inglés) ha propuesto cuatro niveles de protección o riesgo:

- *Producción no impedida*. Representa la máxima protección de los recursos pesqueros
- *Producción levemente impedida*. Representa un alto nivel de protección de importantes recursos pesqueros, con riesgo solamente de leve impedimento de la producción en algunos casos.
- *Producción moderadamente impedida*. Nivel en el que se protege la existencia de las poblaciones de peces pero se causa una considerable pérdida de la producción.
- *Producción severamente impedida*. Indica un bajo nivel de protección de algunos recursos pesqueros, pero cuya protección en comparación con otros usos del agua no puede ser un objetivo principal de control de la contaminación.

Los impactos de diferentes niveles de OD fueron resumidos por la USEPA para dos clases principales: los salmónidos (aguas frías, 10-15°C) y los no salmónidos (aguas calientes o templadas, > 20°C) (Tabla 2.3).

La USEPA (1986) ha sugerido un criterio para la concentración de OD a 0.5 mg L⁻¹ por arriba de los valores asociados con la producción levemente impedida. Este criterio representa valores entre la producción no impedida y la producción levemente impedida, lo que representa un estimado de la concentración umbral por debajo de la cual se esperan efectos perjudiciales.

Tabla 2.3. Concentraciones de OD (mg L^{-1}) asociadas con el nivel de riesgo y el tipo de aguas (USEPA, 1986). Los números entre paréntesis son las concentraciones de OD en la grava del lecho asociadas con la concentración de OD en la columna de agua denotada por las cantidades que no se encuentran en paréntesis.

Nivel de riesgo	Aguas salmónidas		Aguas no salmónidas	
	Embriones y larvas	Otros estadios biológicos	Primeros estadios biológicos	Otros estadios biológicos
Producción no impedida	11(8)	8	6.5	6
Producción levemente impedida	9(6)	6	5.5	5
Producción moderadamente impedida	8(5)	5	5	4
Producción severamente impedida	7(4)	4	4.5	3.5
Límite de mortalidad aguda	6(3)	3	4	3

2.2.1.2 El oxígeno disuelto y parámetros de calidad del agua

Además de ser el principal indicador del estado de un ecosistema acuático, el OD también es la principal variable afectada por descargas contaminantes. Las descargas residuales municipales e industriales contienen sustancias orgánicas e inorgánicas oxidables. Durante el proceso de degradación u oxidación, en el cuerpo de agua o en los sedimentos, se produce un decremento de la concentración de OD que interfiere con una aceptable calidad del agua y con los usos que se le pueden dar. De hecho, la DBO y la demanda química de oxígeno (DQO), dos de los principales parámetros que son utilizados para medir el grado de contaminación del agua, están directamente relacionados con el OD. Prácticamente no hay índice o medición cuantitativa de la calidad del agua que no involucre al OD, la DBO o la DQO. Particularmente la determinación de la DBO y el OD son considerados como indicadores principales de la calidad de las aguas superficiales y merecen especial consideración en su incorporación en los modelos matemáticos (Benedini, 2013). En la red nacional de monitoreo, constituida por 1,510 sitios a lo largo y ancho del territorio mexicano, se miden diversos parámetros fisicoquímicos, biológicos y microbiológicos. Sin embargo, de

todos ellos, la evaluación de la calidad del agua se efectúa a nivel nacional utilizando tres indicadores principales: la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5), la DQO y los sólidos suspendidos totales (SST) (CONAGUA, 2011). La comprensión y monitoreo de los recursos de OD sigue siendo del mayor interés en las aguas superficiales tanto naturales como afectadas por descargas residuales.

2.3 Ciclo de Oxígeno Disuelto

Dado que el papel principal del oxígeno disuelto es soportar una vasta mayoría de los organismos vivos que pueblan nuestro planeta, incluyendo aquellos presentes en los ecosistemas acuáticos, un análisis adecuado considera el ciclo natural del oxígeno en relación con estos organismos (Fig 2.4).

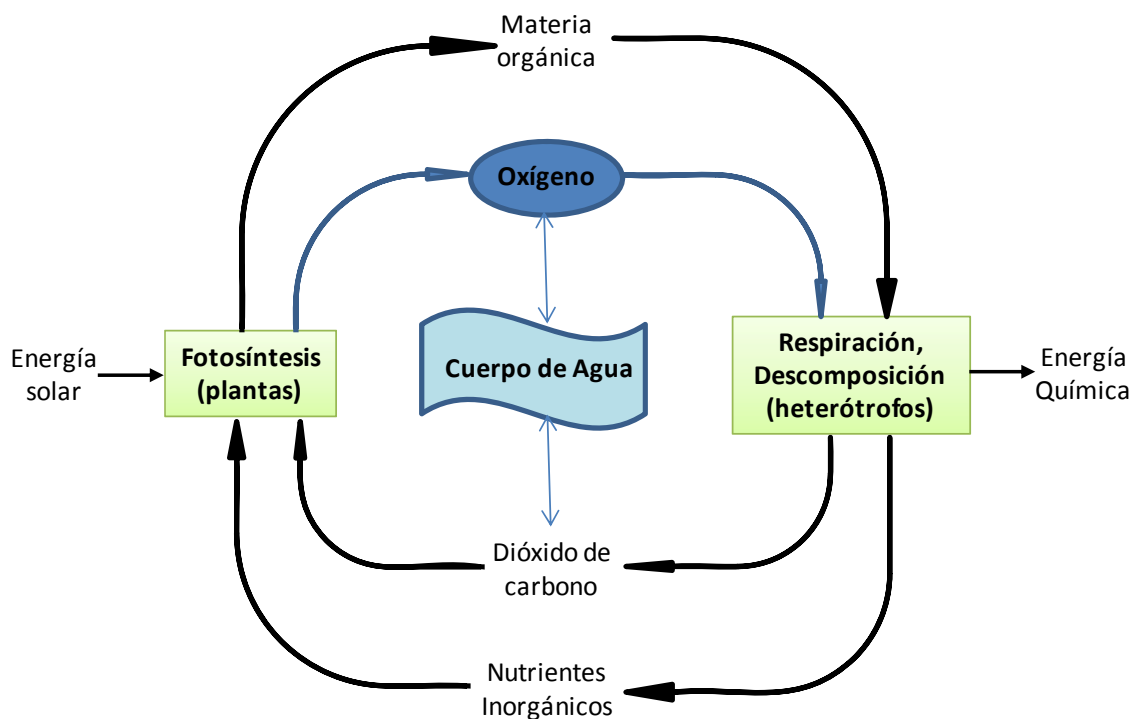


Fig. 2.4. Ciclo natural de producción y consumo de oxígeno disuelto en cuerpos de agua.

Utilizando la energía solar que incide sobre la superficie y penetra a diferentes profundidades, dependiendo de las características específicas de cada cuerpo de agua, los organismos autótrofos (mayormente plantas) convierten nutrientes inorgánicos simples en moléculas orgánicas complejas. El proceso por el cual las plantas convierten la energía solar en energía química se denomina fotosíntesis. En este proceso se libera oxígeno y se consume dióxido de carbono.

Las estructuras orgánicas complejas que son formadas por las plantas sirven, a su vez, como una fuente de energía para los organismos heterotróficos (bacterias y animales) en los procesos de respiración y descomposición. Por medio de estos procesos metabólicos la materia orgánica se desecha conteniendo nutrientes en su forma inorgánica simple que pueden ser utilizados por las plantas e iniciar de nuevo el ciclo de producción de oxígeno. Se debe notar que las plantas también consumen oxígeno en sus propios procesos respiratorios.

Tomando en cuenta el papel del oxígeno en el ciclo natural, se pueden introducir los elementos que inciden en su producción o ingreso y su consumo en un río o corriente de agua superficial. En la columna de agua las fuentes de OD son:

- Reaireación por intercambio de oxígeno gaseoso proveniente de la atmósfera
- Producción fotosintética por las algas o plantas superiores que se encuentren en el agua.
- Contribuciones al cauce principal por tributarios.

Los factores que consumen oxígeno son:

- Respiración y metabolismo de descomposición natural en corrientes no afectadas por descargas residuales.
- Oxidación de materia orgánica proveniente de aguas residuales vertidas en corrientes naturales.
- Pérdida de oxígeno por intercambio del cuerpo de agua hacia la atmósfera (reaireación negativa) en corrientes sobresaturadas.

La oxidación de materia orgánica mayormente es medida en una DBO, aunque en la práctica la DBO no solo mide el oxígeno consumido por organismos heterótrofos sino también la poca respiración de plantas que pueda haber presentes en aguas contaminadas. De acuerdo a sus principales componentes orgánicos la DBO se puede clasificar como carbonácea (DBOC) o nitrogenácea (DBON). Adicionalmente, debe hacerse notar que la DBO en realidad es ejercida por los organismos biológicos como parte de procesos metabólicos de respiración y de descomposición.

Aunque técnicamente el intercambio de oxígeno con la atmósfera no es una reaireación, sino que consiste en una oxigenación o desoxigenación, el término reaireación es usado indistintamente tanto para la entrada de oxígeno de la atmósfera hacia el cuerpo de agua, como para la salida de oxígeno hacia la atmósfera en corrientes en las que la concentración de oxígeno está por arriba de su valor de saturación.

A partir de las fuentes y consumos enlistados se puede escribir una ecuación de balance de masa general de OD para un segmento de volumen en cualquier corriente

$$V \frac{dC}{dt} = \text{reaireación} + \text{fotosíntesis} - \text{respiración} - \text{oxidación(DBOC, DBON)} + \text{entradas(tributarios)} \pm \text{transporte de oxígeno(dentro y fuera del segmento)} \quad (2.1)$$

en donde V es el volumen del segmento o tramo del río bajo estudio (m^3 o L), C es la concentración de OD ($mg L^{-1}$) y t es el tiempo (d). Esta ecuación general puede ser aplicada a cualquier cuerpo de agua utilizando los términos que mejor describan el sistema de acuerdo a sus características únicas.

Entre los factores que regulan el OD en ríos naturales, tres procesos cinéticos primarios han sido reconocidos: (1) intercambio entre el aire y el agua, (2) fotosíntesis, y (3) respiración (Parkhill y Gulliver, 1999; Schurr y Ruchti, 1977). En corrientes receptoras de aguas residuales la descomposición de materia orgánica

también es un factor relevante. En las siguientes secciones se describirán estos fenómenos asociados a la dinámica de OD en aguas superficiales.

2.4 Reaireación

En los puntos cercanos a una descarga de aguas residuales la población de algas y plantas decrece al mismo tiempo que proliferan organismos heterótrofos que se alimentan de la materia orgánica, consumiendo oxígeno en el proceso; también la turbidez del agua aumenta y se impide la penetración de luz al cuerpo de agua. Debido a esto la fotosíntesis se ve muy disminuida o completamente suprimida en aguas que reciben este tipo de descargas residuales. Como resultado, los niveles de OD descienden sensiblemente en las inmediaciones de la descarga residual. El proceso de descomposición domina a lo largo de cierta distancia aguas abajo. Sin embargo, en algún momento la concentración de OD alcanzará un punto mínimo o concentración crítica de OD. Después de este punto los niveles de oxígeno nuevamente comienzan a elevarse por los mecanismos naturales de recuperación (Fig. 2.5). Puesto que la fotosíntesis está mayormente inhibida, la reaireación es el proceso primario por medio del cual una corriente recupera el oxígeno consumido en la biodegradación de residuos orgánicos. Lo anterior indica que en el punto de concentración crítica el proceso de consumo de oxígeno por los organismos heterótrofos se ve equilibrado por el proceso de reaireación. Después de la concentración crítica la reaireación domina.

La reaireación para una corriente específica es caracterizada por el coeficiente de reaireación. Por lo tanto, es indispensable conocer el coeficiente de reaireación para, por ejemplo, determinar que tan pronto se obtendrá la concentración crítica o la cantidad de residuos que pueden ser descargados en una corriente sin causar un serio deterioro del contenido de OD en el sistema con los efectos adversos subsiguientes.

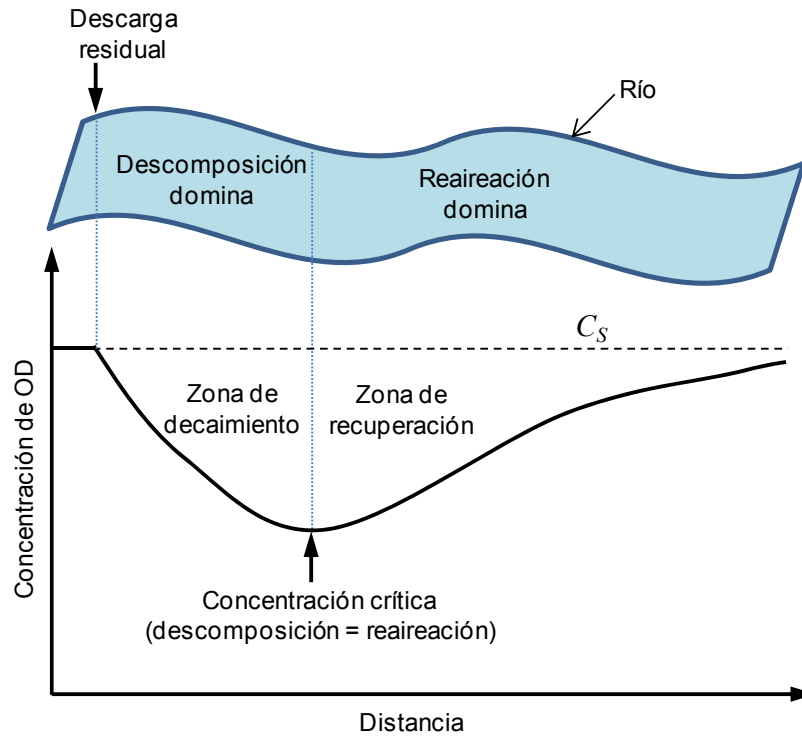


Fig. 2.5. Decaimiento y recuperación del oxígeno en un río afectado por descargas residuales.

Para comprender el mecanismo básico por medio del cual se transfiere oxígeno de la atmósfera a un cuerpo de agua consideremos el sistema ilustrado por la Fig. 2.6.

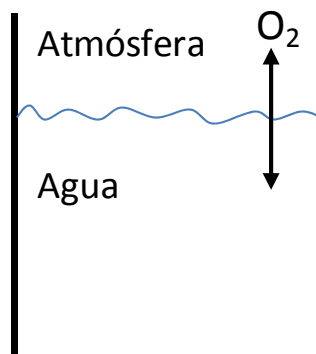


Fig. 2.6. Sistema simple gas líquido con intercambio de oxígeno.

El agua contenida en el recipiente (Fig. 2.6) está expuesta al contacto con la atmósfera de manera que, transcurrido algún tiempo, se llegará a un estado de equilibrio dinámico entre el contenido de OD en el agua y el oxígeno presente en la atmósfera. En este estado de equilibrio se tendrá un nivel fijo de OD para una temperatura dada; a la concentración de OD correspondiente se le denomina concentración de saturación (C_s). La concentración de saturación está dada por la ley de Henry que establece que “la cantidad de cualquier gas que se disuelve en un volumen dado de un líquido, a temperatura constante, es directamente proporcional a la presión que el gas ejerce sobre el líquido”. Matemáticamente la ley de Henry se puede expresar como

$$p = H_e C_s \quad (2.2)$$

donde p es la presión parcial del gas (mmHg), C_s es la concentración de saturación (mg L⁻¹) y H_e es la constante de Henry.

Si por algún medio el OD del agua contenida en el recipiente de la Fig. 2.6 se hace decaer rápidamente a un valor bastante por debajo de la concentración de saturación, el sistema tenderá a alcanzar nuevamente el estado de equilibrio ingresando oxígeno de la atmósfera hacia el seno del líquido. La fuerza motriz para la restauración del equilibrio, y por lo tanto para la reaireación, está dada por la diferencia de concentraciones entre la concentración de OD en el recipiente y el valor máximo de OD que puede alcanzar, es decir, la concentración de saturación. La tasa de cambio de la concentración de OD con respecto al tiempo será proporcional a la diferencia de concentraciones. La constante de Henry relativamente alta para el oxígeno indica que la transferencia es controlada por la resistencia de la superficie de la fase líquida. Por lo tanto, el flujo de oxígeno a través de la superficie del líquido equivale a la tasa de cambio de OD en el recipiente asumiendo un mezclado completo. La variación del OD en el tiempo para el volumen de agua del sistema estará dada por

$$V \frac{dC}{dt} = k_L A (C_s - C) \quad (2.3)$$

donde k_L es la velocidad de transferencia de masa de OD ($m \text{ d}^{-1}$), A es el área superficial entre el agua y la atmósfera (m^2) y C es la concentración de OD en el agua ($mg \text{ L}^{-1}$). Dividiendo entre el volumen ambos lados de la Ec. (2.3) obtenemos

$$\frac{dC}{dt} = k_a (C_s - C) \quad (2.4)$$

donde k_a es el coeficiente volumétrico de reaeración (d^{-1}) dado por

$$k_a = \frac{k_L A}{V} \quad (2.5)$$

La razón de área superficial por volumen es expresada como la profundidad promedio, H (m), por lo que

$$k_a = \frac{k_L}{H} \quad (2.6)$$

Definiendo el déficit de OD, en un cuerpo de agua, como la magnitud de OD que está por debajo de la concentración de saturación, es decir como la diferencia entre la concentración de saturación y la concentración en el seno del líquido, tenemos

$$D = C_s - C \quad (2.7)$$

donde D es el déficit de OD (mg L^{-1}). Sustituyendo el déficit en la Ec. (2.4) se obtiene

$$\frac{dD}{dt} = -k_a D - \frac{dC_s}{dt} \quad (2.8)$$

Asumiendo que los cambios en la temperatura, salinidad y presión son despreciables en el tiempo, entonces

$$\frac{dD}{dt} = -k_a D \quad (2.9)$$

Para la condición inicial $D = D_0$ como el déficit inicial al tiempo $t = 0$, la solución es

$$D = D_0 e^{-k_a t} \quad (2.10)$$

o, lo que es lo mismo

$$C = C_s - (C_s - C_0) e^{-k_a t} \quad (2.11)$$

La expresión de la Ec. (2.11) muestra la relación entre el coeficiente de reaireación y la dinámica o variación de OD a través del tiempo. Esto puede ser observado gráficamente en la Fig. 2.7. Si se toma $t = 0$ como el instante en que se ha consumido el OD en el seno de líquido, por ejemplo por la adición de sulfito de sodio, el déficit decrecerá exponencialmente al transcurrir el tiempo hasta llegar a cero o, de manera inversa, la concentración de OD se incrementará con el tiempo hasta llegar a su valor de saturación. El efecto del coeficiente de reaireación se ve reflejado en el tiempo que es necesario para alcanzar el equilibrio, es decir, la concentración de saturación de OD en el agua. Sistemas con altos valores del

coeficiente de reaireación (sistemas turbulentos, típicamente corrientes rápidas y accidentadas) presentan una rápida recuperación de los niveles de OD mientras que aquellos con bajos coeficientes de reaireación (aguas tranquilas como lagos o ríos profundos y lentos) lo harán más lentamente.

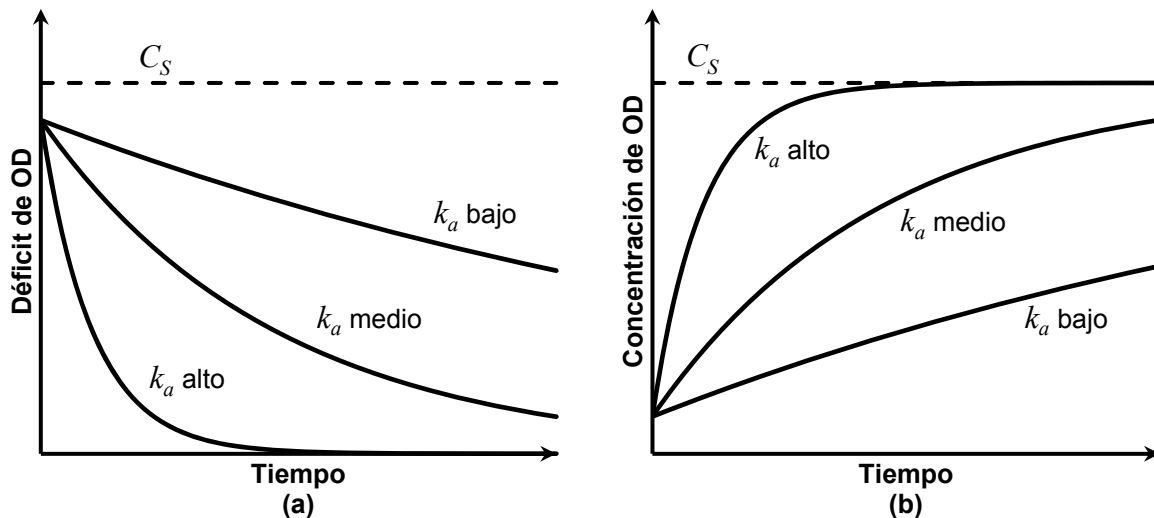


Fig. 2.7. (a) Déficit de OD y (b) concentración de OD a través del tiempo para diferentes valores de k_a .

2.4.1 Modelo de renovación de superficie

El modelo de renovación de superficie fue primeramente formulado por (Higbie, 1935) y extendido por (Danckwerts, 1951). La teoría de renovación de superficie modela el proceso de transferencia gas-líquido asumiendo que parcelas de la superficie líquida son reemplazadas periódicamente por elementos de fluido de la fase del seno del líquido que está bien mezclada y que se encuentra debajo de la interfase gas-líquido. En este modelo, se visualiza la superficie de líquido como si fuera un mosaico de parcelas de agua con tiempos de residencia y perfiles de concentración variables como se muestra en la Fig. 2.8. Las parcelas del cuerpo de agua que reemplazan a las de la superficie son llevadas por remolinos debidos a la turbulencia, y se ponen en contacto con la interfase gas-líquido. Cuando $dC/dt \neq 0$, en la Ec. (2.4), la concentración de OD en el seno del agua no estará

en equilibrio con la fase gaseosa. Por lo tanto, mientras esas parcelas están en la superficie se transferirá oxígeno dentro o fuera de ellas por medio de difusión molecular a través de la interfase gas-líquido.

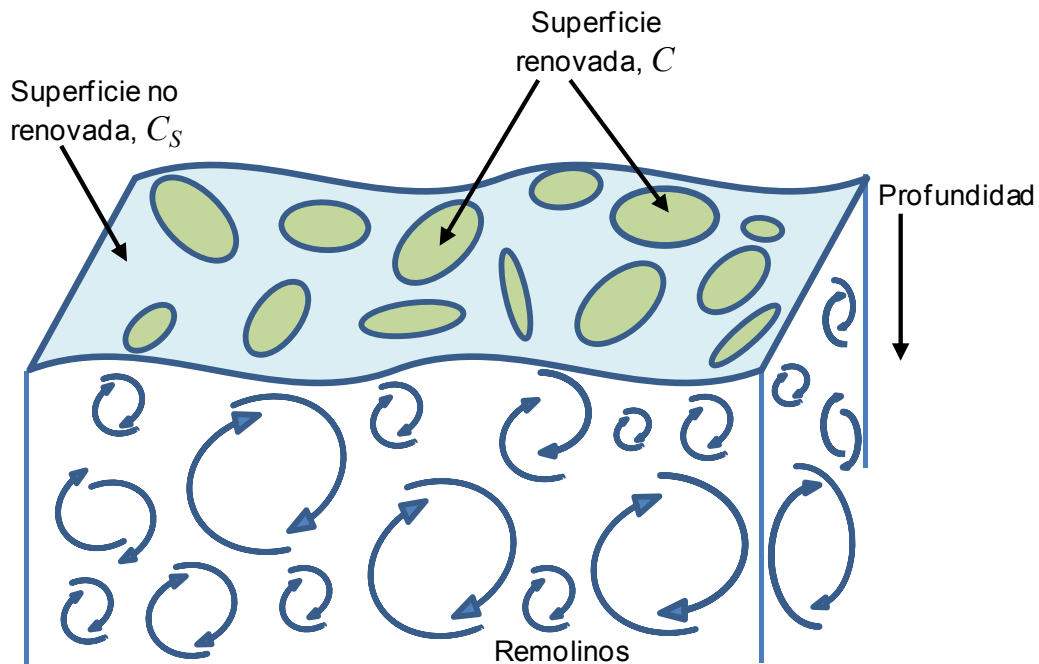


Fig. 2.8. Diagrama esquemático de renovación de superficie.

Como se puede apreciar en la Fig. 2.9 para $dC/dt > 0$, es decir invasión, cada evento de renovación incrementará la magnitud del gradiente de concentración local de OD en la interfase. Debido a que la rapidez de difusión molecular es proporcional al gradiente de concentración, este incremento en el gradiente incrementará el flujo local de OD hacia la interfase del agua. A medida que el OD se acumula en la capa interfacial de líquido, el flujo local de OD decrecerá a medida que el gradiente de concentración en la interfase disminuye. El reemplazo, por la renovación de superficie, de este segmento superficial por fluido del seno del líquido con menor concentración de OD lleva el OD acumulado hacia el seno del líquido e incrementa el gradiente de concentración local en la interfase. Estos efectos incrementan grandemente el flujo debido a difusión

molecular en comparación con el flujo que se tendría si la superficie estuviera estacionaria sin ninguna renovación.

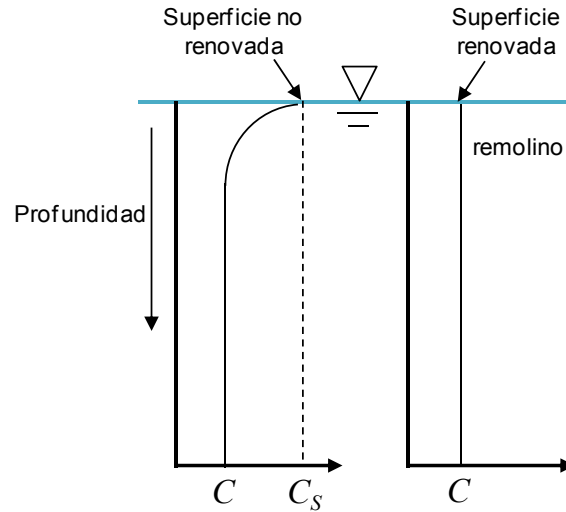


Fig. 2.9. Perfiles instantáneos de concentración de OD antes y después de un evento de renovación de superficie.

En la práctica es muy útil tratar de relacionar el coeficiente de reaeración con parámetros físicos que puedan ser medidos de manera relativamente fácil. A partir del modelo de renovación de superficie se puede formular la velocidad de transferencia para el oxígeno como

$$k_L = \sqrt{r_i D_l} \quad (2.11)$$

donde r_i es la tasa de renovación de la superficie, la cual tiene unidades de T^{-1} y D_l es el coeficiente de difusión de oxígeno en el agua. (O'Connor y Dobbins, 1956), basados en resultados experimentales, propusieron que la tasa de renovación de superficie puede ser estimada por

$$r_i = \frac{U}{H} \quad (2.12)$$

donde U es la velocidad promedio de la corriente (m s^{-1}). Sustituyendo en la Ec. (2.11) se obtiene

$$k_l = \sqrt{\frac{D_l U}{H}} \quad (2.13)$$

Esta relación se puede expresar en una forma más común y conveniente utilizando el coeficiente de reaeración

$$k_a = \sqrt{D_l} \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}} \quad (2.14)$$

Siendo la difusividad del oxígeno en aguas naturales aproximadamente $2.09 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$, la fórmula de O'Connor-Dobbins puede expresarse como

$$k_a = 3.93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}} \quad (2.15)$$

en donde k_a tiene unidades de d^{-1} , U esta en m s^{-1} y H en m.

La utilidad de la Ec. 2.15 radica en que proporciona una forma que puede generalizarse para estimar el coeficiente de reaeración utilizando la velocidad promedio y la profundidad promedio, parámetros que se pueden medir convenientemente en corrientes naturales. Extensiva investigación se ha realizado para desarrollar fórmulas que siguen la forma general:

$$k_a = \kappa \frac{U^\alpha}{H^\beta} \quad (2.16)$$

en donde κ , α , y β son constantes propuestas, usualmente con la ayuda de datos experimentales, para una corriente o conjunto de corrientes naturales con

características específicas. Debe tenerse en cuenta que al usar este tipo de correlaciones en corrientes similares a aquellas para las que se desarrolló la ecuación es más probable obtener resultados apropiados.

2.4.2 Modelo de disipación de energía

Este modelo (Tsvoglou y Neal, 1976; Tsvoglou y Wallace, 1972) asume que el coeficiente de reaireación varía directamente con la razón de cambio en la superficie de elevación del agua (Δh) dividida por el tiempo de viaje medio (t_f). La teoría es desarrollada considerando una longitud de un canal de una corriente natural entre dos puntos, 1 y 2 (Fig 2.10).

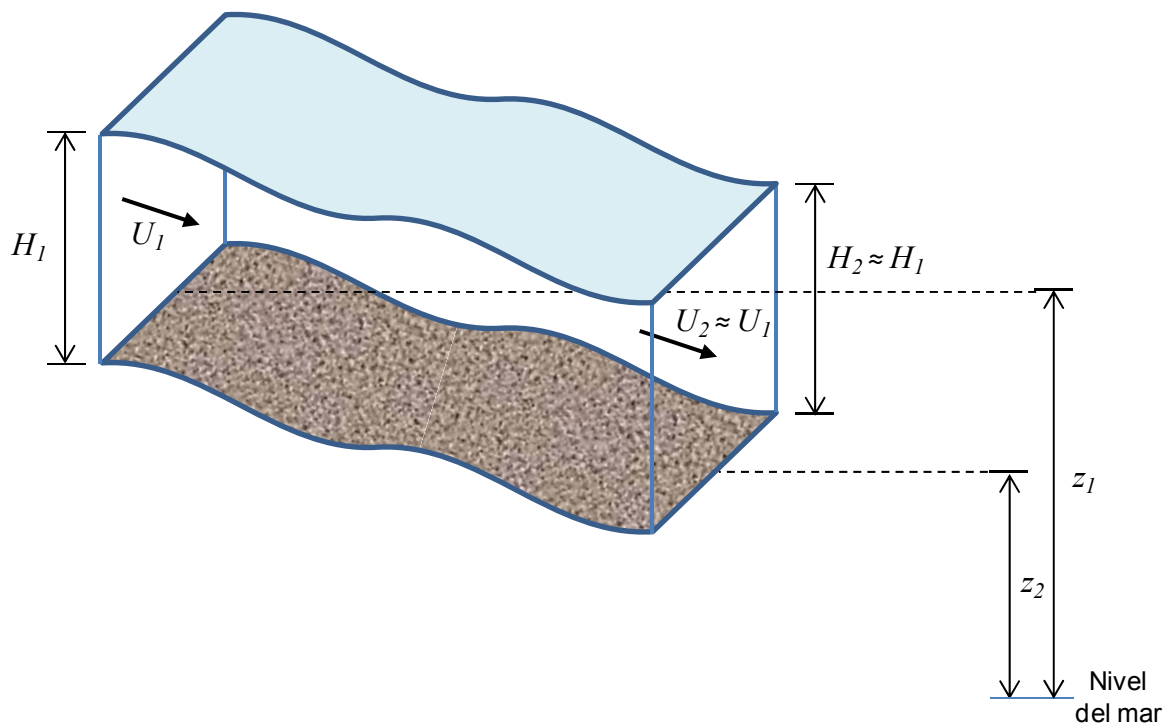


Fig. 2.10. Parámetros de un segmento de corriente utilizados para desarrollar el modelo de disipación de energía.

La ecuación unidimensional de energía para canales abiertos indica que la cantidad de energía liberada en kg·m por kg de agua entre los dos puntos es (Tsivoglou y Wallace, 1972):

$$(E_1 - E_2) = \left(\frac{U_1^2}{2g} + z_1 + H_1 \right) - \left(\frac{U_2^2}{2g} + z_2 + H_2 \right) \quad (2.17)$$

donde z es la elevación del lecho de la corriente por arriba del nivel medio del mar (m) y g es la constante gravitacional ($m \text{ s}^{-2}$). Los términos en la Ec. 2.17 representan energía por unidad de peso y tienen unidades de longitud (m), por lo que comúnmente son llamados cabezas. Reordenando términos se obtiene

$$(E_1 - E_2) = \frac{U_1^2 - U_2^2}{2g} + \Delta h \quad (2.18)$$

donde Δh es el cambio en la elevación de la superficie del agua entre los puntos 1 y 2

$$\Delta h = (z_1 + H_1) - (z_2 + H_2) \quad (2.19)$$

Con pocas excepciones, la diferencia en la cabeza de velocidad, $(U_1^2 - U_2^2)/2g$ es despreciable en comparación con el cambio de la cabeza de elevación, Δh . Por lo tanto, para propósitos prácticos, en la mayoría de segmentos de una corriente se puede establecer

$$(E_1 - E_2) = \Delta h \quad (2.20)$$

La tasa de gasto de energía es precisamente la cantidad de energía gastada por unidad de tiempo. Dividiendo la Ec. (2.20) entre el tiempo de viaje entre los puntos 1 y 2 del segmento se tiene

$$\frac{(E_1 - E_2)}{t_f} = \frac{\Delta h}{t_f} \quad (2.21)$$

donde t_f es el tiempo de viaje del flujo de agua del punto 1 al punto 2. También se ha mostrado que (Tsvoglou y Wallace, 1970)

$$k_a = an \frac{A}{V} \quad (2.22)$$

donde la constante a se refiere a las propiedades moleculares del gas y la calidad del agua, n es el número de superficies de área A reemplazadas por unidad de tiempo y V es el volumen total de agua. Se puede observar que el producto $n \frac{A}{V}$ en la Ec. (2.22) equivale a la tasa de reemplazo de superficie por unidad de volumen. La tasa de reemplazo de superficie del agua está relacionada a la tasa de disipación de energía en el flujo en canales abiertos. Esto se puede expresar, utilizando las Ec. (2.21) y (2.22), como

$$n \frac{A}{V} = b \frac{\Delta h}{t_f} \quad (2.23)$$

donde b es una constante de proporcionalidad. Combinando las Ec. 2.22 y 2.23 se obtiene

$$k_a = c \frac{\Delta h}{t_f} \quad (2.24)$$

donde $c = ab$. La Ec. (2.24) es el modelo básico que relaciona el coeficiente de reaeración con propiedades hidráulicas de la corriente que pueden ser medidas para cualquier longitud de un segmento de la corriente. Esta expresión básica lleva a otra expresión de interés. La Ec. (2.24) de hecho sugiere que la tasa de disipación de energía puede ser representada por el producto de la pendiente y la velocidad, es decir

$$\frac{(E_1 - E_2)}{t_f} = \frac{\Delta h}{t_f} = \left(\frac{\Delta h}{L}\right) \left(\frac{L}{t_f}\right) \quad (2.25)$$

en donde L es la longitud del segmento de la corriente. Ya que

$$\left(\frac{\Delta h}{L}\right) = S = \text{pendiente de la superficie de agua} \quad (2.26)$$

y

$$\left(\frac{L}{t_f}\right) = U \quad (2.27)$$

el coeficiente de reaeración está relacionado proporcionalmente al producto de la pendiente y la velocidad. Esto es

$$k_a = cSU \quad (2.28)$$

donde SU es equivalente a la tasa de disipación de energía de la corriente.

Nuevamente, tenemos que varias correlaciones para estimar el coeficiente de reaeración se han desarrollado utilizando el modelo de disipación de energía. Específicamente, varias de estas ecuaciones contienen el producto SU en su formulación. Diversas correlaciones basadas en la teoría de renovación de

superficie y en la de disipación de energía, aplicables al sistema de estudio de este trabajo, se presentan en el capítulo 4.

2.4.3 Métodos experimentales para obtener el coeficiente de reaireación

Otra opción para obtener estimaciones del coeficiente de reaireación, aparte de las fórmulas, son las mediciones experimentales. Por sus características se pueden clasificar en los grupos descritos a continuación.

Balance de oxígeno en estado estable. Esta técnica se aplica en secciones de corrientes, que por sus características, faciliten la determinación de los componentes que intervienen en la dinámica de oxígeno. Si todos los factores pueden ser determinados independientemente, el único desconocido sería el coeficiente de reaireación. Este método requiere gran cuidado en su aplicación y condiciones especiales ya que los otros factores que inciden en la dinámica de OD pueden ser difíciles de medir adecuadamente. Sin embargo existen casos en los que la aproximación funciona bien. Un ejemplo son los estudios realizados en el Río Tennessee (Churchill y col., 1962) en los cuales se aprovechó que el OD del agua saliente de ciertos reservorios estaba muy por debajo de la saturación.

Interrupción del equilibrio. Consiste en disminuir artificialmente el oxígeno por medio de la adición de un reactivo como el sulfito de sodio. Acto seguido se pueden realizar mediciones de la recuperación del OD corriente abajo para determinar el coeficiente de reaireación. Este método también necesita de corrientes limpias y en las cuales otros efectos (como la fotosíntesis) sean despreciables. El método se ha implementado en estudios de algunas corrientes británicas (Owens y col., 1964).

Estudios con trazadores. En este caso, en lugar del oxígeno, se usan diferentes gases que son inyectados en el sistema. Tales sustancias se usan en base a que se volatilicen de manera análoga al oxígeno, sean conservativas, es decir que no sean consumidas o reaccionen en el ecosistema acuático, y que sus

concentraciones puedan ser medidas razonablemente. Algunos trazadores radiactivos (por ejemplo Kr^{85}) o inorgánicos (SF_6) son usados en conjunto con trazadores conservativos no volátiles (tritio, litio, rodamina WT, etc.) para determinar la dispersión. Una vez hechas las mediciones se siguen diversos métodos para el cálculo del coeficiente de reaireación (Chapra, 1997; Soares y col., 2013; Tobias y col., 2009). Cuando se implementa adecuadamente, este método es menos susceptible de ser afectado por otros factores que inciden en el OD. Probablemente este método sea la mejor alternativa cuando se tienen disponibles los reactivos y recursos tecnológicos y humanos calificados. Aún así su aplicación no es una tarea trivial. Al igual que los métodos mencionados anteriormente, la implementación estándar de este método solo provee mediciones puntuales del coeficiente de reaireación. Si se quieren tener determinaciones continuas o discretas que estimen la variación a lo largo del día o estacionalmente, se incrementa de manera sustancial el número de experimentos que se tienen que realizar lo que puede representar un aumento sensible en los costos.

Balances de masa de OD acoplados a curvas diarias de OD. Otro tipo de métodos para determinar el coeficiente de reaireación, que no deben confundirse con el balance de oxígeno en estado estable, son los que aprovechan las fluctuaciones diarias en el OD inducido por la presencia de plantas en las corrientes naturales. Estos patrones se pueden usar en conjunto con modelos matemáticos que describen los principales factores que afectan la dinámica de oxígeno disuelto para determinar no solo el coeficiente de reaireación, sino las tasas de fotosíntesis y respiración. Su principal atractivo es que necesitan solamente de mediciones diarias de OD y/o temperatura, que se pueden obtener a un costo relativamente bajo, a la par que rinden valores representativos de todo el periodo de estudio. Una descripción detallada de los métodos de este tipo, seleccionados para los estudios realizados en este trabajo, se da en el capítulo 3. Mientras tanto, en las secciones siguientes se presenta el metabolismo de las plantas (fotosíntesis y respiración) y como este afecta la dinámica, particularmente en el ciclo diario, de OD.

2.5 Fotosíntesis y respiración

Un factor de primera relevancia por su impacto en el oxígeno disuelto es la fotosíntesis. La fotosíntesis y la respiración pueden generar o consumir cantidades significativas de oxígeno, de modo que, es necesaria la estimación cuantitativa adecuada de las tasas de fotosíntesis y respiración para la correcta implementación de modelos y acciones de manejo de las corrientes naturales (Auer y Effler, 1989). La presencia de plantas acuáticas en el cuerpo de de agua afecta de manera esencial los recursos de OD y su dinámica dentro de un mismo día, en el mediano plazo y aún a lo largo de las estaciones del año. Los diferentes tipos de plantas como fitoplancton, macrófitos y fitoperifitón contribuyen a este efecto y son importantes por su habilidad para fotosintetizar. Durante la fotosíntesis las plantas, que contienen clorofila, usan la energía solar para convertir el dióxido de carbono en carbohidratos y liberar oxígeno en el proceso. La producción de oxígeno por fotosíntesis se puede representar por la siguiente ecuación general:



La producción fotosintética es una fuente de oxígeno puro en el seno del agua. Esta es una diferencia relevante con la reaeración, en la cual el oxígeno que constituye solo el 12% del aire debe además vencer la resistencia a la transferencia de masa. El oxígeno producido por la fotosíntesis a menudo puede llevar a tener aguas sobresaturadas. Incluso pueden encontrarse valores de 150 a 200% de saturación en las corrientes más productivas (Thomann y Mueller, 1987). La producción de oxígeno por fotosíntesis depende de varios factores que incluyen la intensidad de la luz, la densidad óptica del agua, la temperatura a la que esté la corriente, las características del flujo, el dióxido de carbono, disponibilidad de nutrientes y la cantidad y tipo de plantas (Carr y col., 1997). De los diversos factores que la afectan, la intensidad de luz es el más importante para poder

efectuar el proceso de fotosíntesis. En latitudes templadas y árticas existe una marcada variación estacional en la fotosíntesis acuática. Esto es causado por la variación estacional de biomasa vegetal. La tasa de producción de biomasa y la tasa fotosintética, en general, son bajas durante el invierno debido a que en esta época la irradiación solar y la temperatura son bajas. En aguas profundas, la circulación del flujo puede arrastrar al fitoplancton hacia profundidades en las cuales la intensidad de luz es insuficiente para poder efectuar la fotosíntesis. Durante la primavera, la intensidad de radiación solar y la temperatura aumentan lo que, combinado con la disponibilidad de nutrientes, conduce a una plena floración del fitoplancton y otras plantas; consecuentemente la tasa de producción fotosintética se incrementa. El comportamiento en otras épocas del año tiende a ser sumamente variable (Kirk, 1994).

De manera general la fotosíntesis y la respiración se incrementan en la época de reproducción durante la cual la fotosíntesis tenderá a dominar. Fuera de esta estación reproductiva la respiración y descomposición pueden dominar. Sin embargo, aún en la estación reproductiva, las variaciones diarias en el OD debido a las variaciones diarias en la luz solar pueden ser suficientes para llevar la corriente a niveles de sobresaturación en la tarde o al mediodía y a déficits severos en algunos momentos en la noche. Por lo tanto, es crucial, particularmente para corrientes pequeñas, que los efectos de las plantas no sean ignorados en cualquier modelo de calidad del agua que se efectúe (Cox, 2003). Esto se aplica especialmente en lo relacionado a la predicción de los efectos de descargas de aguas residuales en la corriente, por ejemplo, para la simulación del impacto de una nueva planta de tratamiento de aguas residuales. Las tasas de fotosíntesis y respiración de las plantas acuáticas también son sumamente variables dependiendo de la ubicación geográfica, el tipo de plantas, el estado general de la corriente y la influencia antropogénica.

Existe una gran cantidad de modelos que varían desde modelos simples hasta modelos descriptivos de advección-dispersión con tratamiento explícito de procesos como demanda bioquímica de oxígeno, demanda de oxígeno por

sedimentos, crecimiento de algas y nitrificación. Los modelos sencillos han probado ser útiles a escalas de tiempo de días para estimar las tasas de fotosíntesis y respiración en corrientes de agua (Chapra y Di Toro, 1991).

En la mayoría de los modelos de calidad del agua la tasa de fotosíntesis, que es una función del tiempo, está proporcionalmente relacionada con la energía solar que también es función del tiempo

$$P(t) \propto I(t) \tag{2.30}$$

donde $I(t)$ es la luz disponible (langleys d^{-1} , 1langley = 1 cal cm^{-2}). Por lo tanto, es necesario poder aproximar la variación de la intensidad luminosa a lo largo del ciclo diario. Esta variación aproximadamente sigue un patrón sinusoidal (Kirk, 1994), por lo que puede ser idealizada por una media función seno. Si asumimos que la Ec. (2.30) es válida, la tasa fotosintética sigue el patrón descrito en la Fig. 2.11 y puede ser representada por la función (Chapra, 1997)

$$P(t) = P_{\max}(\text{seno}[\omega(t - t_r)]) \quad t_r < t < t_s \tag{2.31a}$$

$$P(t) = 0 \quad \text{cualquier otro } t \tag{2.31b}$$

donde P_{\max} es la tasa fotosintética máxima ($mg L^{-1} d^{-1}$), t_r es el tiempo de la salida del sol (d), t_s es el tiempo de la puesta del sol (d), $\omega = \frac{\pi}{f' \tau}$ es la frecuencia angular, f' es la fracción del día sujeta a la luz a solar y $\tau =$ es el periodo diario (1 d, 24 h, etc., dependiendo de las unidades de tiempo utilizadas).

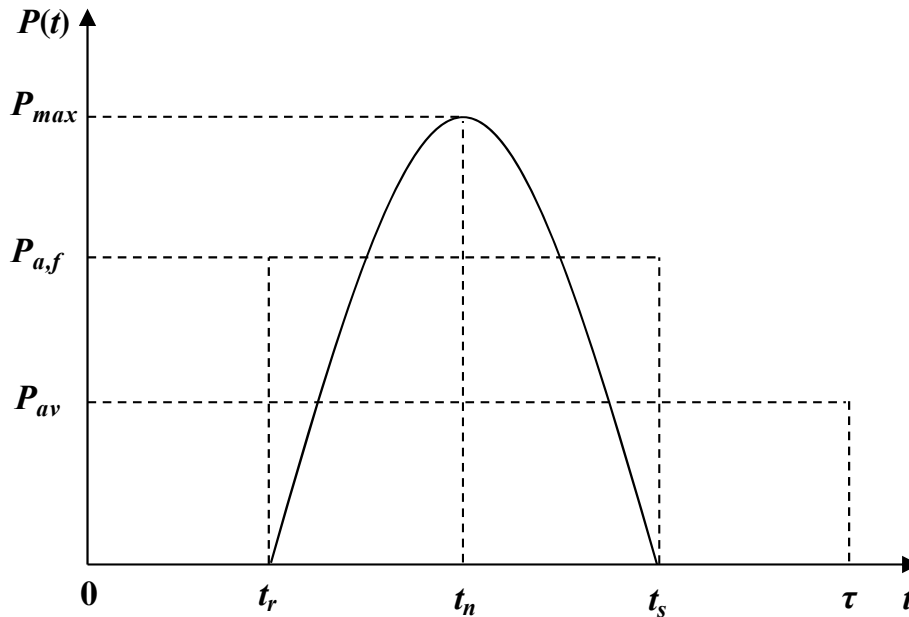


Fig. 2.11. Representación de la variación diaria de la fotosíntesis con una función sinusoidal

La fracción del día que tiene luz solar puede relacionarse a otros parámetros como

$$f' = \frac{t_s - t_r}{\tau} \quad (2.32)$$

y el mediodía solar (Fig. 2.11) puede calcularse como

$$t_n = \frac{t_r + t_s}{2} \quad (2.33)$$

A menudo es de gran interés caracterizar la producción fotosintética en aguas naturales como una tasa promedio diaria. La tasa fotosintética promedio durante las horas de luz puede ser calculada por

$$P_{a,f} = \frac{\int_0^{\tau} P(t) dt}{f' \tau} = P_{max} \frac{2}{\pi} \quad (2.34)$$

que multiplicada por la fracción de luz solar del día permite obtener la tasa fotosintética promedio en una base diaria

$$P_{av} = \frac{\int_0^{\tau} P(t)dt}{\tau} = P_{max} \frac{2f'}{\pi} \quad (2.35)$$

De acuerdo con las Ec. 2.34 y 2.35 se observa que la tasa promedio del fotoperiodo (de las horas de luz) representa un 63.66% de la tasa fotosintética máxima independientemente de la magnitud del fotoperiodo. Por su parte, el porcentaje de la tasa promedio diaria, respecto a la tasa máxima, puede variar dependiendo del fotoperiodo. Para un fotoperiodo de 12 h la tasa promedio diaria es un 31.83% de la máxima; porcentajes de 21.22 y 42.44% de la tasa máxima se obtienen para fotoperiodos de 8 y 6 h, respectivamente.

2.5.1 Efecto del metabolismo de plantas en los patrones de oxígeno disuelto

Dependiendo de la profundidad del sistema, dos tipos de plantas tenderán a crecer. En los ríos más profundos plantas que se encuentran flotando dentro de la columna de agua, llamadas fitoplancton, usualmente dominan y su distribución declina con la profundidad en relación con la disminución de penetración de la luz. Para corrientes poco profundas, en donde la luz puede alcanzar el fondo del río, la mayoría de biomasa de plantas corresponde a plantas que están en el sustrato del lecho del río. Estas pueden incluir macrófitos anclados o enraizados y poblaciones microflorales llamadas fitoperifitón (Fig. 2.12).

Ya que el proceso de fotosíntesis requiere de la energía solar, solo puede llevarse a cabo durante las horas de luz del día. Sin embargo, plantas y algas también llevan a cabo procesos respiratorios en los cuales consumen oxígeno. A diferencia de la fotosíntesis, este consumo por respiración se efectúa continuamente tanto en el día como en la noche. Como la fotosíntesis se detiene a

la puesta del sol, mientras que la respiración (tanto autótrofa como heterótrofa) continúa durante las horas de oscuridad, el nivel de OD tiende a caer en la tarde y la noche y a elevarse nuevamente al inicio del nuevo día, usualmente un poco antes o después de la salida del sol. Aunque tanto el nivel máximo como el mínimo de OD se presentan en diferentes momentos del día, dependiendo de las características de la corriente; usualmente la concentración máxima de OD se alcanza durante las horas de luz del día mientras que la concentración mínima se puede observar tanto en la noche como en horas de luz.

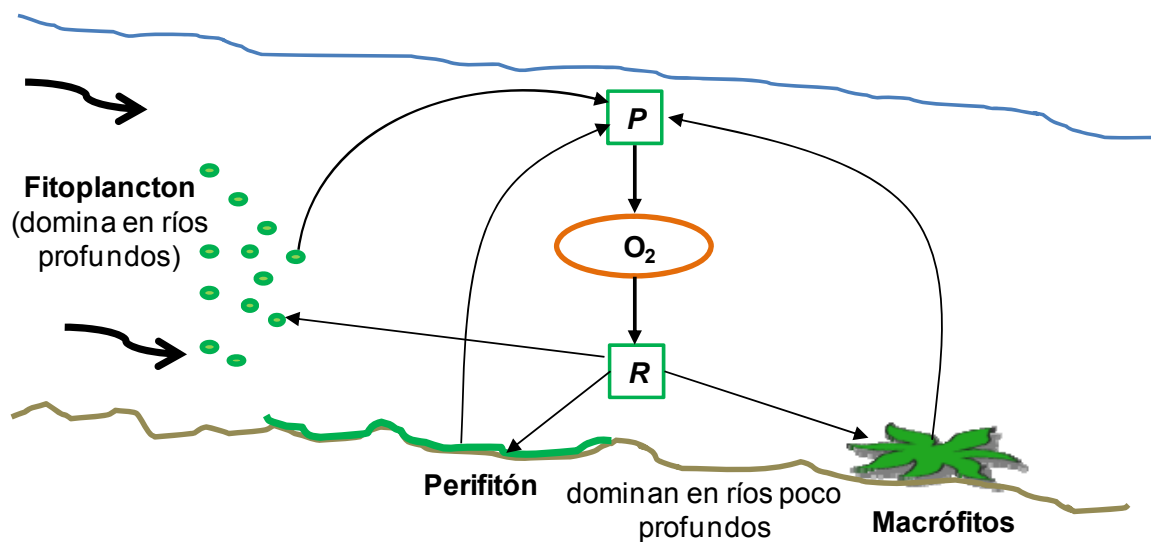


Fig. 2.12. Diferentes tipos de poblaciones de plantas en corrientes naturales.

En ríos caudalosos y profundos usualmente el OD mínimo se presenta poco después del alba y el OD máximo presenta un desplazamiento apreciable respecto al mediodía solar. En ríos de mediano caudal la tendencia es alcanzar el mínimo poco antes del amanecer y reducir el desplazamiento del OD máximo. La intensidad de estos efectos se acentúa a medida que disminuye la profundidad del río y aumenta su velocidad. En corrientes poco profundas se ha observado la mínima concentración de OD temprano en la noche, después de lo cual el OD se eleva lentamente y después rápidamente a la salida del sol. El máximo presenta

poco o ningún desplazamiento. Los principales patrones de los perfiles diarios de OD que se presentan en aguas naturales se presentan en las Fig. 2.13. a 2.15.

Variaciones diarias de la concentración de oxígeno pueden encontrarse en la mayoría de corrientes naturales. Típicamente, fluctuaciones de oxígeno disuelto cercanas a la concentración de saturación e incluso rebasando dicha concentración durante las horas de luz indican aguas relativamente saludables. Por contraste una marcada depresión de oxígeno por debajo de la concentración de saturación indica que la corriente está recibiendo agua residual no tratada o una excesiva cantidad de nutrientes de fuentes no puntuales. Además de ser un importante indicador que describe la salud general de los cuerpos de agua, la fotosíntesis puede usarse para estimar el metabolismo de la comunidad de una corriente de agua en términos de las tasas de respiración y fotosíntesis neta (Wilcock, 1986).

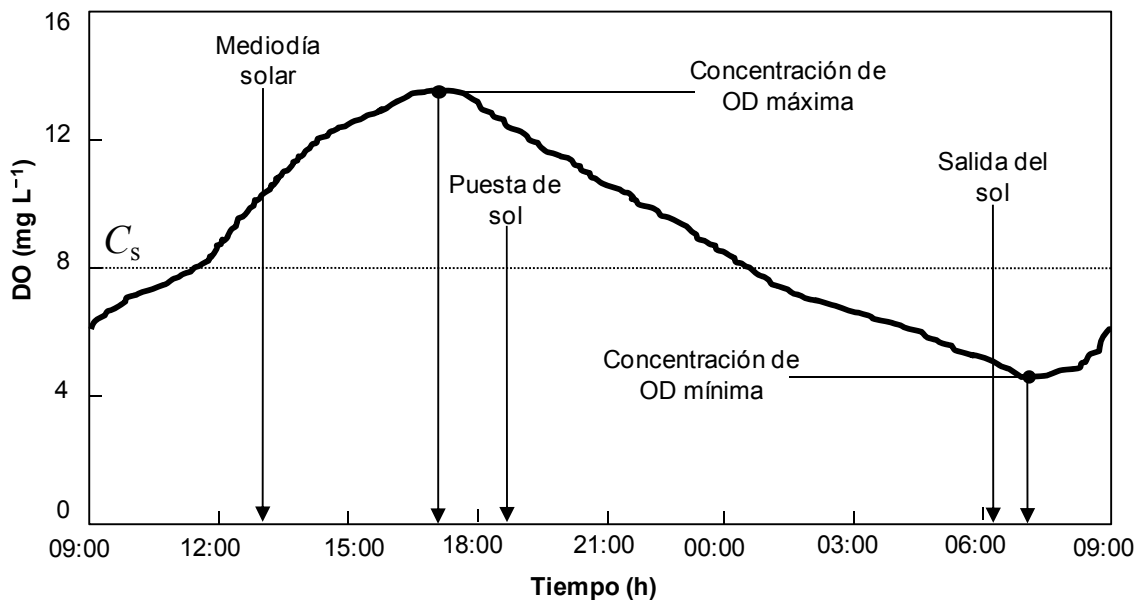


Fig. 2.13. Perfil de OD en un ciclo diario usual en ríos caudalosos y profundos.

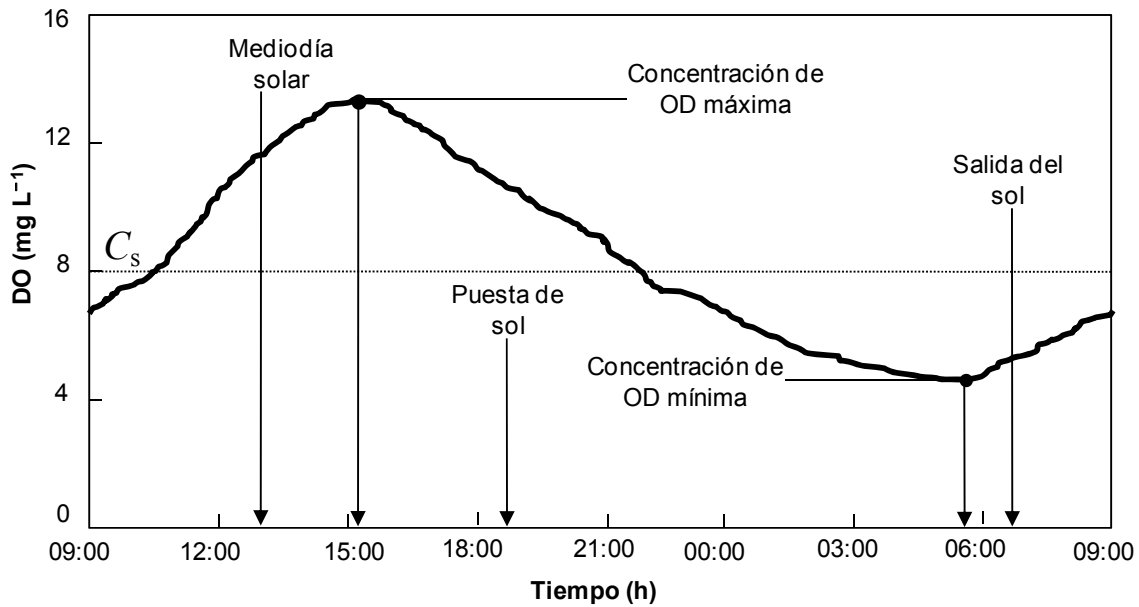


Fig. 2.14. Perfil de OD en un ciclo diario usual en ríos de mediano caudal.

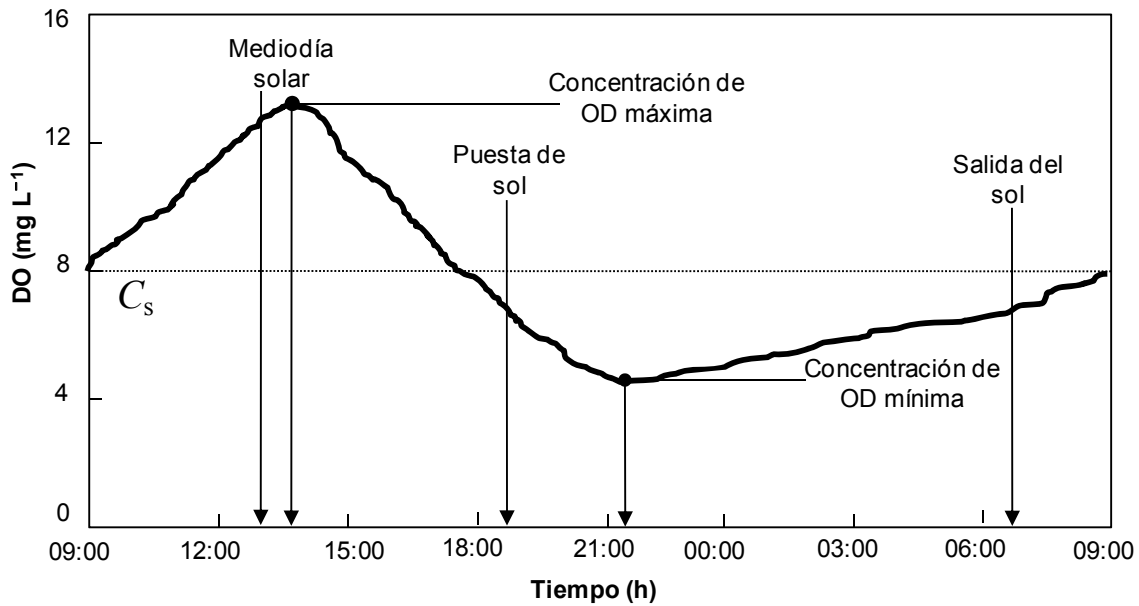


Fig. 2.15. Perfil de OD en un ciclo diario usual en ríos pequeños y poco profundos.

2.5.2 Métodos experimentales de determinación de fotosíntesis y respiración

Existen varios métodos que se han desarrollado para estimar la cantidad de oxígeno producido y consumido por el metabolismo de las plantas. Los más utilizados son descritos a continuación.

2.5.2.1 Bote iluminado y oscuro

Este método se basa en la idea de privar a las plantas de la luz solar y, en el mismo periodo de tiempo, exponerlas a la luz. Para poder obtener mediciones de OD es necesario mantener las plantas en un ambiente cerrado, lo más cercano a su entorno natural.

El método consiste en la colocación de muestras de agua de la corriente en diversos botes o recipientes. Un set de los botes consiste de material claro que permite el paso de luz mientras que el otro set de botes está cubierto o es de un material que impide el paso de la luz (Fig. 2.16). El set de botes que permiten el paso de luz se denomina “iluminado” mientras que el que no lo permite se llama “oscuro”. La concentración de OD se mide al inicio de la prueba en cada uno de los botes, después de los cual se sellan y se colocan dentro del cuerpo del agua. Un tiempo después los botes se sacan y nuevamente se mide la concentración de OD. La diferencia entre los niveles de oxígeno se puede entonces usar para calcular las tasas de fotosíntesis y respiración. La tasa de fotosíntesis neta se puede obtener con

$$P_{net} = \frac{O_{if} - O_{li}}{t} \quad (2.36)$$

en donde P_{net} es la tasa fotosintética neta ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$), O_{li} es la concentración de OD inicial en el bote iluminado (mg L^{-1}), O_{if} es la concentración de OD final en el bote iluminado (mg L^{-1}) y t es el periodo de tiempo transcurrido entre la medición inicial y la final (d). La tasa fotosintética neta está definida por

$$P_{net} = P_b - R_b \quad (2.37)$$

donde P_b denota la tasa fotosintética en el bote ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$) y R_b es la tasa de respiración en el bote ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$).

Los sufijos indican que las tasas estimadas por este método son diferentes de aquellas que tienen lugar en la corriente debido principalmente a las diferentes condiciones de turbulencia. Es importante recordar que el término de respiración aquí no solo refleja la respiración de las plantas sino también otros procesos que consumen oxígeno tales como la respiración de la comunidad heterotrófica que, en aguas naturales, suelen ser menores.

La respiración en el bote oscuro puede ser determinada de manera similar a lo anterior

$$R_b = \frac{O_{di} - O_{df}}{t} \quad (2.38)$$

en donde O_{di} es la concentración de OD inicial en el bote oscuro (mg L^{-1}) y O_{df} es la concentración de OD final en el bote oscuro (mg L^{-1}). Para poder calcular la tasa de fotosíntesis, P_b , con la Ec. (2.37) es necesario que el tiempo de incubación que se utiliza en las Ec. (2.36) y (2.38) sea el mismo, es decir, que el periodo de tiempo sea igual para los botes iluminado y oscuro.

Una alternativa que se puede seguir para obtener exclusivamente la respiración de las plantas en las Ec. 2.37 y 2.38 es restar la DBO filtrada al resultado obtenido mediante el bote oscuro (Chapra, 1997; Thomann y Mueller, 1987). Lamentablemente esto no garantiza obtener la respiración por plantas ya que organismos heterótrofos de la comunidad y materia orgánica biodegradable pueden quedar detenidos en el filtro. Sin embargo, como ya se ha mencionado, en

corrientes naturales poco afectadas la contribución por descomposición al término de respiración será pequeña.

Los resultados que se obtienen en un experimento de bote iluminado y oscuro son tasas promedio para el periodo de tiempo del estudio. Sin embargo, la tasa fotosintética varía de acuerdo al modelo sinusoidal. Para obtener la tasa máxima se puede efectuar una integración de la Ec. 2.31 entre el inicio y el final del experimento e igualando a la tasa fotosintética multiplicada por el periodo de tiempo

$$\int_{t_1}^{t_2} P_{\max} \operatorname{seno} \left[\frac{\pi}{f' \tau} (t - t_r) \right] dt = P_b (t_2 - t_1) \quad (2.39)$$

donde t_1 es el tiempo de inicio del experimento (d) y t_2 es el tiempo de finalización del experimento (d). El lado izquierdo puede integrarse y resolverse para

$$P_{\max} = P_b (t_2 - t_1) \frac{f' \tau}{\pi \left\{ \cos \left[\frac{\pi}{f' \tau} (t_1 - t_r) \right] - \cos \left[\frac{\pi}{f' \tau} (t_2 - t_r) \right] \right\}} \quad (2.40)$$

Una vez obtenida la tasa máxima, la Ec. (2.35) puede ser usada para obtener la tasa fotosintética promedio.

Hay diferentes maneras en que el principio del bote iluminado y oscuro se puede aplicar (Fig. 2.16). Para obtener estimaciones de la contribución de las plantas del fondo, especialmente importante en corrientes poco profundas, se pueden utilizar cámaras situadas en el fondo del río. Estas cámaras necesariamente requieren mantener una sonda para medir el OD. Algunas sondas pueden mantener un registro continuo de la concentración de OD en la cámara. Para sistemas profundos, es necesario colocar un arreglo de botes para determinar la variación de la tasa fotosintética debido a la extinción de luz. La

información de estos arreglos puede ser integrada para obtener una tasa fotosintética promedio.

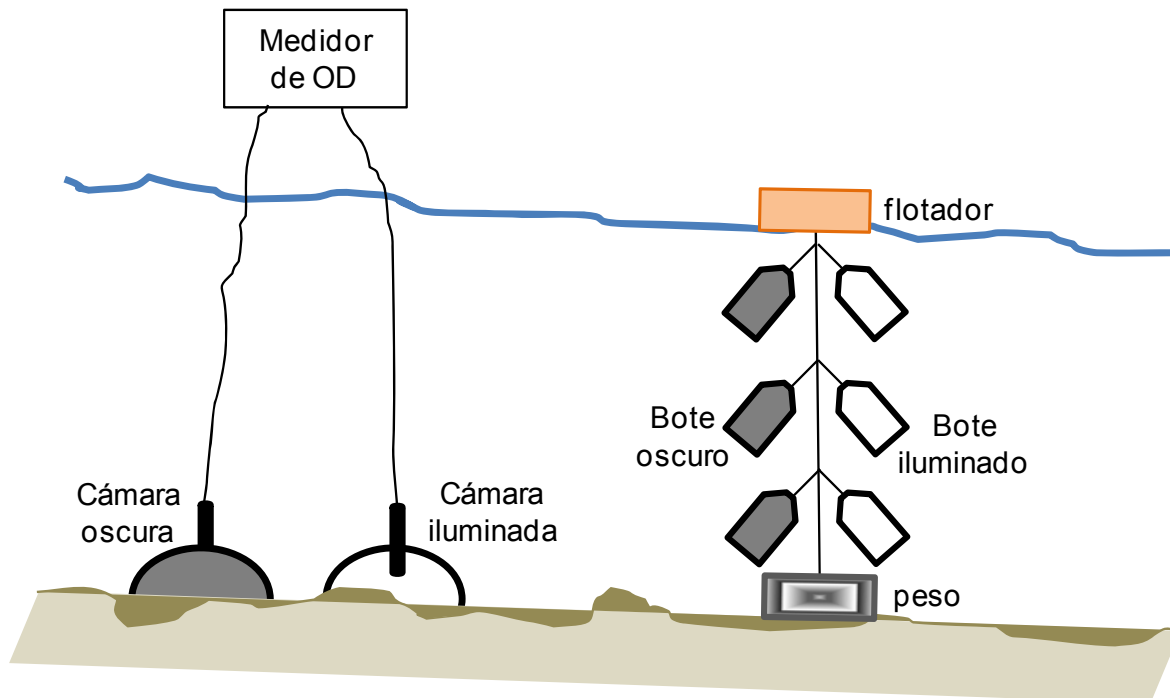


Fig. 2.16. Arreglo de botes y cámaras oscuros e iluminados para medir la producción fotosintética de oxígeno.

2.5.2.2 Determinación de fotosíntesis por medición de biomasa (Chla)

Esta técnica utiliza mediciones de clorofila *a* (Chla) en el agua como representativas de la cantidad de biomasa de plantas. Esas mediciones pueden utilizarse para predecir la producción fotosintética de oxígeno. Sin embargo, debe recordarse que la fotosíntesis depende de numerosos factores como la luz, la profundidad, la disponibilidad de nutrientes y otros que ya han sido mencionados. Por lo tanto, las estimaciones por mediciones de clorofila *a* solo pueden dar un valor aproximado. Si los nutrientes no son limitantes, la tasa de producción fotosintética promedio diaria puede calcularse por

$$P_{av} = a_{op} g_{max} 1.066^{T-20} a_p G_I \quad (2.41)$$

donde a_{op} es la razón de oxígeno producido por unidad de biomasa expresada en clorofila *a* (mgOD μgChla^{-1}), cuyo rango usual es de 0.1 a 0.3 (Thomann y Mueller, 1987), G_{max} es la tasa máxima de crecimiento del fitoplancton (d^{-1}), T es la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), a_p es la clorofila del fitoplancton ($\mu\text{g L}^{-1}$) y G_I es el factor de atenuación de luz por profundidad y por día (adimensional) dado por

$$G_I = \frac{2.718f'}{k_e H} (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_0}) \quad (2.42)$$

donde

$$\alpha_1 = \frac{I_a}{I_s} e^{-k_e H} \quad (2.43)$$

y

$$\alpha_{01} = \frac{I_a}{I_s} \quad (2.44)$$

en donde k_e es el coeficiente de extinción de luz (d^{-1}), I_a es la radiación solar promedio durante el día en langleys por día (ly d^{-1}) y I_s es la intensidad luminosa a la que el fitoplancton crece a su tasa máxima

El uso de la aproximación dada por la Ec. (2.41) requiere mediciones de clorofila, intensidad de luz y las mediciones usuales de temperatura y profundidad. El factor de atenuación de luz en la Ec. (2.41) modifica las condiciones óptimas de

saturación de luz para el fitoplancton. Un valor de 1 para este factor representa la producción de oxígeno a niveles óptimos de luz, entonces

$$P_s = a_{op} G_{\max} 1.066^{T-20} a_p \quad (2.45)$$

$$P_{av} = P_s G_I \quad (2.46)$$

donde P_s es la tasa fotosintética en condiciones óptimas o de saturación de luz ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$). Una regla heurística para obtener la tasa de producción de oxígeno en condiciones óptimas (Thomann y Mueller, 1987) considera $a_{op} = 0.125 \text{ mg L}^{-1}$, $G_{\max} = 2 \text{ d}^{-1}$ y $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$, con lo que

$$P_s = 0.25a_p \quad (2.47)$$

La respiración puede relacionarse con las mediciones de clorofila *a* por

$$R = a_{op} k_{ra} 1.066^{T-20} a_p \quad (2.48)$$

lo cual para $a_{op} = 0.25 \text{ mg L}^{-1}$, $k_{ra} = 0.1 \text{ d}^{-1}$ y $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$ proporciona otra regla de uso común citada a menudo (Thomann y Mueller, 1987)

$$R = 0.025a_p \quad (2.49)$$

2.6 Materia Orgánica Biodegradable

El desarrollo de las actividades humanas tiene asociada inherentemente la generación de desechos, gran cantidad de los cuales termina como agua residual. El principal contaminante presente en la mayoría de aguas residuales municipal es la materia orgánica (Henze, 2008). La cantidad y tipo de las aguas residuales producidas en casa habitación depende en gran manera del comportamiento, estilo de vida y nivel socioeconómico de sus habitantes. También influye el marco técnico, legal y educativo en el que están formados.

La mayor parte del material orgánico es biodegradable y sirve como una fuente de energía para organismos heterotróficos (bacterias y animales). El ciclo puede representarse de manera simplificada, en términos químicos, por la siguiente expresión:



Puede observarse que esta ecuación es la forma reversa de proceso de fotosíntesis. De acuerdo con esta reacción, la materia orgánica (glucosa por ejemplo) es degradada en las reacciones de respiración y descomposición, consumiendo oxígeno en el proceso y generando, como productos últimos de una oxidación completa, dióxido de carbono y agua.

En aguas superficiales que reciben descargas de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica el proceso de consumo de oxígeno es mucho más complicado que el descrito en la Ec. (2.50). En principio, la materia presente en las descargas no está constituida solo por glucosa, sino por una enorme cantidad de compuestos orgánicos. Por lo tanto, para una aproximación rigurosa, se tendrían

que caracterizar las concentraciones de las miríadas de compuestos orgánicos presentes en cada muestra de agua residual. Después habría que establecer la estequiometría de descomposición para cada reacción y, como cada compuesto se degrada a diferente velocidad, determinar la velocidad de descomposición para cada componente. Abordar el problema con tan riguroso enfoque es, obviamente, impráctico.

Una aproximación más útil, para su implementación en modelos de calidad del agua, sencillamente deja de lado la composición del agua residual y se centra en el análisis del oxígeno consumido en cierto periodo de tiempo por una muestra de agua. La cantidad resultante fue bautizada como demanda bioquímica de oxígeno o DBO. Otro parámetro utilizado a menudo para determinar la materia orgánica presente en aguas residuales es la DQO. Aunque el análisis de DQO mide a través de la oxidación química la mayor parte del material orgánico presente y es más rápido, la DBO es el principal estándar para medir la materia orgánica en las corrientes naturales. Esto es debido a que los sistemas naturales y las plantas de tratamiento biológico no poseen las condiciones extremas utilizadas en la determinación de la DQO. Por lo tanto, para poder estimar la degradación que se lleva a cabo en sistemas naturales es necesario medir la DBO, ya que esta representa la cantidad de oxígeno usada para la oxidación de la parte de contaminantes que son capaces de biodegradar los microorganismos.

Para analizar la cinética de degradación considérese el sistema de una muestra de agua confinada en un recipiente cerrado (Fig. 2.17) en el cuál hay oxígeno en exceso para degradar toda la materia orgánica presente en el agua. Se puede definir una variable L (mg L^{-1}) que representa la cantidad de materia orgánica oxidable en el bote, expresada como la cantidad de oxígeno necesaria para degradarla. Puesto que no hay contacto con la atmósfera, no habrá ingreso

de oxígeno y mientras transcurre el tiempo se irán agotando tanto el OD como L . Un balance de masa para L en el sistema se puede escribir como

$$V \frac{dL}{dt} = -k_1 VL \quad (2.51)$$

donde V es el volumen del recipiente (L) y k_1 es la constante de velocidad de descomposición (d^{-1})

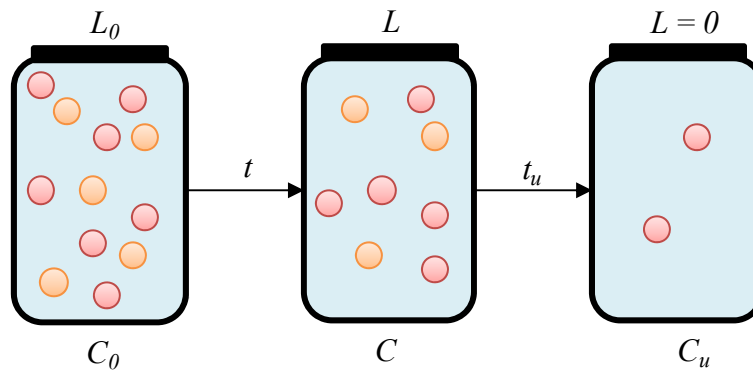


Fig. 2.17. Progresión de la oxidación de materia orgánica en el tiempo en un recipiente sellado. Los círculos naranja representan equivalentes de L mientras que los rojos representan los equivalentes de OD necesarios para oxidar un equivalente de materia orgánica.

Si la cantidad inicial de materia orgánica es L_0 (ver Fig. 2.17), la Ec. 2.51 puede resolverse de manera que

$$L = L_0 e^{-k_1 t} \quad (2.52)$$

El oxígeno consumido durante el proceso de descomposición puede ser definido como

$$y = L_0 - L \tag{2.53}$$

o sustituyendo la Ec. 2.52

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 t}) \tag{2.54}$$

donde y es la DBO (mg L^{-1}). De la expresión anterior, podemos ver que L_0 puede ser definido como la concentración inicial de materia orgánica presente (expresada en unidades de concentración de oxígeno) o como la DBO última (DBOu), es decir, la demanda o cantidad de oxígeno que se requeriría para degradar el contenido de materia orgánica inicial por completo (Fig. 2.17 y 2.18).

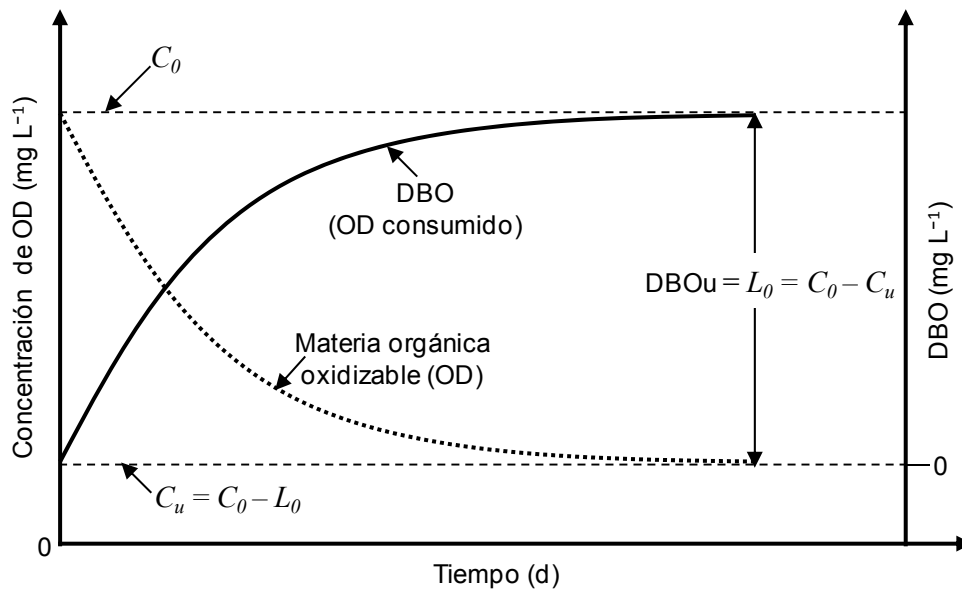


Fig. 2.18. progresión de la materia orgánica y el oxígeno consumido en su degradación para un sistema cerrado

Un balance de masa se puede escribir también para la concentración de OD, relacionándola con la materia orgánica inicial

$$V \frac{dC}{dt} = -k_1 V L_0 e^{-k_1 t} \quad (2.55)$$

Si se define la concentración inicial de oxígeno como C_0 la Ec. 2.53 se resuelve para dar

$$C = C_0 - L_0(1 - e^{-k_1 t}) \quad (2.56)$$

De acuerdo con esta ecuación, el nivel original de oxígeno en el recipiente decaerá exponencialmente y se aproximará asintóticamente a una concentración que será igual a la concentración inicial de OD menos la cantidad inicial de materia orgánica, esto es

$$C \rightarrow C_0 - L_0 \quad (2.57)$$

Por lo que la concentración final de OD en el bote, C_u será

$$C_u = C_0 - L_0 \quad (2.58)$$

o, lo que es lo mismo, la cantidad inicial de materia orgánica está dada por

$$L_0 = C_0 - C_u \quad (2.59)$$

El modelo desarrollado hasta aquí para la estimación de la DBO se basa en la suposición de una cinética de primer orden. Tal aproximación es, en alguna extensión, semiempírica. Sin embargo, datos experimentales obtenidos en

diversas corrientes naturales han demostrado que es una aproximación bastante buena en la práctica (Thomann y Mueller, 1987).

Para investigar el impacto de la cinética de descomposición y la reaireación podemos agregar el término de reaireación a la Ec. 2.55

$$V \frac{dC}{dt} = -k_1VL + k_aV(C_s - C) \quad (2.60)$$

Recordando la definición del déficit de OD se puede establecer que

$$\frac{dD}{dt} = -\frac{dC}{dt} \quad (2.61)$$

Lo cual se puede sustituir en la Ec. 2.60 para dar

$$V \frac{dD}{dt} = k_1VL + k_aVD \quad (2.62)$$

Suponiendo las condiciones iniciales como $L = L_0$ y $D_0 = 0$ en $t = 0$ tenemos

$$D = \frac{k_1L_0}{k_a - k_1} (e^{-k_1t} - e^{-k_at}) \quad (2.63)$$

Las curvas para el OD y el déficit para diferentes valores de k_a se pueden observar en la Fig. 2.19. De la Ec. (2.63) y la Fig. 2.18 se puede observar que el tiempo en que se presentará la concentración mínima de OD (déficit máximo) depende de los coeficientes de reaireación y de degradación. De manera general, el aumento en cualquiera de estos parámetros disminuirá el tiempo requerido para alcanzar el mínimo OD. En segundo término, la Ec. (2.63) muestra

que la magnitud del déficit máximo está relacionada linealmente con la constante de descomposición y la cantidad de materia orgánica inicial. Por esto, aunque el efecto sobre el tiempo en que se alcanza el OD mínimo es similar al variar k_1 o k_a , la magnitud del mínimo se ve mucho más afectada por k_1 (Fig. 2.19).

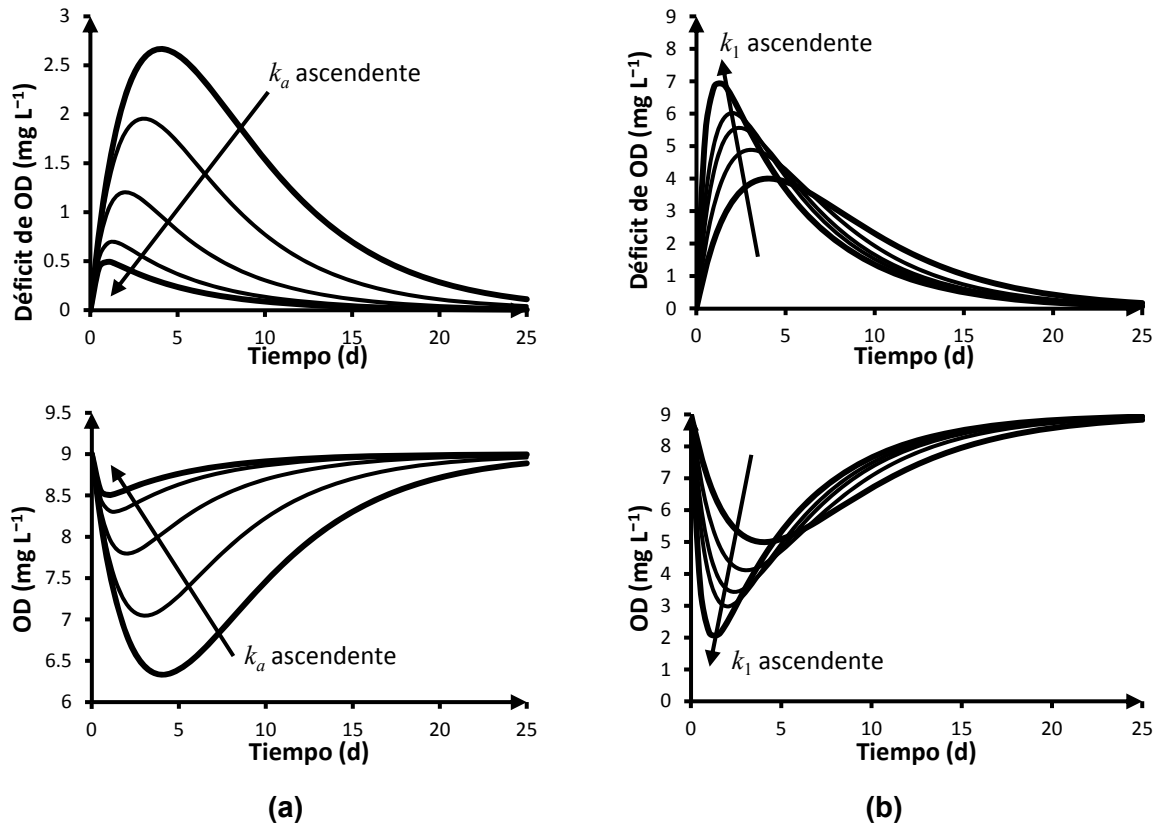


Fig. 2.19. Déficit y OD, (a) para diferentes valores de k_a con k_1 constante y (b) para diferentes valores de k_1 con k_a constante.

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

3.1 Descripción del sitio

El estudio fue llevado a cabo en el Río Chiquito, perteneciente a la cuenca del Lago de Cuitzeo (código RH12-Gb) en la región hidrológica Lerma-Santiago, en Morelia, Michoacán, México (INEGI, 2013). El área de drenado de la corriente es aproximadamente 83.7 km² y su longitud total es de aproximadamente 22.2 km. La parte baja del río tiene alrededor de 12 km de longitud. Los primeros 5 km fluyen a través de un área natural protegida suburbana de 299 ha, situada en el borde suroeste de la ciudad de Morelia, mientras que los 7 km remanentes fluyen en la zona urbana de la ciudad, se unen al Río Grande y, eventualmente, descargan en el Lago de Cuitzeo.

Un sitio de monitoreo continuo de OD (Latitud: 19°40'51" N. Longitud: 101°9'28" O) se seleccionó dentro del segmento del río justo antes de que la corriente entre a la zona urbana (Fig 3.1) para obtener las curvas diarias de la dinámica de OD. La conveniencia de este sitio incluye un lugar relativamente seguro para realizar las mediciones. Se encuentra muy cerca de la entrada de las oficinas del campo de golf del club campestre, en la cual hay porteros las 24 horas del día. Aunado a lo anterior esta es la zona de mayor relevancia para el estudio de las características y la evaluación del estado general de la corriente en el área suburbana y justo antes de que se reciban las primeras descargas residuales de la zona urbana. La corriente es clara, pequeña y de baja profundidad la mayor parte de la estación seca y presenta variaciones en el flujo, turbidez y sólidos sedimentables durante la estación lluviosa. El sustrato de la corriente está compuesto por rocas y roca madre. Estas características impiden el uso de métodos convencionales para estimar las tasas de fotosíntesis y respiración. El uso del suelo en la zona suburbana es mayormente recreativo y, aparentemente, no tiene mayor actividad agrícola, aunque algunas actividades pecuarias tienen lugar.

3.2 Mediciones de OD y temperatura

El OD y la temperatura fueron medidos a alta frecuencia: cada 20 o 5 minutos, dependiendo del periodo de estudio. Los monitoreos se llevaron a cabo en diferentes ocasiones (indicadas en los resultados correspondientes) abarcando diferentes periodos de tiempo a lo largo de diferentes estaciones. Dependiendo de la disponibilidad de equipo, las mediciones fueron efectuadas con un medidor y sonda de la marca Hach, modelo Sension6 o con un equipo de sonda de uso rudo y medidor automáticos HQ40 Intellical de medición óptica, también de la marca Hach. Ambos equipos fueron calibrados debidamente de acuerdo a las instrucciones del fabricante.

3.3 Medición de parámetros hidráulicos.

Para determinar la velocidad y la profundidad promedio se utilizó un método integral para la sección transversal. Mediciones de profundidad y sus correspondientes velocidades son tomadas a diferentes puntos igualmente espaciados en la sección (Fig 3.2). La profundidad promedio y el área trasversal se estiman por medio de la siguiente integración

$$A_c = \int_0^B z(x) dx \quad (3.1)$$

y

$$H = \frac{A_c}{B} \quad (3.2)$$

donde A_c es el área transversal (m^2), x es la distancia medida a lo ancho del río (m), $z(x)$ es la profundidad medida en un punto x (m) y B es el ancho del río (m).

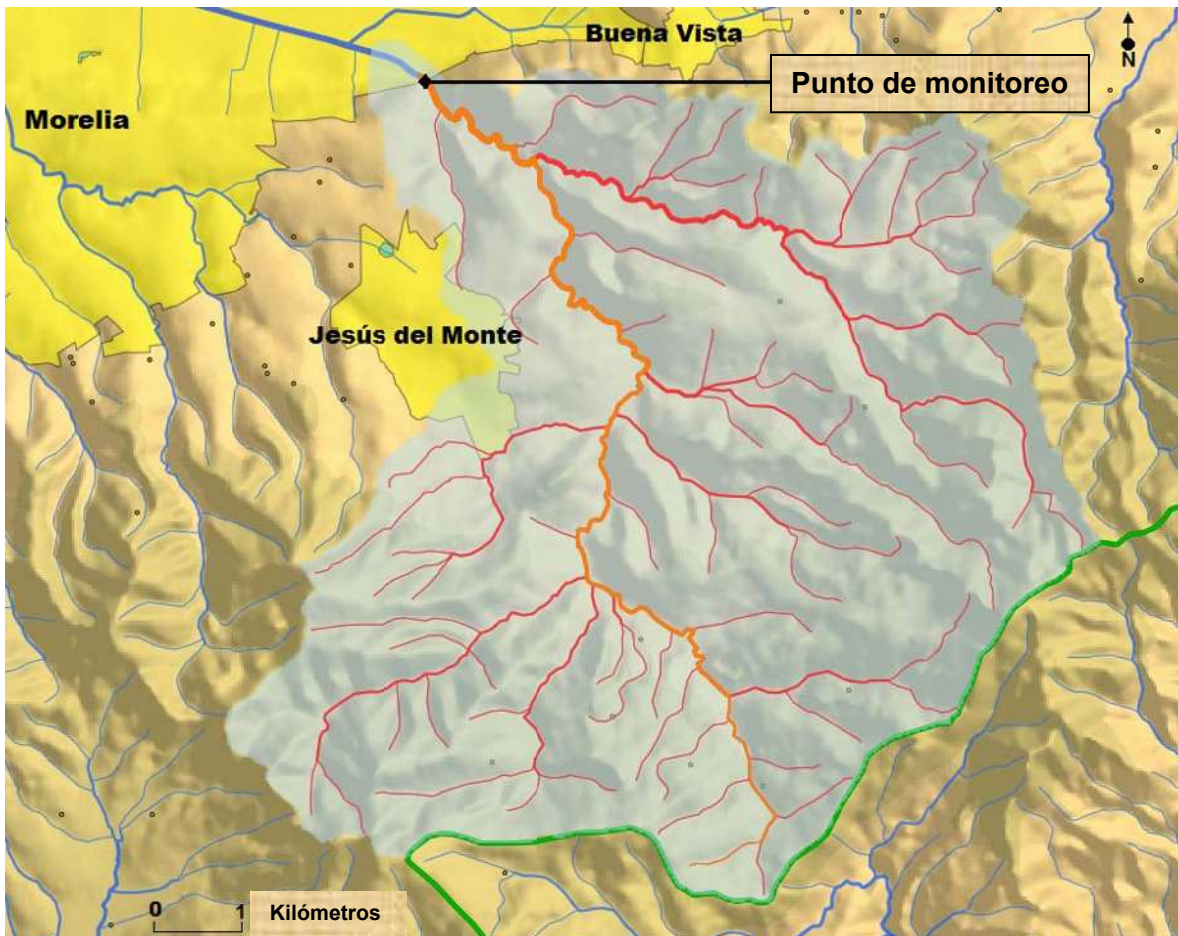


Fig. 3.1. Sitio de estudio y punto de medición de OD y temperatura en la zona suburbana del Río Chiquito de Morelia. Anaranjado: Río Chiquito. Rojo: tributarios del Río Chiquito. Gris: área de drenaje. Verde: división de regiones hidrográficas. Amarillo: zonas urbanas. Puntos pequeños: asentamientos rurales. Imagen generada y modificada a partir del simulador SIATL (INEGI, 2013).

Diferentes elecciones se pueden hacer para medir la velocidad a una profundidad dada en cada punto. En una base matemática, las mejores selecciones de la profundidad a la que la velocidad es medida en cada punto para proporcionar valores promedio en el punto correspondiente son (Chapra, 1997)

- Para profundidades mayores a 0.61 m las velocidades son medidas al 20% y al 80% de la profundidad total.
- Para profundidades menores a 0.61 m una sola medición de la velocidad se toma para cada punto de x al 60% de la profundidad total.

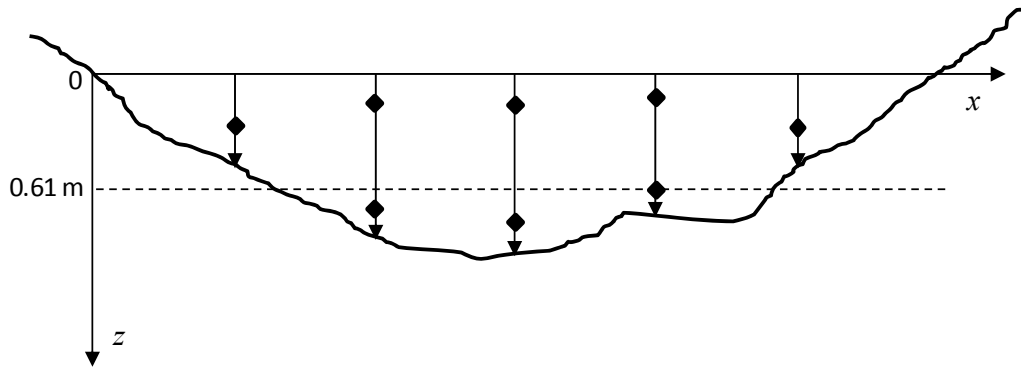


Fig. 3.2. Sección transversal y puntos de medición de velocidad y profundidad para determinar U y H .

Una vez que la velocidad promedio para cada punto de la sección es derivada, los valores pueden ser integrados en conjunto con las profundidades para obtener el flujo medio

$$Q = \int_0^B \bar{U}(x)z(x)dx \quad (3.3)$$

donde $\bar{U}(x)$ = velocidad promedio en el punto x (m s^{-1}). Por último se calcula la velocidad promedio con

$$U = \frac{Q}{A_c} \quad (3.4)$$

3.4 Medición de parámetros generales de calidad del agua.

Adicionalmente al oxígeno disuelto algunos parámetros generales de calidad del agua fueron determinados. La turbidez fue medida con un colorímetro portátil DR/850 marca Hach calibrado según las instrucciones del fabricante. La DBO, la conductividad, el análisis general de sólidos y el nitrógeno total Kjeldahl (NTK) fueron determinados siguiendo métodos estándar para la examinación de aguas (APHA, 1998).

3.5 Análisis dinámico de OD

La mayoría de los métodos para el análisis dinámico del OD se basan en la ecuación general de balance de masa para corrientes naturales en donde la variación espacial de OD no es significativa. En tal caso la Ec. 2.1 se puede expresar como (Chapra y Di Toro, 1991; O'Connor y Di Toro, 1970)

$$\frac{dD}{dt} = R - k_a D - P(t) \quad (3.5)$$

La Ec. (3.5) también implica cambios nulos o despreciables en la temperatura, la concentración de saturación, respiración y reaireación a lo largo del ciclo diario. Las concentraciones de saturación fueron determinadas de acuerdo a la sociedad americana para la salud pública (APHA, 1998). Para el análisis de los datos obtenidos, los llamados métodos nocturnos no fueron utilizados debido al pobre desempeño de los tales para casos en que el déficit tenga poca variación en la noche. Métodos que incluyen la radiación incidente tampoco se implementaron, ya que no se tienen datos disponibles de esta variable. Previendo una variación significativa de la temperatura en la corriente bajo estudio y para una estimación confiable de las tasa de fotosíntesis, respiración y reaireación, se implementó el método con funciones de corrección para la temperatura en conjunto con los métodos delta y de valores extremos. Estos métodos se describen en las secciones siguientes.

3.5.1 Método Delta

Chapra y Di Toro (1991) sugirieron que la fotosíntesis puede ser aproximada por una media función seno durante las horas de luz del día y como cero durante la noche

$$P(t) = P_{\max} \sin\left(\frac{\pi t}{f}\right) \quad 0 \leq t \leq f \quad (3.6a)$$

$$P(t) = 0 \quad f \leq t \leq \tau \quad (3.6b)$$

donde f es el fotoperiodo (h o d). La tasa fotosintética promedio puede ser obtenida por

$$P_{av} = P_{\max} \left(\frac{2f}{\pi\tau}\right) \quad (3.7)$$

Ellos también obtuvieron una solución por segmentos para la Ec. (3.5) tomando el tiempo cero a la salida del sol

$$D(t) = \frac{R}{k_a} - \sigma \left[\sin\left(\frac{\pi t}{f} - \theta\right) + \gamma e^{-k_a t} \right], \quad 0 \leq t \leq f \quad (3.8a)$$

$$D(t) = \frac{R}{k_a} - \sigma \left[\sin(\theta) + \gamma e^{-k_a f} \right] e^{-k_a(t-f)}, \quad f \leq t \leq \tau \quad (3.8b)$$

donde

$$\sigma = \frac{P_{\max}}{\sqrt{k_a^2 + \left(\frac{\pi}{f}\right)^2}}, \quad \theta = \tan^{-1}\left(\frac{\pi}{k_a f}\right), \quad \gamma = \sin(\theta) \left(\frac{1 + e^{-k_a(\tau-f)}}{1 - e^{-k_a\tau}} \right) \quad (3.9)$$

El análisis de la solución presentada en la Ec 3.8 muestra que tiene tres características fundamentales: el desplazamiento vertical medio, el rango vertical y el desplazamiento horizontal. El desplazamiento vertical medio de la curva entera está gobernado por la interacción entre la reaireación, producción primaria y respiración. El rango vertical está dado por la reaireación y la variación temporal

de la fotosíntesis. Finalmente, el desplazamiento en el tiempo entre el tiempo del déficit mínimo y el mediodía solar es estrictamente una función del coeficiente de reaeración. Estas observaciones permiten desarrollar un método para estimar la reaeración, la fotosíntesis y la respiración de manera secuencial utilizando los parámetros principales en una curva diaria de OD (Fig. 3.3).

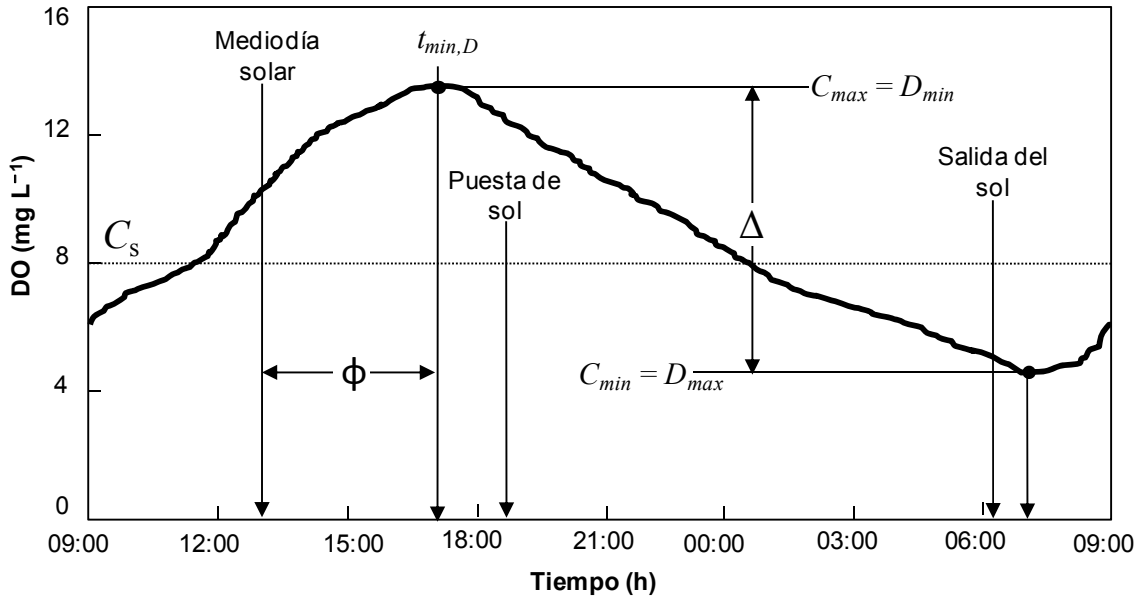


Fig. 3.3. Parámetros principales en una curva diaria de OD.

El método delta consiste en una solución numérica presentada en una forma gráfica (Chapra y Di Toro, 1991) que correlaciona k_a , P_{av} y R a propiedades básicas de las curvas diarias de OD (Fig. 3.3) de tal manera que, para un fotoperiodo dado, k_a puede ser estimado a partir del desplazamiento (ϕ) del tiempo en que se da el déficit mínimo ($t_{min,D} = \phi + 0.5f$) y el medio día solar; P_{av} puede ser estimada a partir del valor obtenido para k_a en conjunto con el rango vertical (Δ) y, finalmente, R puede ser calculada a partir de los valores obtenidos para k_a y P_{av} usando

$$R = P_{av} + k_a \bar{D} \quad (3.10)$$

donde \bar{D} = déficit de OD diario promedio (mg L⁻¹)

A fin de evitar la incertidumbre asociada a la lectura visual de la solución gráfica presentada por Chapra y Di Toro (1991) se ha implementado la solución numérica de la ecuación trascendental presentada por McBride (2002) para el cálculo de k_a con ϕ

$$\pi \cos \left[\pi \left(\frac{1}{2} + \frac{\phi}{f} \right) - \theta \right] - f k_a \gamma e^{-k_a(\phi+f/2)} = 0 \quad (3.11)$$

y para la determinación del cociente P_{av} / Δ la expresión provista por McBride y Chapra (2005) fue modificada para este análisis de manera que pueda ser aplicable a sistemas en los que el déficit máximo ocurre en las horas de la noche

$$\frac{\Delta}{P_{av}} = \frac{\pi \tau \delta_N}{2f \sqrt{k_a^2 + (\pi/f)^2}} \quad (3.12)$$

donde

$$\delta_N = \sin \left(\frac{\pi t_{\min D}}{f} - \theta \right) + \gamma e^{-k_a t_{\min D}} - \left(\sin \theta + \gamma e^{-k_a f} \right) e^{-k_a (t_{\max D} - f)} \quad (3.13)$$

y $t_{\max D}$ es el tiempo en que se presenta el déficit máximo. Los valores para P_{av} / Δ obtenidos con las Ec. (3.12) y (3.13) están en excelente concordancia con las gráficas provistas para el método delta (Chapra y Di Toro, 1991; McBride y Chapra, 2005).

3.5.2 Método de los valores extremos

El método de los valores extremos (MVE) (Wang y col., 2003) se basa en los valores máximo y mínimo que se presentan en un ciclo diario de 24 horas. El MVE requiere un valor de k_a que sea conocido o previamente calculado por otros medios. Sin embargo el método provee una forma fácil y rápida para estimar la fotosíntesis y la respiración que es útil para propósitos de comparación.

Este método fue desarrollado para corrientes en las cuales la concentración mínima de OD se presenta en la noche y efectúa balances precisamente en los valores extremos de la curva diaria de OD, los cuales corresponden a las concentraciones de OD máxima y mínima. En la Fig. 3.4 se puede apreciar que el OD llega al punto de concentración máxima o déficit mínimo, A, en el cual la concentración de OD cambia de un incremento a un decremento. Por otro lado, en el punto de concentración mínima o déficit máximo, B; el OD cambia de un decremento a un incremento. La tasa o rapidez de variación de la concentración de OD, dC/dt , es igual a cero en estos dos puntos extremos.

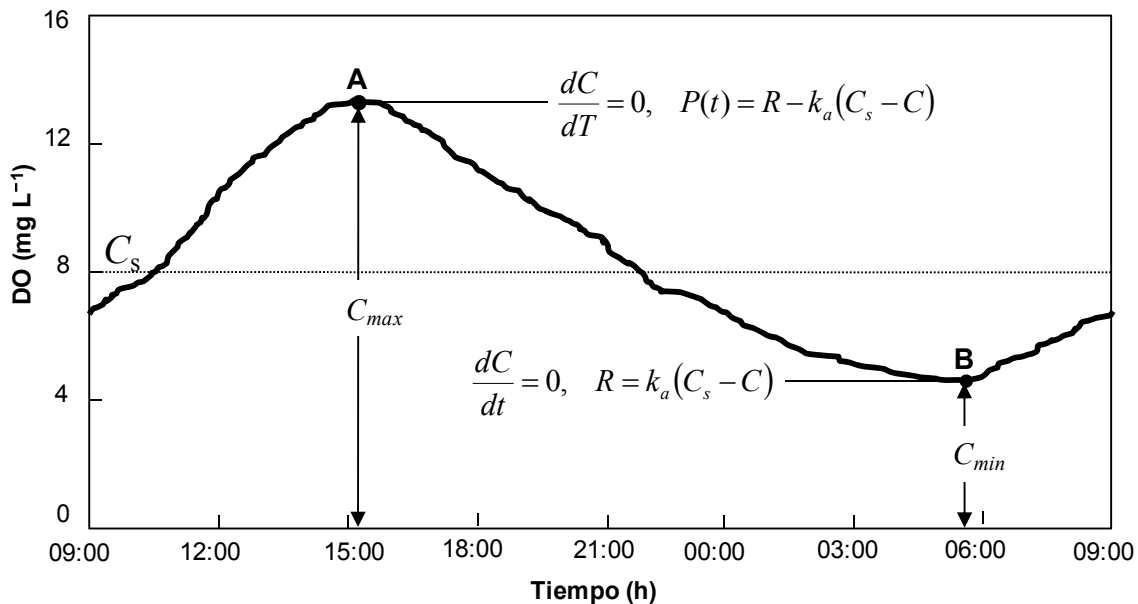


Fig. 3.4. Puntos de una curva diaria de OD utilizados por el MVE.

El pico diurno (punto A), representa un equilibrio entre las tasas de fotosíntesis, respiración y reaireación. El valle que se presenta en la noche (punto B), representa un balance entre las velocidades de respiración y reaireación. Durante las horas de luz, la rapidez general de variación de OD, dC/dt , cambia de oxigenación ($dC/dt > 0$) a desoxigenación ($dC/dt < 0$) a través del punto de balance A ($dC/dt = 0$) en la concentración máxima de OD. Durante la noche, la tasa pasa de desoxigenación ($dC/dt < 0$) a oxigenación ($dC/dt > 0$) a través del punto de balance B ($dC/dt = 0$) en la concentración mínima de OD. Basado en el análisis anterior el EVM usa el valor mínimo de la curva diaria de OD para proveer una estimación de la tasa de respiración, y el valor máximo para estimar la tasa de fotosíntesis. Durante la noche, donde $P(t) = 0$, la Ec. (3.5) se puede simplificar como

$$\frac{dC}{dT} = k_a(C_s - C) - R \quad (3.14)$$

En el punto de mínima concentración, donde la velocidad de cambio de OD es cero, la ecuación anterior se puede expresar como

$$R = k_a(C_{s,\min} - C_{\min}) = k_a D_{\max} \quad (3.15)$$

donde C_{\min} es la concentración mínima de OD en la curva diaria, $C_{s,\min}$ es la concentración de saturación de OD correspondiente a la temperatura en que ocurre C_{\min} y D_{\max} es el déficit máximo de OD. De manera similar, durante el día, en el punto de máxima concentración de OD tenemos

$$P(t_{\min D}) = R - k_a(c_{s,\max} - c_{\max}) = R - k_a D_{\min} \quad (3.16)$$

donde $P(t_{\min D})$ es la tasa fotosintética al tiempo $t_{\min D}$, $C_{s,\max}$ es la concentración de saturación de OD correspondiente a la temperatura en C_{\max} y D_{\min} es el déficit de OD mínimo. La tasa máxima de fotosíntesis puede obtenerse sustituyendo $P(t_{\min D})$ en la Ec. (3.6) para obtener

$$P_{\max} = \frac{P(t_{\min D})}{\operatorname{sen}\left(\frac{\pi t_{\min D}}{f}\right)} \quad (3.17)$$

y la tasa fotosintética promedio se puede entonces obtener con la Ec. (3.7).

Ya que el MVE ha sido desarrollado para sistemas que presentan la concentración mínima de OD en la noche, este método no es adecuado para ríos en los que el OD mínimo se presenta durante las horas de luz. A pesar de esto, (Wang y col., 2003) aplicaron el método a datos obtenidos para el *Grand River* (Chapra y Di Toro, 1991; O'Connor y Di Toro, 1970), Michigan, presentando la concentración mínima de OD después de la salida del sol, y obtuvieron resultados comparables a aquellos obtenidos por el método delta. Aunque ellos no proveen ninguna explicación para la aplicación del MVE a un río con el D_{\max} ocurriendo en las horas de luz, es razonable asumir que el método puede ser aplicado con precisión aceptable a sistemas que presentan el OD mínimo justo después de la salida del sol o muy temprano en la mañana cuando la tasa de fotosíntesis todavía es muy baja.

3.5.3 Método con corrección de temperatura

En los dos métodos descritos hasta aquí no se aborda la variación que el coeficiente de reaireación y las tasas de respiración y fotosíntesis puedan tener con la temperatura. Sin embargo, especialmente en corrientes pequeñas, se pueden presentar cambios significativos en la temperatura a lo largo del ciclo

diario. Aunado a esto, la concentración de saturación también es afectada por la temperatura. Butcher y Covington (1995) incorporaron dependencia de la temperatura en una forma de van't Hoff-Arrhenius modificando la Ec. (3.5) para obtener

$$\frac{dD}{dt} + \bar{k}_a g(T)D = \bar{R}h(T) - \bar{P}(t)i(T) + \frac{dC_s}{dt} \quad (3.18)$$

donde \bar{k}_a , \bar{R} y \bar{P} son valores de k_a , R y P a una temperatura de referencia de 20 °C y $g(T) = \theta_a^{(T-20)}$, $h(T) = \theta_R^{T-20}$ y $i(T) = \theta_P^{T-20}$ son funciones de corrección de temperatura con valores típicos de la literatura (Bowie y col., 1985) para $\theta_a = 1.02$, $\theta_R = 1.08$ y $\theta_P = 1.066$ y T es la temperatura del agua. La Ec. (3.18) se puede aproximar numéricamente por diferencias finitas para obtener

$$\frac{D_{t+1} - D_t}{\Delta t} + \bar{k}_a g(T)D = \bar{R}h(T) - \bar{P}(t)i(T) + \frac{C_{s,t+1} - C_{s,t-1}}{\Delta t} \quad (3.19)$$

Sustituyendo la Ec. (3.6) en la Ec. (3.19) y resolviendo para el déficit al tiempo $t + 1$, la ecuación puede ser expresada en la forma explícita siguiente

$$D_{t+1} = D_t - \bar{k}_a g(T)D_t \Delta t + \bar{R}h(T)\Delta t - P_{av} \frac{\pi\tau}{2f} \sin\left(\frac{\pi t}{f}\right) i(T)\Delta t + C_{s,t+1} - C_{s,t-1} \quad 0 \leq t \leq f \quad (3.20a)$$

$$D_{t+1} = D_t - \bar{k}_a g(T)D_t \Delta t + \bar{R}h(T)\Delta t + C_{s,t+1} - C_{s,t-1} \quad f \leq t \leq \tau \quad (3.20b)$$

Comenzando con las dos primeras observaciones experimentales, la Ec. (3.20) permite estimar el coeficiente de reaeración y las tasas de fotosíntesis y respiración minimizando la suma de errores cuadrados (SSE) entre los déficits

predichos y observados. El método descrito en esta subsección será identificado como MCT.

3.5.4 Estrategias para una estimación robusta de la fotosíntesis, respiración y reaeración

Para obtener diferentes sets de valores para el coeficiente de reaeración y las tasas de fotosíntesis y respiración, varias estrategias basadas en los tres métodos principales descritos fueron concebidas:

Estrategia A. Consiste en la estimación simultánea de \bar{k}_a , \bar{R} y \bar{P}_{av} con MCT descrito en la sección 3.5.3. El modelado del OD y el déficit se lleva a cabo con la Ec. (3.20).

Estrategia B. Esta es la estimación de k_a , P_{av} y R con el método delta que es descrito en la sección 3.5.1. Los perfiles de OD y el déficit son modelados con la Ec. (3.8).

Estrategia C. Esta toma el coeficiente de reaeración estimado con el MCT y lo adopta directamente para calcular P_{av} y R con el método delta. Los perfiles de OD y el déficit son modelados con la Ec. (3.8).

Estrategia D. Esta estrategia también toma el coeficiente de reaeración calculado con el TCM, pero P_{av} y R son calculadas con el MVE descrito en la sección 3.5.2. El OD y el déficit son modelados con la Ec. (3.8).

Estrategia E. Usa el mismo \bar{k}_a calculado en la estrategia A en conjunto con los valores promedio para \bar{P}_{av} y \bar{R} de las estrategias C y D. El déficit y el OD se modelan con la Ec. (3.20).

Estrategia F. Los mismos valores para \bar{P}_{av} y \bar{R} usados en la estrategia E son usados para calcular el valor de \bar{k}_a utilizando el MCT. El modelado de OD y el déficit se efectúa con la Ec. (3.20).

A fin de tomar en cuenta las diferencias de irradiación solar de un día a otro, diferentes tasas promedio para la fotosíntesis fueron calculadas para cada día. Las estrategias A a F pueden a su vez ser usadas con criterios de ponderación adecuados para obtener estimaciones fiables.

3.5.5 Estimaciones adicionales de reaireación

Ya que la estimación del coeficiente de reaireación es un paso clave en la subsecuente determinación de las tasas metabólicas, al menos en los métodos delta y MVE, estimaciones adicionales para este coeficiente fueron obtenidas, con propósitos comparativos, por medio del uso del método del retraso en el pico modificado (MRPm) (Waldon, 1985) y un número de ecuaciones de predicción selectas encontradas en la literatura. El MRPm usa f y ϕ en h para estimar el k_a en d^{-1}

$$k_a = 24 \left(\frac{0.2618}{\tan(0.2618\phi)} - (a\phi + b) \right) \quad (3.21)$$

donde

$$a = 0.081 - 0.0049f \quad (3.22)$$

y

$$b = 0.38 - 0.06f + 0.0022f^2 \quad (3.23)$$

Las fórmulas de reaireación seleccionadas (Tabla 4.4) son correlaciones para corrientes pequeñas y poco profundas similares al sistema en estudio. La mayoría de las ecuaciones en la Tabla 4.4 se presentan en el formato reportado en la revisión por Cox (2003) para calcular el k_a en d^{-1} usando la velocidad promedio, U , en m s^{-1} , la profundidad promedio, H , en m y los siguientes términos:

Pendiente de la corriente: S

Aceleración debida a la gravedad: $g = 9.81 \text{ m s}^{-2}$

Número de Froude: $F = U / \sqrt{gH}$

Disipación de energía por unidad de masa del flujo: $E = SUg$

$$A_d = 9.68 + 0.054(T - 20)$$

$$C_4 = 0.9 + F$$

$$C_A = 1.0 + F^2$$

$$B = 0.976 + 0.0137(30 - T)^{1.5}$$

Los parámetros hidráulicos para el Río Chiquito se presentan en los resultados correspondientes a las fechas para cada colección de datos. Para los casos en los cuales, la correlación correspondiente no tiene especificado un factor de extrapolación para la temperatura, el coeficiente de reaireación a diferentes temperaturas fue calculado con $k_{a,T} = k_{a,20} \theta_a^{T-20}$ donde $k_{a,T}$ es el valor de k_a a la temperatura T ($^{\circ}\text{C}$), $k_{a,20}$ es el valor de k_a a 20 $^{\circ}\text{C}$ y el valor representativo para $\theta_a = 1.024$ (Chapra, 1997).

CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Dinámica de OD en la zona suburbana

Se montó un campamento de toma de datos y muestras en el punto de monitoreo mostrado en la Fig. 3.1. Se realizaron mediciones de OD y temperatura cada 20 min durante 16 días de la temporada seca. En esta jornada de monitoreo se contó con un equipo Hach Sension6 con el cual las mediciones se hicieron de manera manual. El periodo de monitoreo abarcó de las 00:00 del 12 de enero a las 23:40 del 26 de enero de 2012. Los perfiles obtenidos se muestran en la Fig. 4.1.

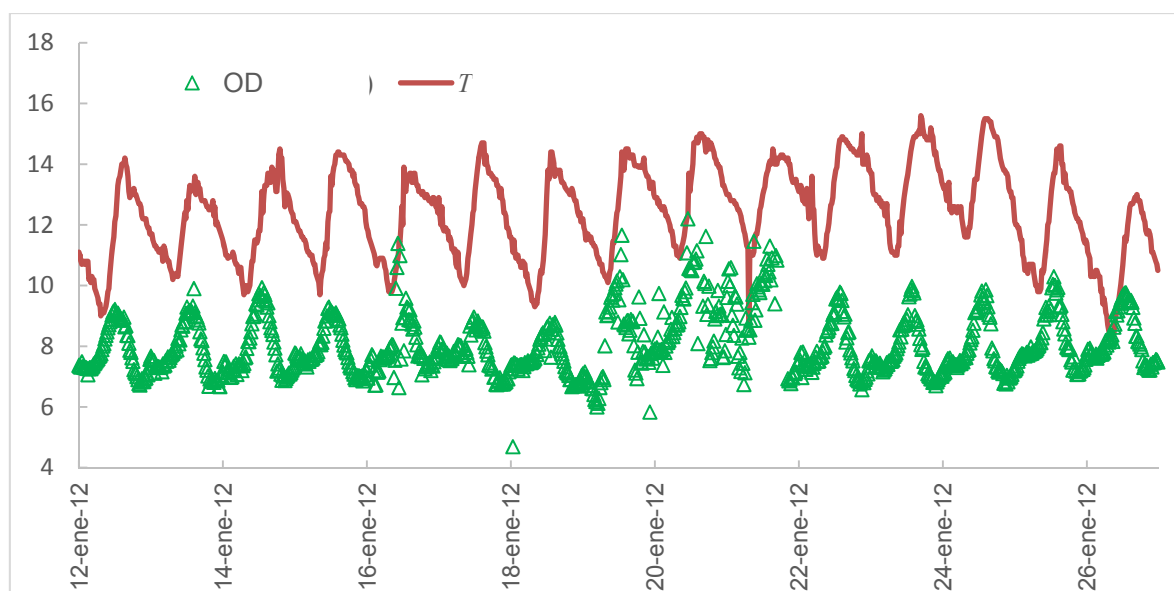


Fig. 4.1. Perfiles diarios de OD (mg L^{-1}) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) de las 00:00 12 ene a las 23:40 26 ene de 2012.

Durante los días 16 al 21 de este periodo la membrana del equipo se dañó, por lo que las mediciones no fueron correctas. Del periodo del 22 al 26 de enero se reemplazó la membrana por una nueva y se tomaron mediciones particularmente precisas por la verificación y calibración del equipo antes de cada medición. Las mediciones de temperatura se cotejaron también con un equipo

Hanna conductronic. Este periodo se seleccionó para el análisis de la dinámica de OD. Los parámetros astronómicos e hidráulicos (Tabla 4.1) se mantuvieron razonablemente constantes durante el periodo de muestreo.

Tabla 4.1. Características hidráulicas y parámetros astronómicos en el Río Chiquito durante el periodo del 23 al 26 de enero de 2012.

Q (m ³ s ⁻¹)	H (m)	U (m/s)	S	T media (°C)	Salida del sol	Mediodía solar	f (h)
0.03	0.1	0.15	0.02	12.6	07:22	12:56	11.13

4.1.1 Perfiles de OD y temperatura

Un análisis más de cerca al perfil de OD del 22 al 26 de enero (Fig. 4.2) muestra un patrón con el OD fluctuando alrededor de la concentración de saturación. La temperatura media del periodo de cinco días fue 12.6 °C con 15.3 y 8.3 °C siendo los valores máximo y mínimo, respectivamente. La variación de temperatura en los ciclos diarios fue marcada, con una diferencia media de 5°C entre el valor más alto y el más bajo. Los valores de temperatura estuvieron relativamente al mismo nivel durante los primeros tres días y disminuyeron en los últimos dos, siendo el quinto día el más frío. La concentración de saturación media fue de 8.49 mg L⁻¹ y los valores máximo y mínimo fueron 9.38 y 7.93 mg L⁻¹, respectivamente. La diferencia entre la concentración de saturación de OD máxima y mínima dentro del mismo día osciló de 0.78 a 1.23 mg L⁻¹.

4.1.1.1 Patrón de OD complejo

La concentración de OD exhibió una marcada desviación del patrón sinusoidal típico. Esto fue más evidente en el patrón nocturno. Para el periodo completo de

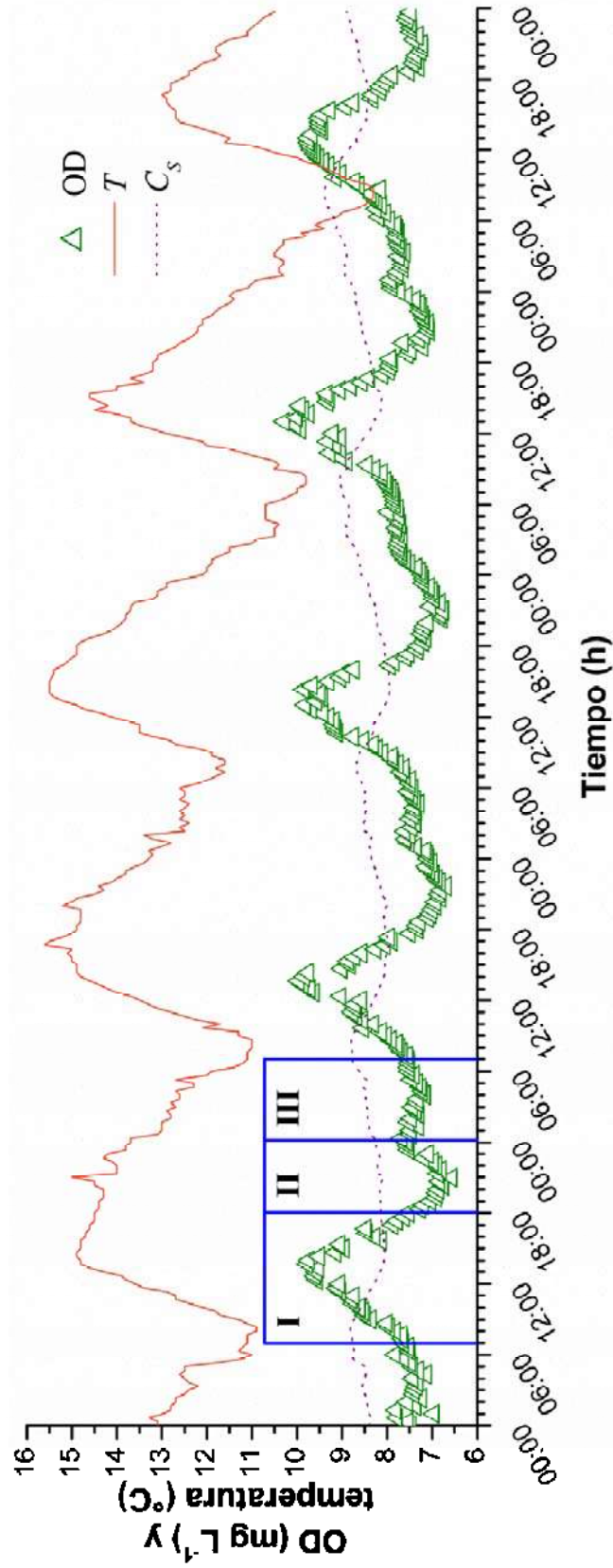


Fig. 4.2. OD, temperatura y concentración de saturación de OD en el Río Chiquito de las 00:00 del 23 de enero a las 23:40 del 26 de enero de 2012. Los rectángulos encierran diferentes secciones del perfil de OD para el primer ciclo diario. I: sección de producción. II: sección de decaimiento. III: sección quasi estable.

estudio, se pueden observar tres secciones claramente definidas en la curva de OD:

Sección I

La primera sección está compuesta por el periodo de producción marcado por la luz solar y, aproximadamente ocurre desde el amanecer hasta justo antes de la puesta de sol. El OD se eleva durante las horas de luz, en un patrón que aproximadamente semeja la mitad de una senoide, pasando por arriba de la concentración de saturación alrededor de las 09:00 y cayendo debajo de la saturación alrededor de las 16:00. El máximo valor de OD fue observado a las 13:40 en los primeros dos días del periodo. Dos picos de igual magnitud fueron observados a las 13:00 y a las 13:40 del tercer día, de manera que el valor de ocurrencia del máximo por regresión también fue a las 13:40. En los dos últimos días, el desplazamiento entre la máxima concentración de OD y el mediodía solar se redujo, con el máximo OD presentándose a las 13:00. La concentración máxima media para el periodo de cinco días fue 9.93 mg L^{-1} con el mayor valor para la concentración de OD máxima de 10.29 mg L^{-1} el 25 de enero y la menor concentración máxima de OD de 9.76 mg L^{-1} el 26 de enero.

Sección II

Alrededor de las 18:00 a las 00:00 el perfil de OD forma un pequeño arco que contiene el valor mínimo. Los mínimos de OD ocurrieron en la noche alrededor de las 20:40 a las 21:40 con una concentración media de 6.86 mg L^{-1} , siendo el mínimo más alto 7.21 mg L^{-1} el 26 de enero y el mínimo más bajo 6.57 mg L^{-1} el 22 de enero. Una vez que se ha alcanzado el mínimo, el OD nuevamente comienza a subir pero alrededor de las 00:00 a las 02:00 un pequeño "pico nocturno" se alcanza. La concentración media de este pico fue de 7.75 mg L^{-1} (la mayor fue de 7.93 mg L^{-1} el 26 de enero y la menor de 7.61 mg L^{-1} el 24 de enero) con aproximadamente 1 mg L^{-1} de diferencia entre las concentraciones del pico nocturno y la del OD mínimo. Por su forma y características particulares, esta sección puede ser nombrada como la sección de decaimiento.

Sección III

En la última parte de la noche el perfil de OD forma una concavidad mucho menos notable que en la sección II, de hecho apenas notable, que aproximadamente va del momento en que el pico nocturno aparece hasta la salida del sol. Un mínimo escasamente perceptible se presenta alrededor de las 04:00 a las 05:00, la diferencia entre este y el pico nocturno está alrededor de 0.5 a 0.3 mg L⁻¹. Esta diferencia es en realidad muy pequeña si tomamos en cuenta que la precisión del sensor es de 0.2 mg L⁻¹. De hecho, para el 25 de enero no se presenta un mínimo en esta sección, más bien se observa una línea, prácticamente recta, que se eleva muy lentamente. Esta tercera sección puede ser clasificada como una sección *quasi* estable ya que la variación de concentración del OD es mínima. En la Fig. 4.2 las secciones I a III están delimitadas por rectángulos para el primer ciclo diario completo de OD.

4.1.2 Tasas de reaeración, fotosíntesis y respiración y modelado de OD

Los valores estimados para el coeficiente de reaeración y las tasas de fotosíntesis y respiración, a 20°C y a condiciones de temperatura ambiental, obtenidos con las estrategias A a F se presentan en las Tablas 4.2 y 4.3. Los resultados del modelado de OD y el déficit se muestran en la Fig. 4.3.

Tabla 4.2. Coeficientes de reaeración, tasas de respiración y tasas de fotosíntesis promedio, a 20°C, determinadas con las estrategias A a F. Valores de promedios ponderados basados en el error relativo fueron calculados a partir de las estrategias A, B y F para el coeficiente de reaeración y de las estrategias A y F para las tasas de fotosíntesis y respiración.

Estrategia	\bar{k}_a o $k_{a,20}$ (d ⁻¹)	\bar{R} (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	\bar{P}_{av} (mg L ⁻¹ d ⁻¹)					SSE	SE
			Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5		
A	24.38	40.85	20.85	20.35	23.02	22.8	17.46	18.946	0.2302
B	37.83	78.38	47.33	48.9	49.43	56.2	41.35	47.999	0.3768
C	24.38	54.86	32.26	33.4	33.82	38.79	28.06	59.748	0.4207
D	24.38	55.92	32.36	33.18	35.56	37.6	26.71	60.157	0.4231
E	24.38	55.39	32.31	33.29	34.69	38.2	27.38	95.492	0.5148
F	35.03	55.39	32.31	33.29	34.69	38.2	27.38	29.624	0.2864
Ponderado	27.76	46.52	25.32	25.4	27.58	28.81	21.33	21.471	0.2449

Tabla 4.3 Coeficientes de reaeración, tasas de respiración y tasas de fotosíntesis promedio, a condiciones ambientales, determinadas con las estrategias A a F. Valores de promedios ponderados basados en el error relativo fueron calculados a partir de las estrategias A, B y F para el coeficiente de reaeración y de las estrategias A y F para las tasas de fotosíntesis y respiración.

Estrategia	k_a (d^{-1})					R ($mg\ L^{-1}\ d^{-1}$)					P_{av} ($mg\ L^{-1}\ d^{-1}$)				
	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5
A	21.36	21.42	21.21	20.67	20.47	24.53	24.77	23.99	21.67	20.75	14.67	14.14	16.83	15.32	10.25
B	32.23	32.23	32.23	31.04	30.64	45.88	47.88	45.83	47.31	41.75	30.87	32.15	31.55	32.99	23.43
C	21.40	21.45	21.46	20.86	20.43	31.01	32.43	31.10	32.39	28.11	21.04	21.96	21.58	22.77	15.90
D	21.36	21.42	21.21	20.67	20.47	32.32	31.43	32.45	30.98	29.71	21.11	21.81	22.70	22.07	15.13
E	21.36	21.42	21.21	20.67	20.47	33.26	33.60	32.54	29.39	28.13	22.73	23.13	25.36	25.67	16.07
F	30.70	30.78	30.48	29.70	29.42	33.26	33.60	32.54	29.39	28.13	22.73	23.13	25.36	25.67	16.07
Ponderado	24.11	24.15	24.07	23.34	23.01	27.90	28.20	27.30	24.68	23.63	17.82	17.64	20.16	19.36	12.52

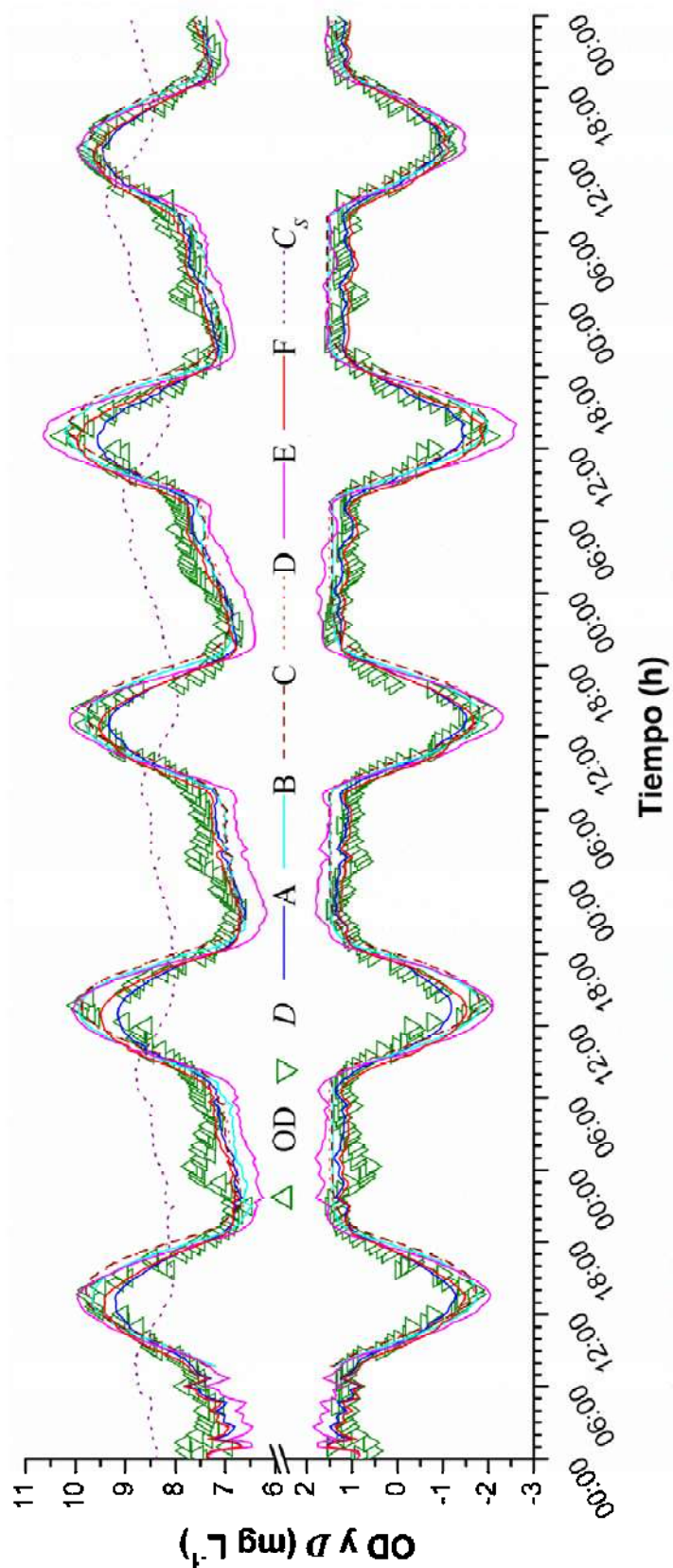


Fig. 4.3. Datos medidos en campo para el OD y el déficit y predicciones del modelado con las estrategias A a F descritas en la sección 3.5.4. 22 a 26 de enero de 2012.

4.1.2.1 Estimaciones del coeficiente de reaeración

Los coeficientes de reaeración calculados con el método delta y el MRPm están en concordancia entre sí y cerca de 10 d^{-1} por arriba de aquellos obtenidos con el MCT. (ver Tablas 4.2 y 4.3). (Chapra y Di Toro, 1991) advierten que el cómputo del coeficiente de reaeración con el método delta es particularmente sensitivo a desplazamientos bajos de ϕ . Sus datos muestran que para un desplazamiento de 1 h, un error de ± 15 min en la estimación de ϕ genera un error de aproximadamente $\pm 6.75 \text{ d}^{-1}$ en la estimación de k_a .

Las ecuaciones predictivas (Tabla 4.4) basadas solamente en parámetros hidráulicos promedio (es decir, aquellas que siguen el modelo de renovación de superficie) rinden valores de $k_{a,20}$ alrededor de 50 a 100 d^{-1} . Aquellas ecuaciones que contienen términos de turbulencia o de disipación de energía produjeron valores para $k_{a,20}$ alrededor de 20 a 50 d^{-1} . Se ha mostrado que estas últimas concuerdan más con datos experimentales observados en la literatura (Jha y col., 2001, 2004; Moog y Jirka, 1998; Wilcock, 1988; Wilson y MacLeod, 1974). Entre estas se ha destacado la ecuación de Parkhurst y Pomeroy (1972) como una de las correlaciones con mejor desempeño en varios estudios (Parker y DeSimone, 1992; Rathbun, 1977) y teniendo el menor error estándar (SE) de predicción global en varias comparaciones con datos experimentales (Jha y col., 2004; Wilson y MacLeod, 1974); no solo eso, sino que esta ecuación ha mostrado la mejor correlación estadística con un elevado coeficiente de determinación, $r^2 = 0.95$, para más de setecientos sets de datos (Jha y col., 2004). Es notable que entre las ecuaciones que predicen valores más cercanos al k_a calculado para las condiciones ambientales con el MCT (21.07 d^{-1}) se encuentran la de Holtje (1972) y la de Parkhurst y Pomeroy (1972), ambas con elementos de disipación de energía en su formulación. También la correlación de Bansal (1973), que no es una aproximación simple de renovación de superficie, sino que en realidad fue desarrollada mediante el análisis de gran variedad de sets de datos experimentales para diferentes corrientes y relaciona el k_a con el número de Reynolds, predice un resultado bastante cercano.

Tabla 4.4. Valores del coeficiente de reaeración a 20°C ($k_{a,20}$) y a la temperatura promedio ($k_{a,12.6}$) del periodo de monitoreo del 23 al 26 de enero de 2012 obtenidas con ecuaciones predictivas.

Ecuación	$k_{a,20}$	$k_{a,12.6}$	Referencia
$k_a = 6.9152 \frac{U^{0.73}}{H^{1.75}} 1.0241^{(T-20)}$	97.35	81.62	(Owens y col., 1964)
$k_a = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}}$	105.70	88.65	(Owens y col., 1964)
$k_a = 5.5773 \frac{U^{0.607}}{H^{1.689}}$	86.16	72.29	(Bennett y Rathbun, 1972)
$k_a = 2.30(1955.2E - 1657S + 20.87)$	104.12	87.36	(Holtje, 1972)
$k_a = 4440E^{1.483}$	23.80	19.97	(Holtje, 1972)
$k_a = 23.0400 \frac{(1 + 0.17F^2)(SU)^{0.375}}{H} 1.0212^{(T-20)}$	26.19	22.42	(Parkhurst y Pomeroy, 1972)
$k_a = 0.888(0.30 + 5570.8S^{0.5})$	99.20	83.24	(Foree, 1976)
$k_a = 22700SU$	68.10	57.14	(Grant, 1976)
$k_a = 3170S$	63.40	53.19	(Tsivoglou y Neal, 1976)
$k_a = 31200SU$	93.6	78.53	(Tsivoglou y Neal, 1976)
$k_a = 1.7535 \frac{C_A A_d E^{0.375}}{C_4^{1.5} H} \coth\left(\frac{2.7510BE^{0.125}}{C_4^{0.5}}\right)$	50.68	47.95	(Dobbins, 1965)
$k_a = 4.1528 \frac{U^{0.6}}{H^{1.4}} 1.016^{(T-20)}$	33.42	29.72	(Bansal, 1973)

4.1.2.2 Implicaciones del modelado de OD para el perfil de luz del día

La mayoría de las estrategias de modelado muestran buena concordancia con los datos para OD y el déficit obtenidos en el campo (Fig. 4.3). La estrategia A, la cual directamente implementa el MCT, presenta el mejor ajuste general con los datos y

también el menor error estándar. Sin embargo, en zonas cercanas al máximo OD (déficit mínimo) el MCT subestima la concentración de OD. Los valores predichos por el MCT se encuentran de 0.29 a 0.81 mg L⁻¹ por debajo de los datos reales en el punto de máxima concentración de OD, con una diferencia media de 0.58 mg L⁻¹. Más allá de cualquier error experimental, varios factores se deben considerar. Resultados para el MCT en Santa Margarita River en el sur de California, muestran subestimación o sobreestimación del déficit mínimo, alrededor de 0.2 a 0.5 mg L⁻¹. Esto puede ser debido a la asunción de que la variación de la concentración de OD no es significativa en la escala espacial o a la aproximación simplificada de la producción primaria (Butcher y Covington, 1995). También se puede observar de resultados obtenidos en otras corrientes que la discordancia, en la zona del máximo OD, del MCT es mayor a medida que el rango de temperatura y las tasas de metabolismo y reaireación se incrementan (Loperfido y col., 2009). Esto podría involucrar a los coeficientes de corrección de temperatura que, en el MCT, están fijos a valores constantes. Una revisión reciente (Demars y Manson, 2013) resalta que θ_a para el coeficiente de reaireación, no es completamente constante sino que puede variar con la temperatura y la turbulencia del agua. Es muy probable que tal comportamiento sea cierto también para los coeficientes de temperatura correspondientes a la fotosíntesis y a la respiración.

Para la zona suburbana del Río Chiquito, las mediciones de campo mostraron que no hay variación significativa en la concentración de OD. Cambios en la radiación solar pueden presentarse debido a la presencia aleatoria de nubes. Sin embargo, los máximos para OD durante los cuatro primeros días, que estuvieron mayormente soleados, estuvieron casi al mismo nivel y fueron siempre subestimados y no sobreestimados. Las discrepancias entre los valores del modelo y los datos experimentales para el máximo obtenido de los datos experimentales fueron menos pronunciadas durante el quinto día que fue el mayormente nublado.

Un factor más relevante para explicar las discrepancias en el punto de máximo OD puede ser la topografía asociada con el Río Chiquito, en el sentido de que está localizado entre montes adyacentes. Ya que $P(t)$ es geoméricamente proporcional y las funciones de corrección de temperatura no pueden compensar adecuadamente el aumento de irradiación al mediodía, la sombra provista por los montes en la primera parte de la mañana y la última parte de la tarde provoca que el MCT ajuste los valores de OD a un día más sombreado que el real. El ajuste mejorado que presenta el MCT en el día más nublado, la mejora de la predicción del máximo con las estrategias E y F y su predicción acertada con los métodos delta y MVE son consistentes también con el efecto del sombreado parcial debido a la topografía.

4.1.2.3 Implicaciones del modelado de OD para el perfil nocturno

Las estrategias que usan la Ec. (3.8) virtualmente rinden una línea constante al nivel del déficit máximo durante la noche. Los perfiles correspondientes de OD muestran un leve incremento debido a que son calculados utilizando los valores de concentración de saturación que son dependientes de la temperatura. El decaimiento lento del déficit en la noche es mejor descrito por las estrategias A y F, las cuales burdamente presentan las dos secciones en la noche. La estrategia E retiene el mismo perfil pero trasladado hacia valores de OD más bajos ya que la tasa de respiración es muy alta para el coeficiente de reaireación usado.

El perfil nocturno, particularmente en la transición entre las secciones II y III, ha sido difícil de ser descrito adecuadamente, aún con las correcciones de temperatura aplicadas. Por consiguiente, factores de la corriente desconocidos y diferentes a la temperatura pueden estar afectando la dinámica de OD. Existe evidencia de variabilidad diaria en la velocidad de transferencia de gas que puede ser causada por cambios en la velocidad del viento (Tobias y col., 2009) con la temperatura teniendo un efecto limitado (Demars y Manson, 2013). Esto implica que el $k_{a,20}$ podría no ser constante aún para las mismas condiciones de flujo. Una

descarga puntual (o de escalón corto) proveniente de instalaciones de tratamiento o filtración de aguas causaría cambios en el flujo de la corriente que afectarían al $k_{a,20}$ y a la concentración de OD directamente. Las inspecciones preliminares del sistema no mostraron evidencia de descargas residuales o de cualquier otra índole. Sin embargo, los resultados del modelo sugieren la presencia de una descarga periódica que genera el pequeño pico nocturno. Se espera que las dos secciones nocturnas definidas se mantendrían aún en la ausencia de descargas, pero mostrando una zona de transición suave y menos definida y, probablemente una sección cuasi estable más corta. De hecho esto fue observado para los datos reales en la noche del 24 al 25 de enero.

El patrón no típico observado en la noche se debe a complejas interacciones involucrando las tasas de reaireación y respiración y los efectos de la temperatura sobre ellas así como sobre la concentración de saturación. Un alto k_a debido a la poca profundidad del agua en conjunto con la alta tasa de respiración resulta en un rápido advenimiento del mínimo OD temprano en la noche. A medida que el déficit de OD se incrementa, la tasa de reaireación se incrementa llevando a una recuperación subsecuente originando, de esta manera, la sección de decaimiento. Adicionalmente, a medida que el OD se eleva el déficit es disminuido en la medida que la concentración de saturación no aumenta a la misma rapidez que el OD. También la concentración de saturación aumenta más lentamente durante las últimas horas de la noche. El coeficiente de reaireación también es disminuido a medida que la temperatura baja, pero en una menor proporción comparado con la disminución en la tasa de respiración. Estos factores combinados resultan en un rústico equilibrio dinámico (inclinado levemente hacia la reaireación) entre la reaireación y la respiración que es reflejado en la sección *quasi* estable. Las tasas máxicas de OD que entran y salen del sistema acuático debidas a los procesos de reaireación, fotosíntesis y respiración, determinadas por la estrategia A, aproximadamente reflejan el comportamiento descrito y se muestran en la Fig. 4.4.

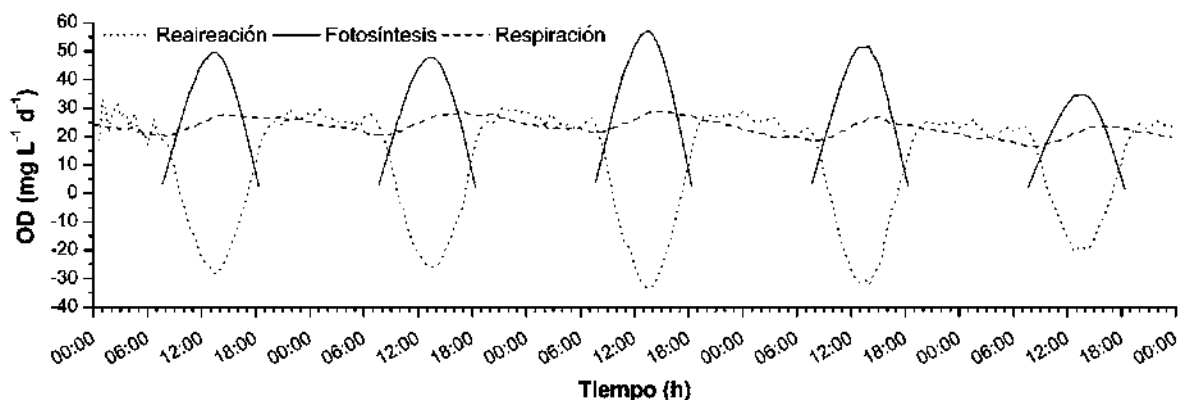


Figura 4.4. Flujos máxicos de OD en la columna de agua debido a la fotosíntesis, respiración y reaireación determinados con el MCT para el periodo del 22 al 26 de enero de 2012.

4.1.2.4 Promedios ponderados para $k_{a,20}$, P_{av} y R

Ya que los estimados de las tasas de fotosíntesis y respiración son muy cercanos para el método delta y el MVE y las estrategias C, B y E tienen el mismo coeficiente de reaireación, su inclusión en el criterio de ponderación tendería a incrementar el error en la determinación del coeficiente de reaireación. Por otra parte, la inclusión de la estrategia B para la ponderación de la fotosíntesis y la respiración podría incrementar el error en su estimación debido a la estimación serial de parámetros en el método delta. Considerando las ventajas y limitaciones de las diferentes estrategias, estimados probables fueron obtenidos por promedios ponderados basados en el error cuadrado estándar relativo (SSE) a partir de aquellas estrategias con estimaciones del coeficiente de reaireación independientes, A, B y F, para el k_a y las estrategias A y F para P_{av} y R . Los resultados ponderados se muestran en las Tablas 4.2 y 4.3.

4.1.2.5 Características metabólicas y ambientales de la corriente

Desde tiempo atrás (Odum, 1956) se había sugerido una forma de clasificar las comunidades acuáticas en base a su producción y consumo de oxígeno considerando la razón entre la fotosíntesis y la respiración. Varios estudios

(Loperfido y col., 2009; Wang y col., 2003; Wilcock y col., 1998; Williams y col., 2000; Young y Huryn, 1999) han implementado esta técnica para determinar si una corriente es primariamente autotrófica ($P/R > 1$) o heterotrófica ($P/R < 1$). El comportamiento de la razón P/R obtenido por las estrategias A a D (Fig. 4.5) es aproximadamente el mismo; es mayormente constante durante los primeros cuatro días y disminuye en el quinto día debido a la menor tasa fotosintética debido a que este día fue el más nublado. La corriente fue heterotrófica durante todo el periodo del 22 al 26 de enero de 2012. Las razones P/R sugieren que la sección suburbana del Río Chiquito es una corriente mesosapróbica moderadamente contaminada pero con un alto contenido de OD durante la estación invernal.

El set de valores para la reaireación, fotosíntesis y respiración proveen un método para clasificar corrientes superficiales de acuerdo a la similitud de los procesos que afectan su dinámica de OD. (Wilcock y col., 1998) efectuaron el monitoreo de OD y temperatura a lo largo de periodos de tres a cuatro días en 23 corrientes de tierras bajas en la región de Waikato, en Nueva Zelanda. Su análisis por grupos de los tres parámetros fundamentales normalizados a 20°C ($k_{a,20}$, P_{\max} y R_{20}) produjo cinco grupos principales de corrientes de acuerdo a la relevancia de los procesos que afectan el OD en cada una. Las características del Río Chiquito son similares a las encontradas en el grupo 5 de (Wilcock y col., 1998): una corriente con altas tasas de respiración y fotosíntesis niveladas por un alto valor del coeficiente de reaireación. Este tipo de corrientes tienen un riesgo bajo de incurrir en niveles críticos de OD mientras las condiciones de la corriente se mantengan. Investigación adicional se ha efectuado (sección 4.3) para evaluar las condiciones del río en otras estaciones del año.

La investigación descrita en la sección 4.1 ha sido presentada en una publicación especializada (Correa-González y col., 2014).

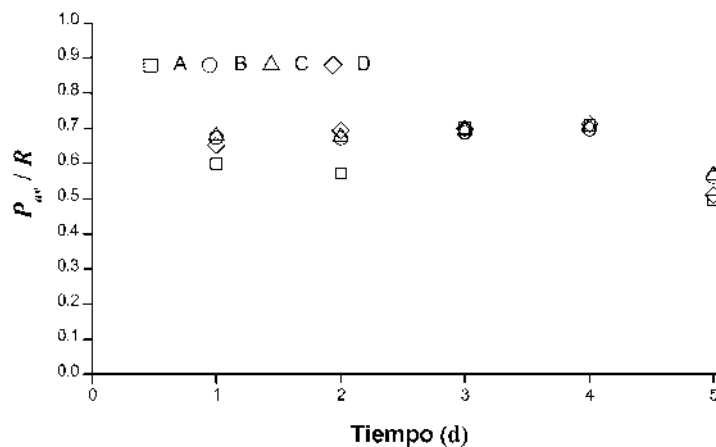


Fig. 4.5. Razón de la tasa fotosintética promedio a la tasa de respiración obtenida con las estrategias A a D del 22 de enero al 26 de enero 2012.

4.2 Descargas residuales en la zona urbana y cinética de degradación

Para evaluar la condición general del Río Chiquito se determinaron algunos parámetros básicos de la calidad del agua en diferentes puntos de la longitud del río. Los resultados para la DBO_5 , DQO, OD, nitrógeno total Kjeldahl (NTK), pH, temperatura, sólidos disueltos (SD), sólidos suspendidos (SS) y sólidos totales (ST) se muestran en las figuras 4.6 a 4.8.

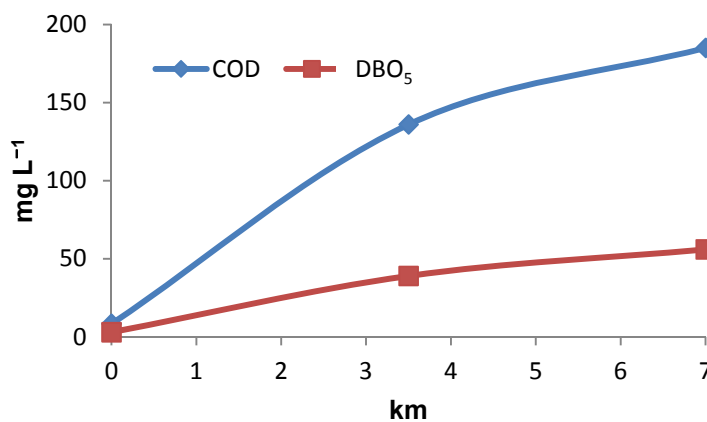


Fig. 4.6. Variación espacial de COD y DBO_5 en el Río Chiquito. 26 de enero de 2012. El punto de monitoreo de la Fig. 3.1 está ubicado a los 0 km.

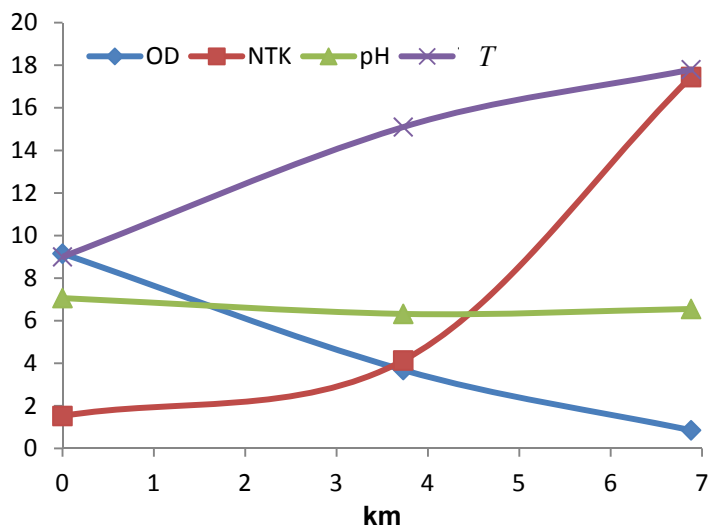


Fig. 4.7. Variación espacial de OD (mg L⁻¹), NTK (mg L⁻¹), pH y T (°C) en el Río Chiquito. 26 de enero de 2012. El punto de monitoreo de la Fig. 3.1 está ubicado a los 0 km.

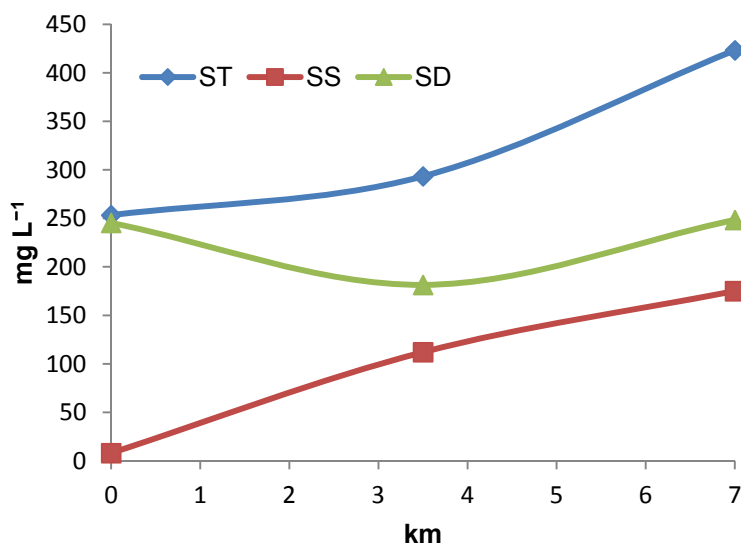


Fig. 4.8. Variación espacial de ST, SS y SD en el Río Chiquito. 26 de enero de 2012. El punto de monitoreo de la Fig. 3.1 está ubicado a los 0 km.

Los resultados muestran que el nivel de contaminación para todos los parámetros es bajo para la zona suburbana del Río Chiquito. En esta zona se observa muy poca DBO y también niveles muy bajos de NTK, por lo que cabe esperar que la

poca DBO sea de naturaleza carbonácea. Esto concuerda con observaciones que indican que la DBON es de menor importancia en la mayoría de los ríos (Benedini, 2013). Incluso en la última zona del río los niveles de nitrógeno están en un nivel considerado bajo (Henze y Comeau, 2008). En el punto medio del río parece haber un nivel de afectación medio. Particularmente el OD, que está alrededor de 3.7 mg L^{-1} , parece no haber sido afectado en demasía. Sin embargo, este resultado no parece descriptivo para la cantidad de descargas residuales que el Río Chiquito ha recibido hasta este punto. La presencia de una caída de agua a la altura de Virrey de Mendoza (aproximadamente a los 3.5 km) puede ser la responsable de un ligero aumento en el nivel de OD.

Mediciones más detalladas del perfil de OD se efectuaron en la zona urbana con descargas residuales de la ciudad de Morelia. Se realizaron campañas de medición de OD en diferentes puntos de la longitud en el caudal del Río Chiquito. Un primer periodo de medición abarcó 10 semanas comprendidas entre el 10 de abril al 15 de junio de 2012. Se realizaron como mínimo tres mediciones en diferentes días por semana en 8 puntos designados convenientemente de acuerdo a la ubicación de las descargas residuales. Promedios de algunos parámetros de calidad del agua para la primera semana se muestran en la Fig. 4.9. Los perfiles de estos parámetros en las otras semanas son muy similares. No se observa una variación significativa del pH y la conductividad, salvo que el pH es ligeramente alcalino, mayormente en el punto inicial y la conductividad aumenta un poco después de la primera descarga residual. Sin embargo la turbidez aumenta sensiblemente en las primeras descargas y aún más al final del río. Los promedios semanales de OD, para el periodo completo de abril a junio, en el lecho del río se presentan en la Fig. 4.10.

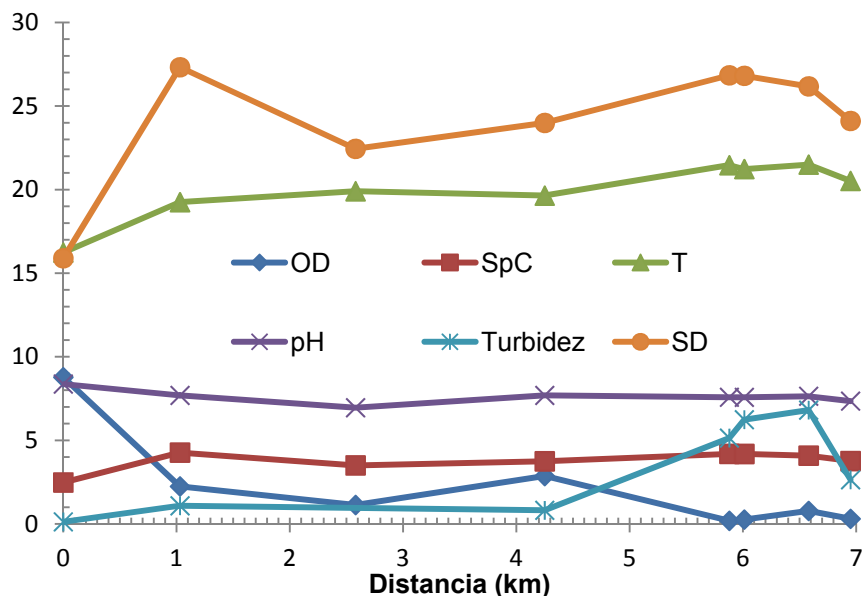


Fig. 4.9. Variación espacial de OD (mg L^{-1}), conductancia específica (SpC) ($\text{mS cm}^{-1} \times 10$), temperatura (T), pH, turbidez ($\text{FAU} \times 10^{-2}$) y sólidos disueltos ($\text{mg L}^{-1} \times 10^{-1}$) en el Río Chiquito de Morelia para la primera semana de monitoreo (10 a 12 de abril de 2012). El punto cero de la distancia corresponde al punto de monitoreo presentado en la Fig. 3.1, de allí en adelante la distancia se mide aguas abajo.

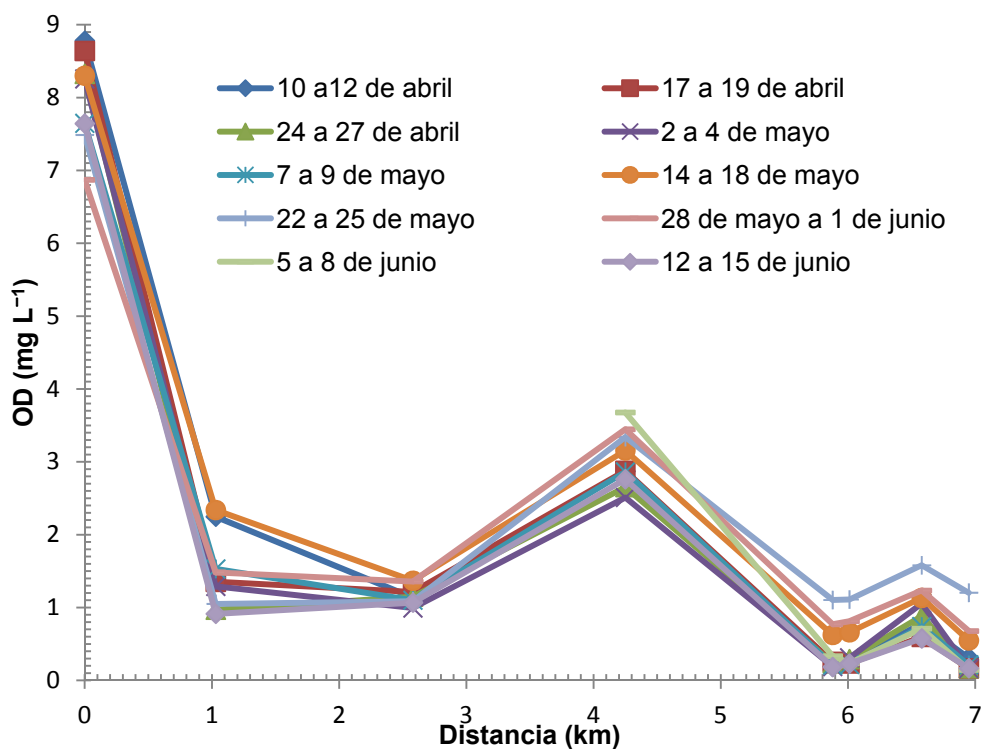


Fig. 4.10. Promedios semanales de OD en el Río Chiquito de Morelia para el periodo de Monitoreo del 10 de abril al 15 de junio de 2012. El punto cero de la distancia corresponde al punto de monitoreo presentado en la Fig. 3.1, de allí en adelante la distancia se mide aguas abajo.

A partir de la Fig. 4.10 se puede observar que el nivel de OD cae drásticamente justo después de recibir las primeras descargas (ubicadas aproximadamente a 1 km aguas abajo del punto de monitoreo), se eleva un poco en la parte media (alrededor de los 4 km) y al final del río (entre 6 y 7 km) es donde se encuentra el déficit más severo.

En adición a los perfiles de oxígeno disuelto, se llevó a cabo la determinación experimental de la DBO_5 , DBO_u y las constantes cinéticas de degradación para las descargas vertidas en el Río Chiquito de Morelia y en el caudal del mismo. Se realizaron determinaciones en 2 campañas de muestreo y análisis, abarcando la totalidad de las descargas residuales y la longitud completa del Río Chiquito partiendo del punto de monitoreo localizado en la zona suburbana justo antes que el río entre a la ciudad (Fig. 3.1) hasta el punto antes de su confluencia con el Río Grande. La primera campaña de muestreo fue efectuada el 27 de junio de 2012 (campaña 1), día en que se recolectaron todas las muestras aproximadamente de las 13:00 a las 17:00. La segunda abarco los días 12 (muestras A1 a B11) y 13 (muestras Bc2 a C7) de julio (campaña 2), el horario aproximado de toma de muestras también fue aproximadamente de las 13:00 a las 17:00. La ubicación de las descargas y puntos de muestreo del lecho del río se muestra en las Fig. 4.11 a 4.13.

Por las características propias del equipo de incubación las pruebas se llevaron a cabo a 25 y 31 °C para la campaña 1 y a 25 °C para la campaña 2. Los resultados de cinéticas de degradación de OD para la campaña 1 (para la campaña 2 son muy similares) se muestran en las Fig. 4.14 a 4.16. En las figuras se muestran curvas ajustadas con una ecuación exponencial simple que presenta un buen ajuste para la mayoría de las cinéticas de degradación, lo que hace suponer que una cinética de primer orden será apropiada para el cálculo de k_1 .



Fig. 4.11. Ubicación de descargas residuales (amarillo) y puntos de muestreo del lecho (verde) del Río Chiquito de Morelia. Sección A. El punto A1 corresponde al sitio de monitoreo mostrado en la Fig. 3.1.



Fig. 4.12. Ubicación de descargas residuales (amarillo) y puntos de muestreo del lecho (verde) del Río Chiquito de Morelia. Sección B.

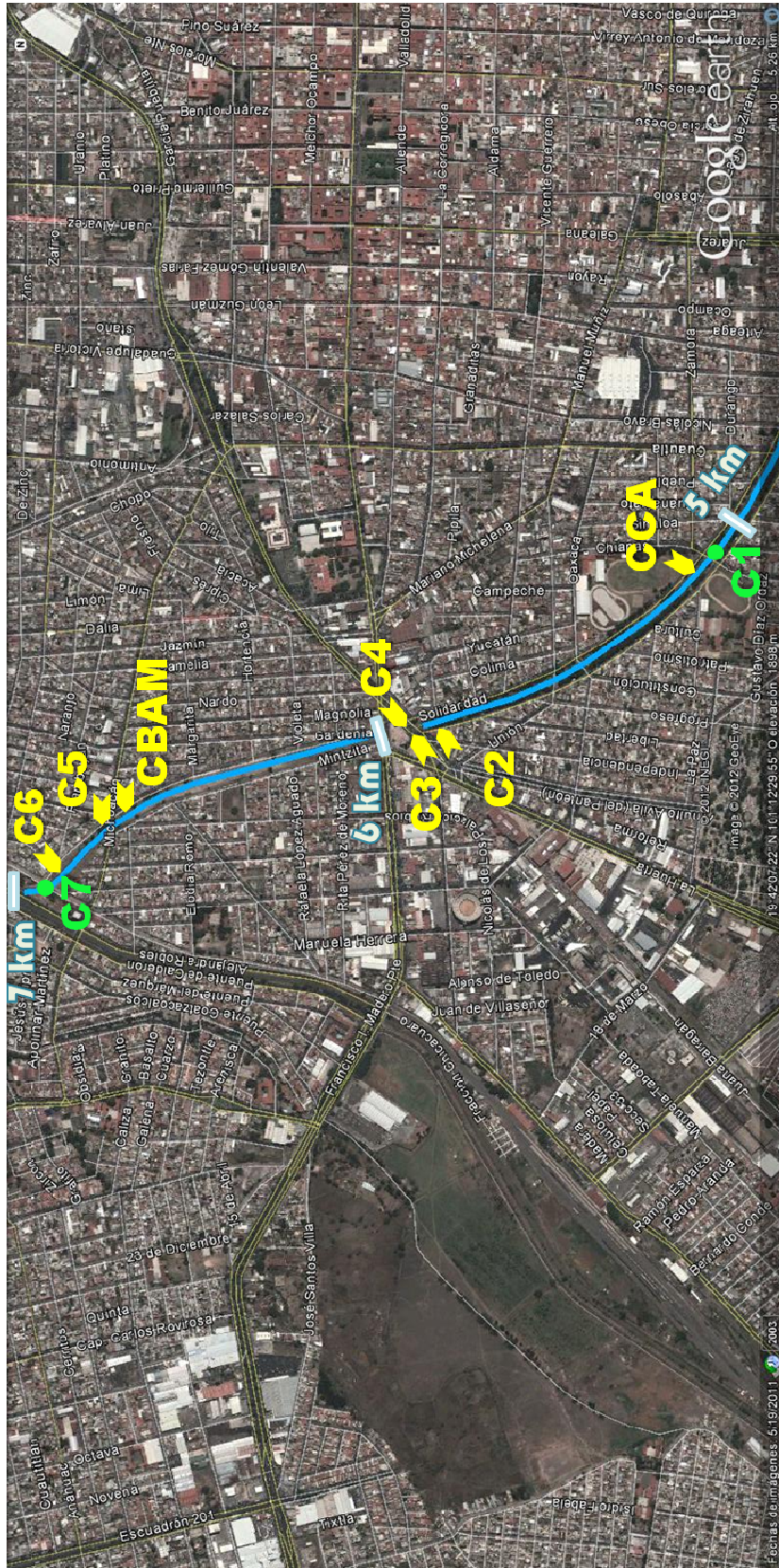


Fig. 4.13. Ubicación de descargas residuales (amarillo) y puntos de muestreo del lecho (verde) del Río Chiquito de Morelia. Sección C.

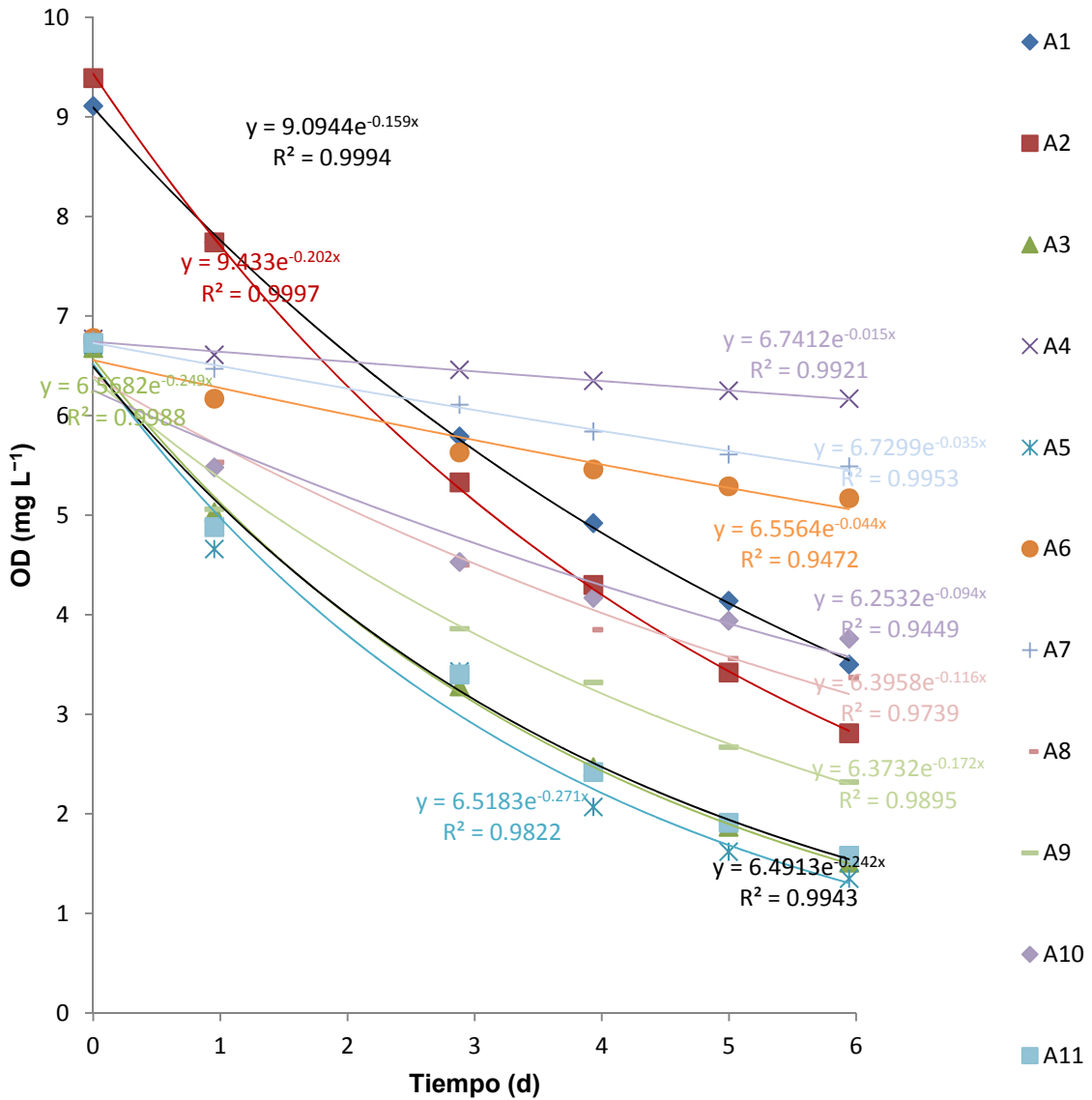


Fig. 4.14. Cinéticas de OD con líneas de tendencia exponenciales simples en puntos de muestreo del tramo A. Campaña 1

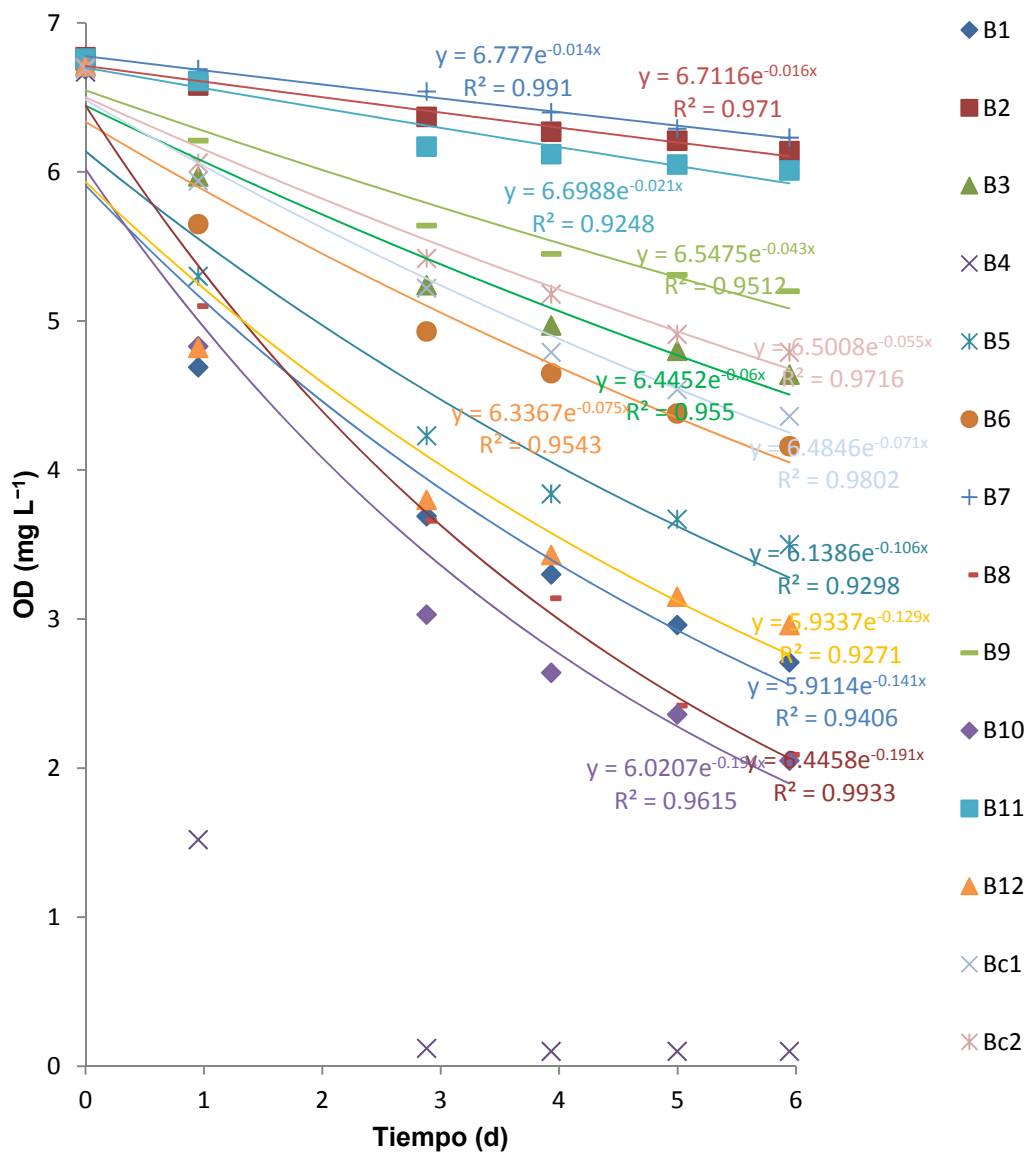


Fig. 4.15. Cinéticas de OD con líneas de tendencia exponenciales simples en puntos de muestreo del tramo B. Campaña 1.

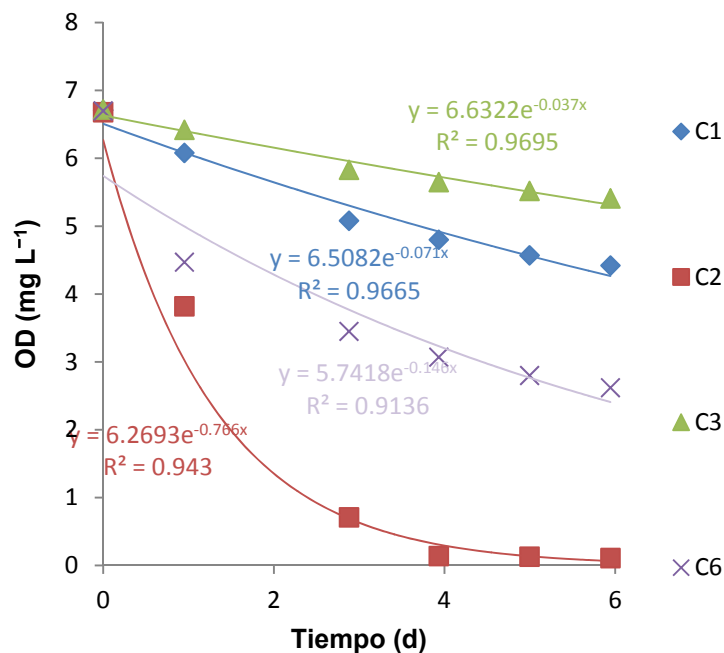


Fig. 4.16. Cinéticas de OD con líneas de tendencia exponenciales simples en puntos de muestreo del tramo C, campaña 1.

Con los datos de DBO medidas a diferentes tiempos se realizó un ajuste para una cinética de primer orden utilizando el método integral/mínimos cuadrados (Chapra, 1997) para determinar L_0 y k_1 . Los resultados experimentales y calculados, para la campaña 1 (los resultados para la campaña 2 son muy similares), utilizando este modelo se muestran en las figuras 4.17 a 4.21.

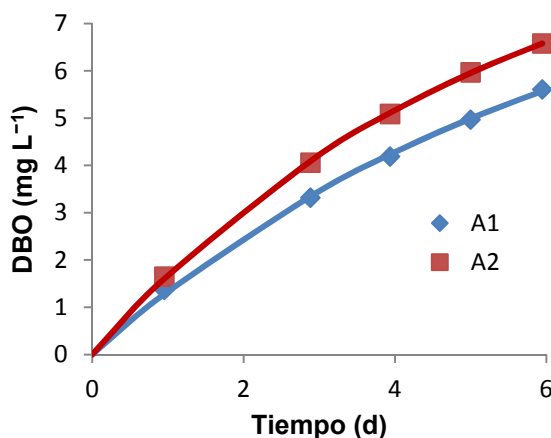


Fig. 4.17. DBO vs t para los primeros puntos del lecho del río, campaña 1. Marcadores: datos experimentales. Líneas: datos calculados.

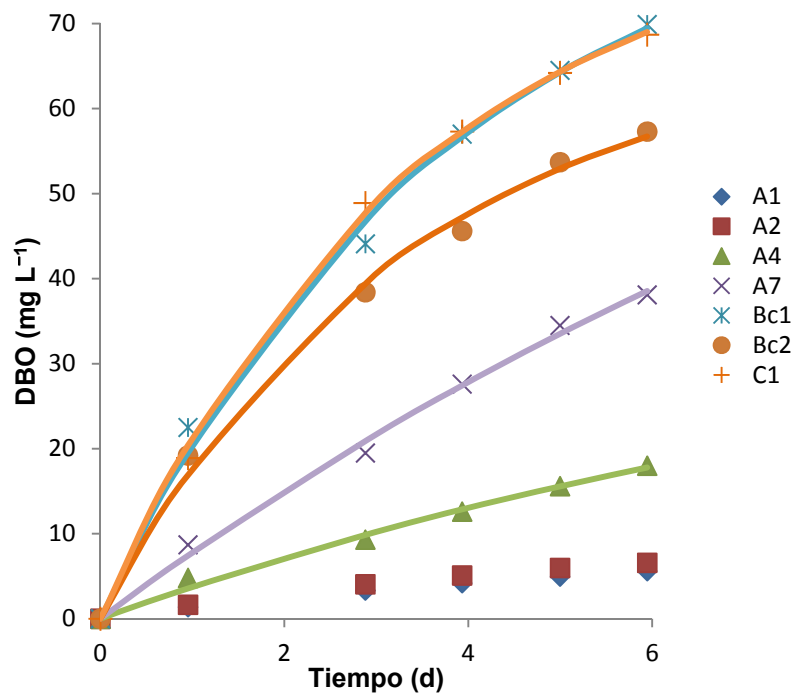


Fig. 4.18. DBO vs t para puntos del lecho del río, campaña 1. Marcadores: datos experimentales. Líneas: datos calculados.

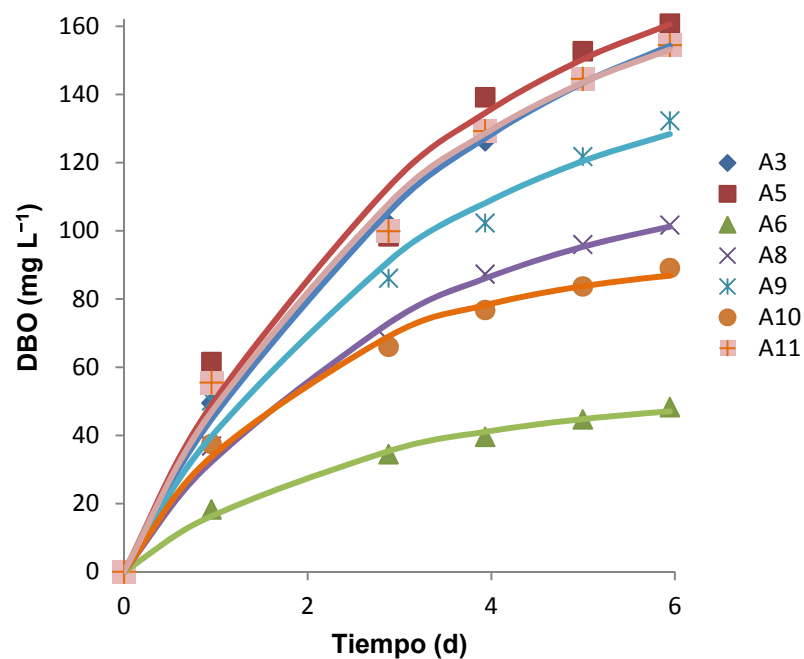


Fig. 4.19. DBO vs t para descargas del tramo A, campaña 1. Marcadores: datos experimentales. Líneas: datos calculados.

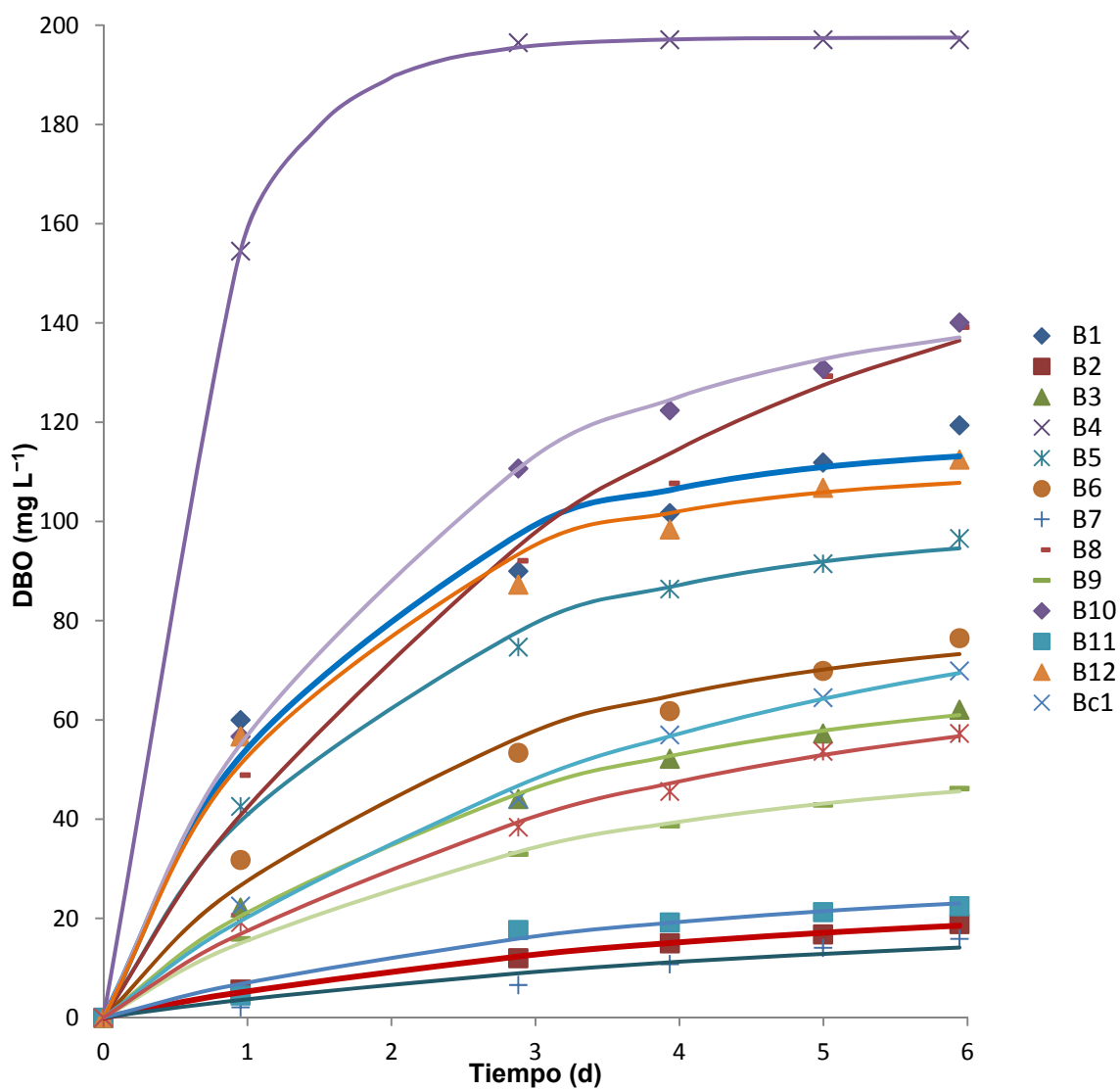


Fig. 4.20. DBO vs t para puntos del tramo B, campaña 1. Marcadores: datos experimentales. Líneas: datos calculados.

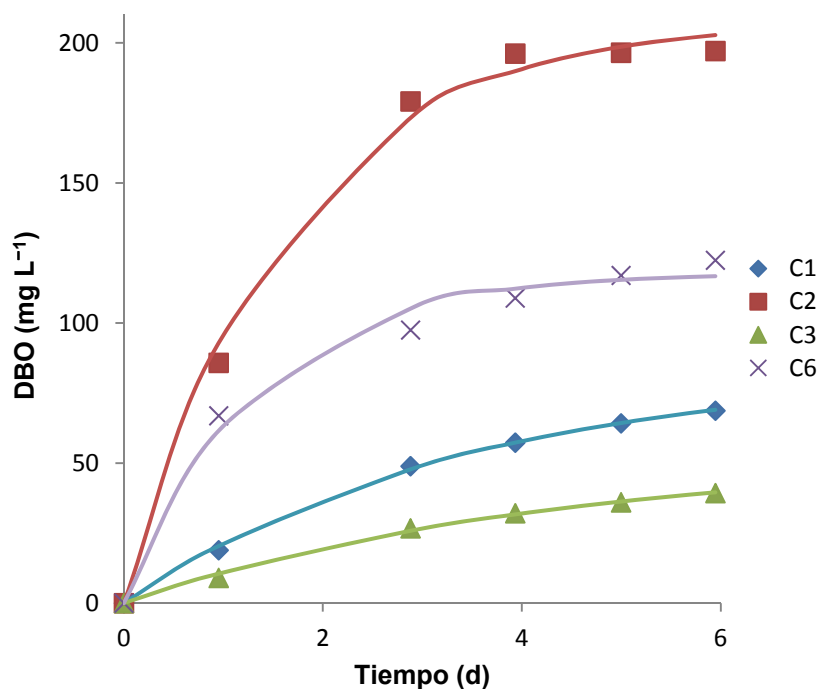


Fig. 4.21. DBO vs t para puntos del tramo C, campaña 1. Marcadores: datos experimentales. Líneas: datos calculados.

Para obtener la constante de degradación de las muestras a 20 °C se utilizó la siguiente correlación

$$k_1 = k_{1,20} \theta^{T-20} \quad (23)$$

donde k_1 = constante de degradación a la temperatura T (°C), $k_{1,20}$ = constante de degradación a 20 °C y $\theta = 1.047$ (Chapra, 1997). Los resultados experimentales para la DBO_5 , L_0 y k_1 para las campañas 1 y 2 se pueden comparar en la tabla 4.5. La variación espacial de la materia orgánica expresada como DBO_5 y el OD en los puntos del lecho del Río Chiquito para la campaña 1 se muestran en la Fig 4.22. Las constantes cinéticas obtenidas están dentro del rango de valores típicos de la literatura (Chapra, 1997).

Tabla 4.5. Valores experimentales de DBO₅ y parámetros calculados con cinética de 1er orden. ND = datos no disponibles. NA = descarga no activa. M1 = campaña 1. M2 = campaña 2. SE = error estándar.

Muestra	DBO ₅ (mg/L)		L ₀ (mg/L)		% DBO ₅ /L ₀		k ₁ (d ⁻¹ 20 °C)		SE	
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2
A1	4.97	9.19	9.16	11.63	54.26	78.99	0.13	0.29	0.0466	0.5334
A2	5.97	8.49	9.77	12.31	61.11	68.94	0.15	0.20	0.0246	0.4013
A3	144.3	115.2	189.84	119.67	76.01	96.26	0.22	0.47	2.5170	1.2950
A4	15.6	9.02	41.34	11.06	37.74	81.56	0.07	0.32	0.5713	0.5018
As	NA	171	0	243.76	NA	70.15	NA	0.19	NA	3.4717
A5	152.7	195.9	190.43	219.18	80.19	89.38	0.25	0.41	8.1126	5.5922
A6	44.7	73.2	52	85.75	85.96	85.36	0.32	0.31	1.1742	0.3005
A7	34.5	7.63	104.5	7.64	33.01	99.84	0.06	1.44	0.8884	0.0106
A8	96	96.9	116.72	108.58	82.25	89.25	0.27	0.33	2.8679	1.5163
A9	121.8	130.2	150.72	133.05	80.81	97.86	0.25	0.51	5.5148	1.8610
A10	83.7	182.1	92.21	208.59	90.77	87.30	0.38	0.33	2.2330	0.5202
A11	144.6	161.1	181.09	162.28	79.85	99.28	0.25	0.50	4.8707	5.1182
B1	111.9	93	115.71	108.66	96.71	85.59	0.51	0.28	5.2999	2.2663
B2	16.8	5.73	23.91	8.00	70.26	71.63	0.20	0.16	0.3396	0.4623
B3	57.3	NA	68.38	0.00	83.80	NA	0.29	NA	0.9739	NA
B4	197.1	NA	197.52	0.00	99.79	NA	1.27	NA	0.4409	NA
B5	91.5	198.6	98.55	205.54	92.85	96.62	0.43	0.62	1.9413	1.7984
B6	69.9	96.6	79.46	106.98	87.97	90.29	0.34	0.35	3.0195	1.2238
B7	14.1	4.33	20	10.11	70.50	42.84	0.17	0.09	1.4415	0.0683
B8	129.3	124.8	163.85	135.66	78.91	92.00	0.18	0.37	4.4792	1.7994
B9	42.9	83.1	51.64	124.58	83.08	66.70	0.29	0.17	0.5073	1.4705
B10	130.8	119.7	144.21	118.91	90.70	100.66	0.31	0.64	1.8052	2.0984
Bc1	64.5	56.1	87.69	69.40	73.55	80.83	0.16	0.25	1.2094	0.8606
B11	21.3	7.01	27.91	7.04	76.32	99.62	0.17	1.20	4.1277	0.0199
Bc2	53.7	18.3	68.33	28.46	78.59	64.31	0.18	0.17	1.6448	0.2415
B12	106.8	199.8	110	236.76	97.09	84.39	0.40	0.28	1.2739	4.5131
C1	64.2	182.4	83.63	260.84	76.77	69.93	0.17	0.20	0.7878	3.4638
CCA	ND	148.8	ND	233.98	ND	63.59	ND	0.16	ND	2.6866
C2	196.5	199.5	207.98	220.28	94.48	90.56	0.37	0.46	5.1785	10.9575
C3	36	18.6	52.71	20.01	68.30	92.95	0.14	0.17	0.7534	3.1324
C4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
CBAM	ND	72.9	ND	85.80	ND	84.97	ND	0.26	ND	3.2057
C5	ND	187.8	ND	267.26	ND	70.27	ND	0.19	ND	5.5054
C6	117	178.2	117.91	260.47	99.23	68.42	0.46	0.19	4.7465	1.8264
C7	ND	105.6	ND	145.08	ND	72.79	ND	0.21	ND	0.4023

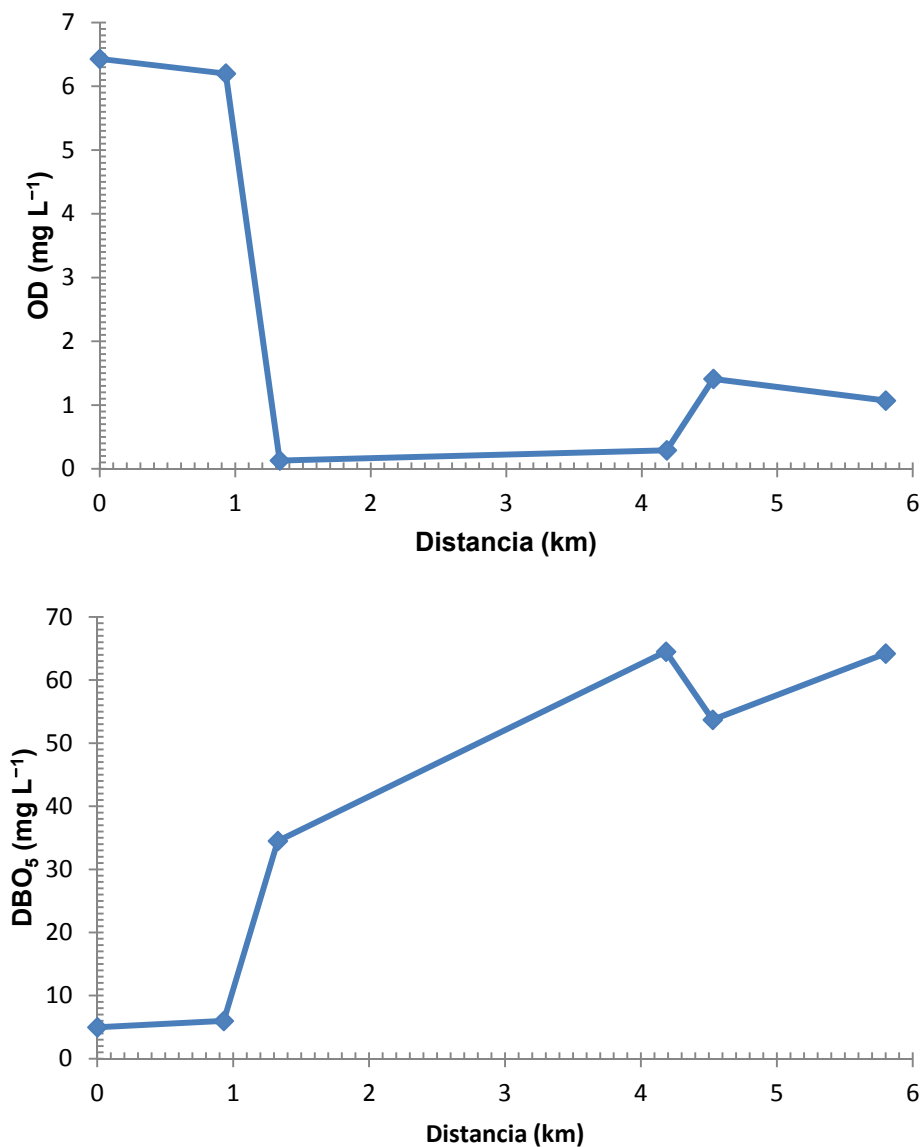


Fig. 4.22. Variación espacial de la DBO₅ y el OD en el Río Chiquito en la campaña 1.

Es evidente el efecto de la materia orgánica justo después de la primera descarga residual (un poco delante de la avenida camelinas), el OD disminuye drásticamente mientras que la DBO₅ aumenta. Se puede apreciar una leve recuperación después de los 4.3 km (delante de la descarga de la Av. Juárez). Aunque en esta ocasión no se pudo tomar una muestra después de la caída de agua a la altura de Virrey de Mendoza, otras mediciones han mostrado que el OD se eleva en esa zona pudiendo llegar hasta alrededor de 4 mg L⁻¹.

4.3 Variación estacional de la dinámica de OD en la zona suburbana

Con el fin de determinar la variación estacional de la dinámica de OD y los parámetros asociados para la reaireación, fotosíntesis y respiración se contrató el servicio de electricidad en una toma cercana al río y se construyó una pequeña estación de monitoreo consistente en un registro de concreto, para alojar el equipo, y una instalación eléctrica subterránea y por debajo del lecho del río. El equipo disponible en esta ocasión fue un medidor y sonda óptica Hach Intellical HQ40d programado para tomar muestras de OD y temperatura cada 5 minutos. Las mediciones se efectuaron en el mismo sitio mostrado en la Fig. 3.1 abarcando un año desde marzo de 2013 a febrero de 2014. Mediciones continuas de uno a varios días consecutivos se efectuaron, cuando fue posible, cada semana. De acuerdo al análisis del trabajo previo en el sitio, se optó por estimar las tasas de fotosíntesis y respiración y el coeficiente de reaireación con el MCT, puesto que es el método que mejor describe el comportamiento del perfil de OD, existe un efecto comprobado de la temperatura y la diferencia entre los resultados por el MCT y los promedios ponderados fue muy pequeña (Correa-González y col., 2014). Adicionalmente al MCT se estimaron los coeficientes de reaireación con la ecuación de Parkhurst y Pomeroy (1972) y después se calcularon las tasas fotosintéticas promedio y de respiración con el MCT, este procedimiento será referido como PPMCT. Se obtuvieron datos para cada mes del año, excepto los meses de octubre y septiembre, ya que las fuertes precipitaciones registradas provocaron grandes avenidas hidráulicas que arrastraron la estación construida. Una vez adaptada de nuevo, las mediciones se reanudaron a intervalos mayores, ya que los cambios en la dinámica de OD de los meses siguientes a la temporada de lluvias fueron muy pequeños.

De manera general el pico nocturno se puede apreciar más definido, confirmando la presencia de una perturbación debida a alguna descarga tipo pulso o escalón corto. La forma y características del pico parecen indicar que no se trata de una descarga residual sino de aguas relativamente limpias, probablemente

cercanas a la concentración de saturación. Este tipo de descarga concordaría con agua vertida de las instalaciones de los filtros que se encuentran corriente arriba del sitio de monitoreo. En entrevista con el personal operativo de la instalación de los filtros en el Río Chiquito se aseguró que no vertían ninguna descarga al río. Se realizó una solicitud formal al OOAPAS requiriendo los datos de operación que pudieran revelar la descarga nocturna. La solicitud fue turnada a la planta potabilizadora de Santa María en la cual el personal administrativo proporcionó información oral en la que afirmó que si se realizaban lavados de los filtros con las consecuentes descargas al río. El personal se comprometió formalmente a proporcionar la información solicitada; compromiso con el cual, lamentablemente, no cumplió a pesar de que se le fue recordado de manera personal en reiteradas visitas. Para descartar la posibilidad del vertido de aguas residuales se tomaron muestras continuas en un ciclo diario del 13 al 14 de marzo y se determinó la DBO_5 . Los resultados muestran que la perturbación del pico nocturno no tiene su origen en una descarga residual ya que la DBO_5 no presentó variación significativa a lo largo del ciclo diario (Fig. 4.23).

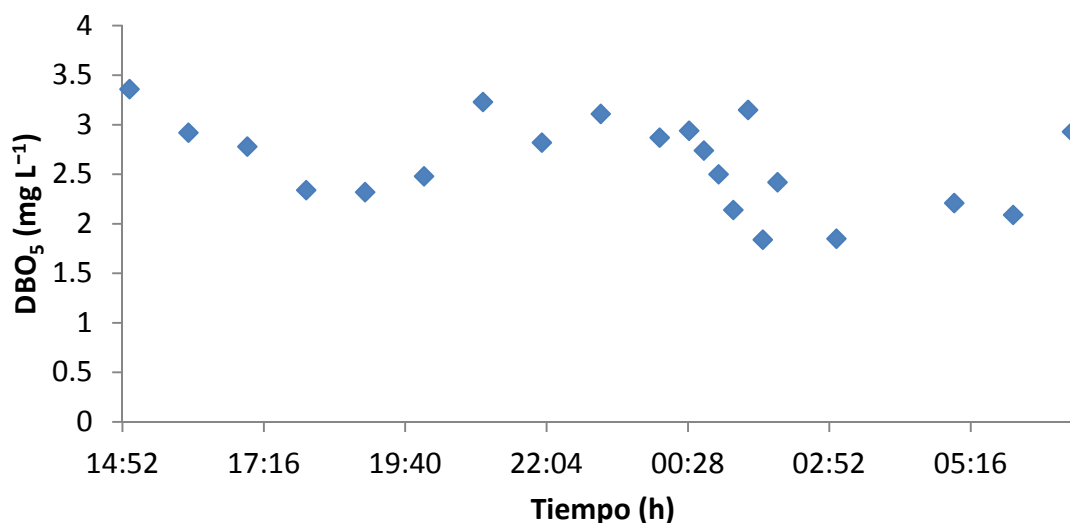


Fig. 4.23. DBO_5 en el ciclo diario del 13 al 14 de marzo 2013.

Los perfiles de OD estacionales así como los resultados del modelado con MCT y PPMCT se pueden observar en las figuras 4.24 a 4.45 mientras que los valores

anuales para k_a , R y la P_{av} media y la turbidez se muestran en las Fig. 4.46 y 4.47. Los valores medidos de profundidad promedio, velocidad promedio y el fotoperiodo para los diferentes periodos de monitoreo se muestran en la Tabla 4.6 mientras que los parámetros correspondientes a la reaeración, fotosíntesis y respiración obtenidos con el MCT y el PPMCT se muestran en las Tablas 4.7 y 4.8.

Al fin del invierno y principio de la primavera se pueden observar dinámicas de OD con un patrón similar al descrito en la sección 4.1.1, pero con un desplazamiento vertical un poco menor al observado en el invierno de 2012. El máximo OD se encuentra muy cercano a la concentración de saturación o las sobrepasa por poco y el rango vertical (Δ) es de 2 a 2.5 mg L⁻¹. Una vez entrada la primavera el desplazamiento vertical disminuye y el rango vertical aumenta, lo que indica un aumento en las tasa de respiración y fotosíntesis. Esto marca el inicio de la temporada de reproducción y crecimiento. La tendencia aumenta hasta tener las mayores tasas de respiración y fotosíntesis en mayo y los primeros días de junio justo antes del inicio de las lluvias. Los niveles de OD en ésta estación se ven severamente disminuidos en la noche rozando el límite de 5 mg L⁻¹ en el mes de abril e incluso llegando a los 3.5 mg L⁻¹ en la última semana de mayo. Particularmente en el mes de mayo los niveles de OD incluso durante las horas de luz son bajos, llegando a tener OD máximos de alrededor de 6 mg L⁻¹. Lo anterior indica que esta es la temporada de mayor riesgo para los niveles de OD.

En la segunda semana de junio, cuando la estación lluviosa comenzó, las tasas de fotosíntesis y respiración disminuyeron sensiblemente. Sin embargo, fue la tasa de fotosíntesis la que sufrió el decremento más drástico debido al gran aumento de la turbidez (ver Fig. 4.48) provocada por el arrastre de tierra y sedimentos. Ya entrada la estación de lluvias en el verano el perfil de OD sigue el un patrón similar al de la concentración de saturación, lo que indica la pérdida de actividad fotosintética. La dinámica de OD en esta estación está mayormente gobernada por la reaeración y la respiración. El nivel de OD en esta estación está

muy cercano al valor de saturación, por lo que no hay riesgos de incurrir en déficits significativos.

Al término de la temporada de lluvias (que en el 2013 se extendió casi hasta finales de noviembre). Los perfiles de OD siguen el patrón mantenido durante las lluvias. Incluso cuando la turbidez del agua baja, el patrón de OD indica que su dinámica está dominada por la reaireación y la respiración. Nuevamente el OD sigue el patrón de la concentración de saturación y su nivel está muy cercano a ella. Esta situación mejora en enero y febrero presentando cambios que indican una lenta, pero progresiva recuperación de la tasa de fotosíntesis. Los resultados obtenidos para enero de 2012 muestran que este no es el comportamiento usual de la corriente y que los fenómenos observados en el invierno de 2013 a 2014 probablemente se deban al daño y arrastre de la biota del lecho del río, provocado por las constantes e intensas avenidas hidráulicas sufridas en 2013.

Las relaciones de tasas metabólicas (Fig. 4.49) muestran que la corriente permanece heterotrófica durante todo el año. Durante el inicio de la primavera la razón P_{av}/R es un poco menor que la encontrada en las mediciones de invierno de 2012. Un leve aumento se nota en las semanas de mayor crecimiento en el mes de mayo. Sin embargo, con la entrada de las lluvias en el verano la razón P_{av}/R cae a niveles muy cercanos a cero lo que indica una población prácticamente heterotrófica en esta época del año. Si bien la comunidad heterotrófica también se ve afectada por las fuertes lluvias, es la comunidad autótrofa la que mayormente resintió este fenómeno. Una recuperación leve de la comunidad de plantas se puede observar hacia el final del invierno en los meses de enero y febrero (P_{av}/R alrededor de 0.1 a 0.2). Este estado trófico en el invierno al parecer es debido a las lluvias atípicas que se observaron en 2013 y no es de esperarse que se presente en años con lluvias regulares. Incluso puede ser que en la temporada invernal se encuentre la razón P_{av}/R más alta del año (ver resultados de la sección 4.1.2.5).

Los resultados del modelado con ambos métodos, MCT y PPMCT, ajustan bien a los datos experimentales y, en general tienen excelente concordancia entre

sí. Sin embargo, aunque los valores estimados para k_a , R y P_{av} son cercanos en algunas estaciones, difieren considerablemente en algunas situaciones. El análisis de la dinámica estacional de OD muestra que el MCT presenta problemas en los perfiles que presentan un desplazamiento del máximo negativo, en los casos en que hay una baja producción primaria y para la mayoría de perfiles que están por debajo o cercanos a la concentración de saturación.

El PPMCT ha rendido los mejores resultados (en cuanto a sets de valores para k_a , R y P_{av}) tomando en cuenta los siguientes factores:

- Hay evidencia de que la variación estacional del coeficiente de reaireación es poca en corrientes de montaña (Anguiano-Valencia, 2012). Si bien el Río Chiquito no es una corriente de montaña, se puede considerar como una corriente de transición de montaña a tierras bajas. Además este fenómeno es de esperarse también en tierras bajas. La variabilidad también ha sido poca para tramos considerables cuando se trata de un mismo río aún en diferentes condiciones de flujo (Wilcock, 1988). Otra tendencia que se ha observado es el decremento de k_a cuando se incrementa el flujo de la corriente (Anguiano-Valencia, 2012; Wilcock, 1988). Estas características concuerdan con los resultados obtenidos con PPMCT.
- EL PPMCT predice valores de k_a altos pero no exorbitantes y más cercanos a los que se pueden encontrar en corrientes con las características del Río Chiquito (Chapra y Di Toro, 1991; Loperfido y col., 2009; Wilcock, 1988; Wilcock y col., 1998). Además los valores predichos están en concordancia o cercanos con los encontrados en la sección 4.1 con el MCT, el método Delta, el MDPm y las ecuaciones de predicción más confiables (ver sección 4.1.2.1). En el caso del MCT los coeficientes de reaireación presentan cambios drásticos y se pueden encontrar coeficientes de reaireación sumamente altos (hasta más de 500 d^{-1}) que son improbables para las características del Río Chiquito.

- Las tasas de respiración y fotosíntesis obtenidas con el PPMCT, aunque se pueden considerar altas, se encuentran más razonablemente entre aquellas reportadas para corrientes con mediana y alta productividad (Bowie y col., 1985; Butcher y Covington, 1995). Con el TCM se obtienen tasas fotosintéticas sumamente elevadas (algunas entre 680 a 4000 g m⁻² d⁻¹) que exceden por mucho a las encontradas en las corrientes altamente productivas incluso con gran población de macrófitos (Wilcock y col., 1999).
- El MCT predice altas tasas fotosintéticas en algunos casos en que el perfil de OD claramente indica apenas una recuperación de la actividad fotosintética. Este comportamiento se describe más adecuadamente con el PPMCT.
- Los resultados obtenidos por el PPMCT y el MCT son cercanos entre sí en muchas de las situaciones en donde no se presentan las desviaciones mencionadas. Particularmente para el 21 y 22 de marzo, periodo en el cual se obtuvo un perfil sin grandes perturbaciones y puede ser considerado el mejor perfil obtenido, incluso sin el pico nocturno, la concordancia entre el PPMCT y MCT es destacable.

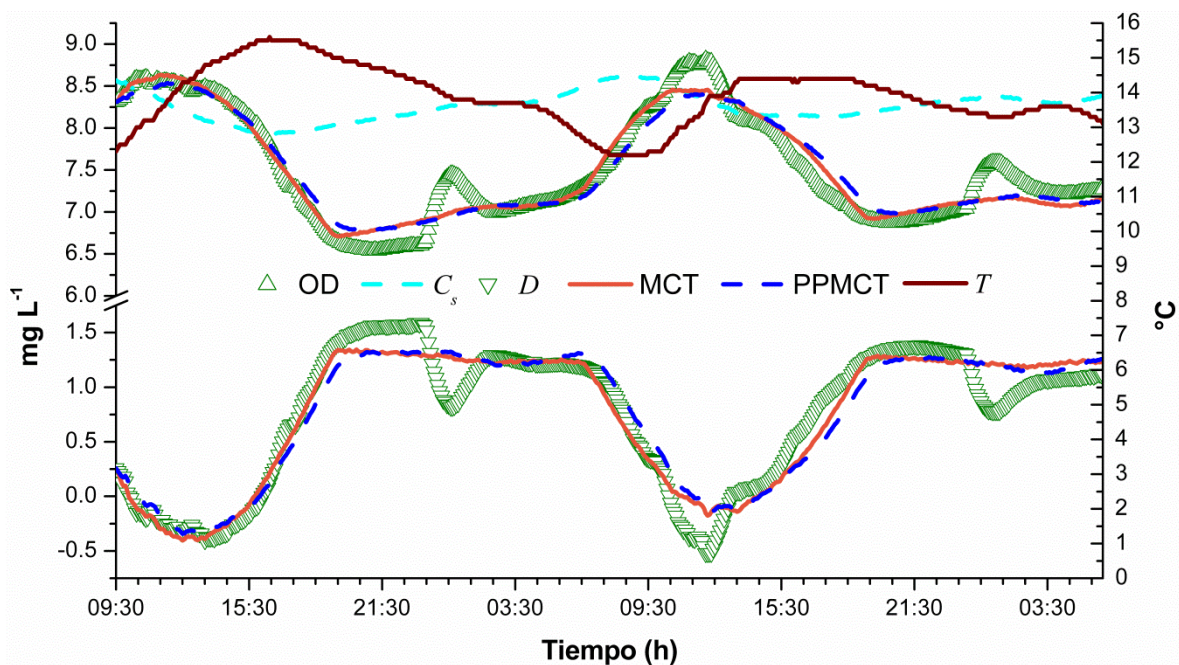


Fig. 4.24. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 13 al 15 de marzo de 2013.

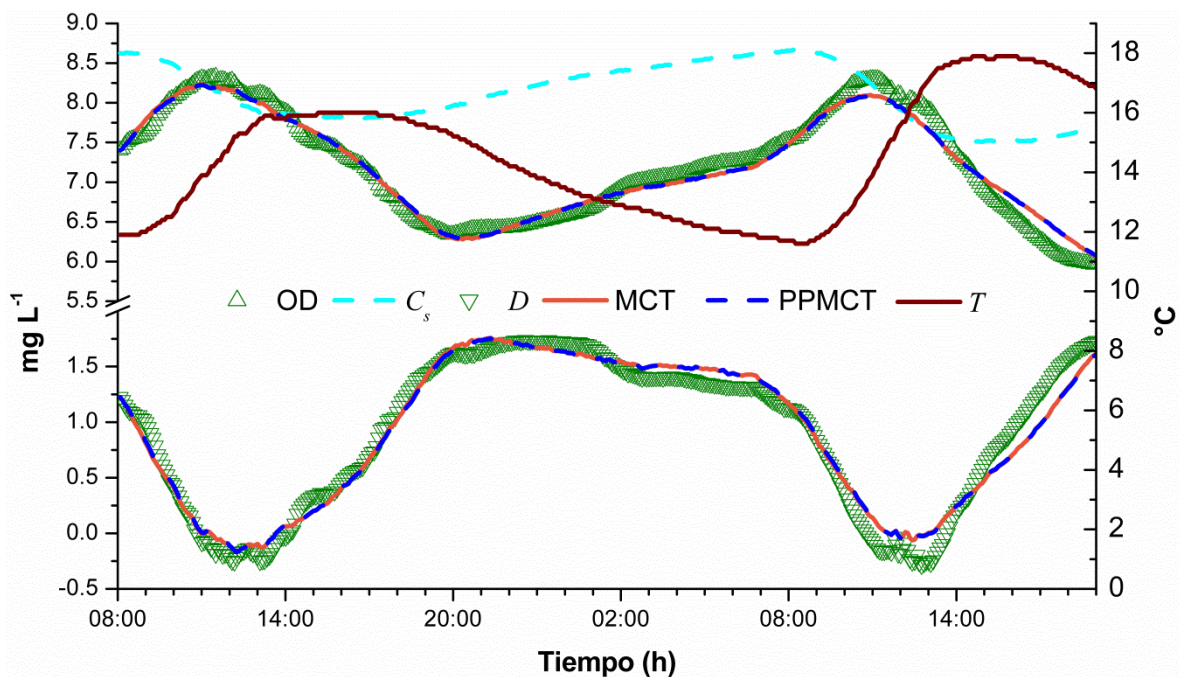


Fig. 4.25. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 21 al 22 de marzo de 2013.

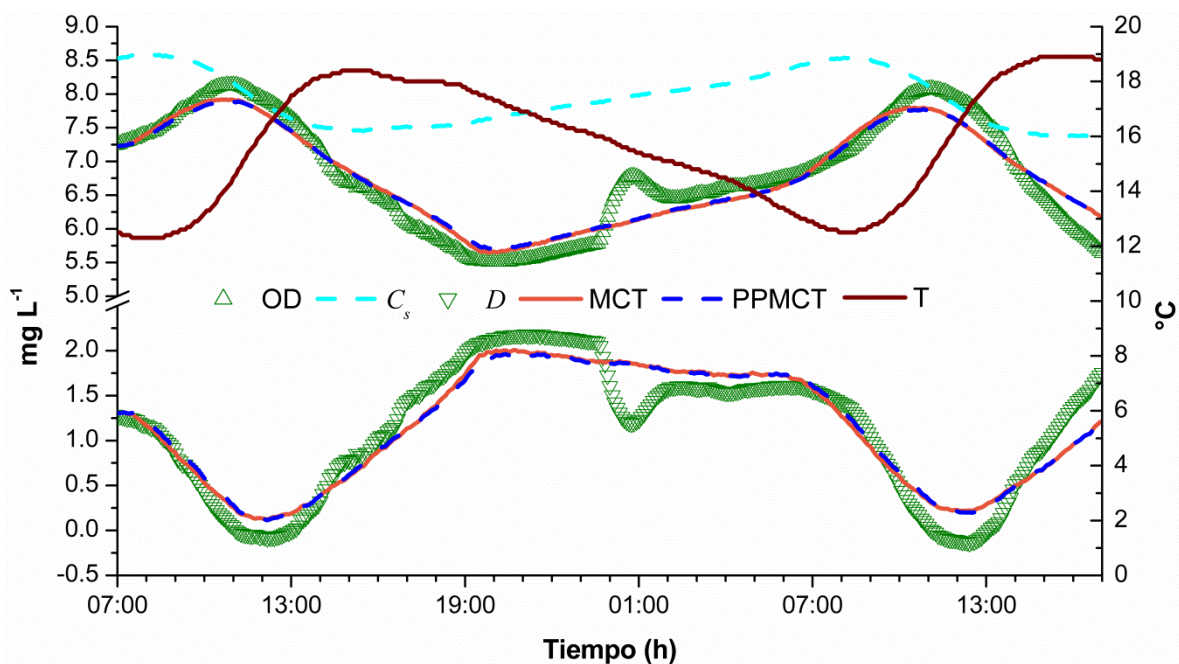


Fig. 4.26. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 28 al 29 de marzo de 2013.

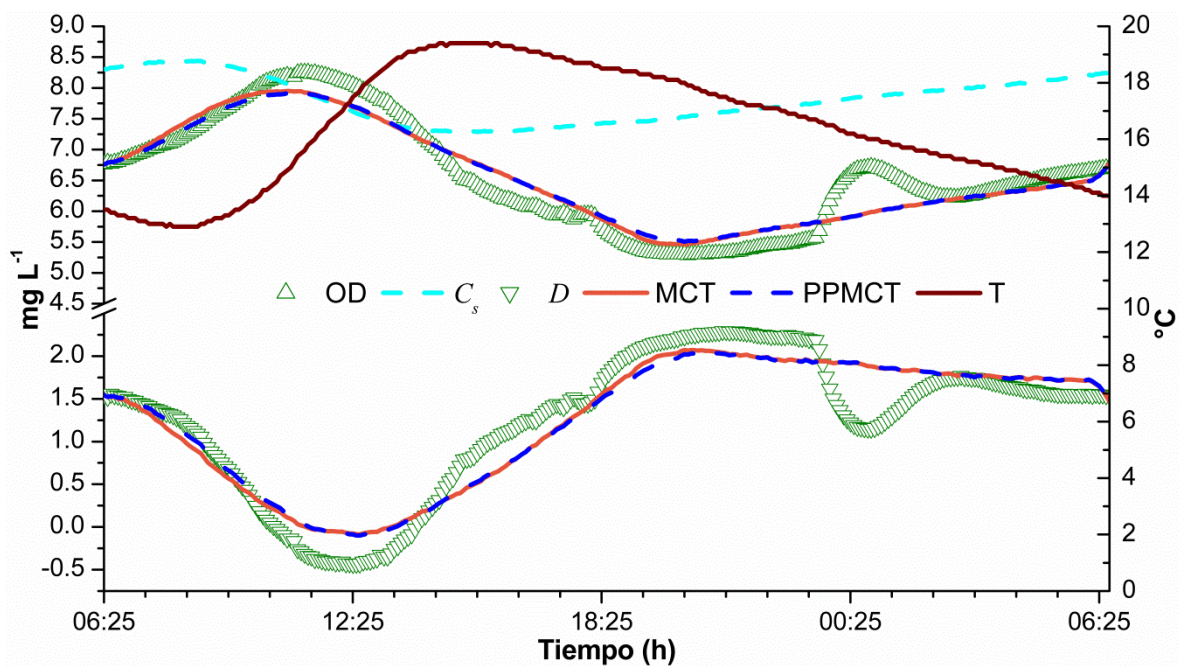


Fig. 4.27. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 4 al 5 de abril de 2013.

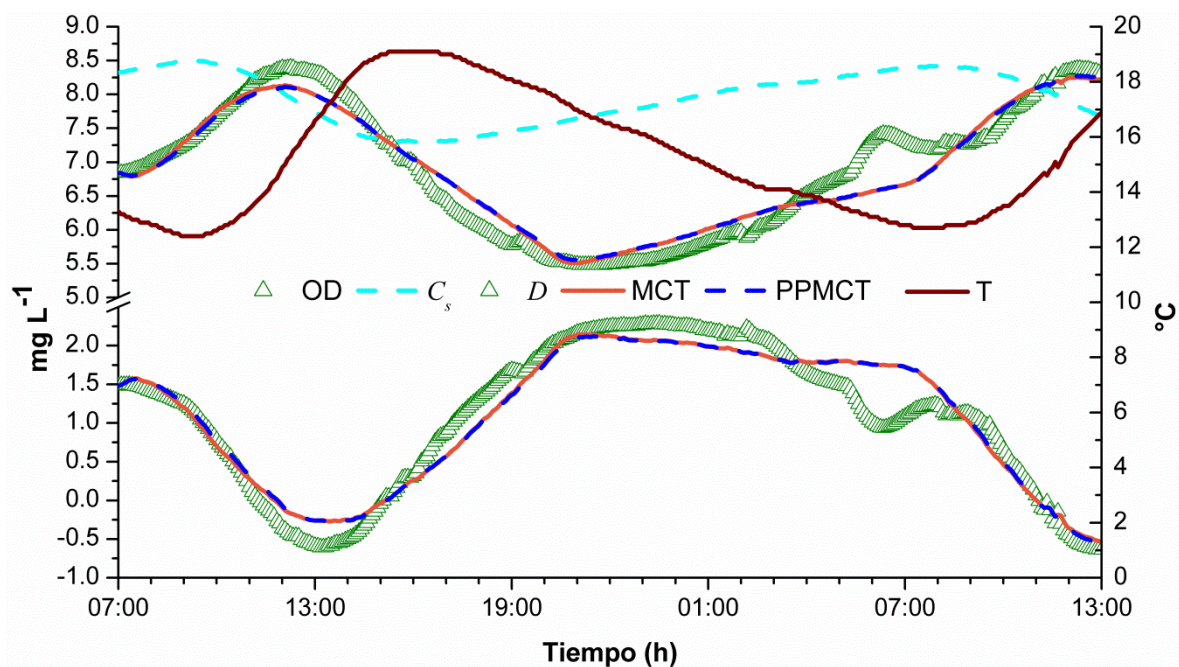


Fig. 4.28. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 11 al 12 de abril de 2013.

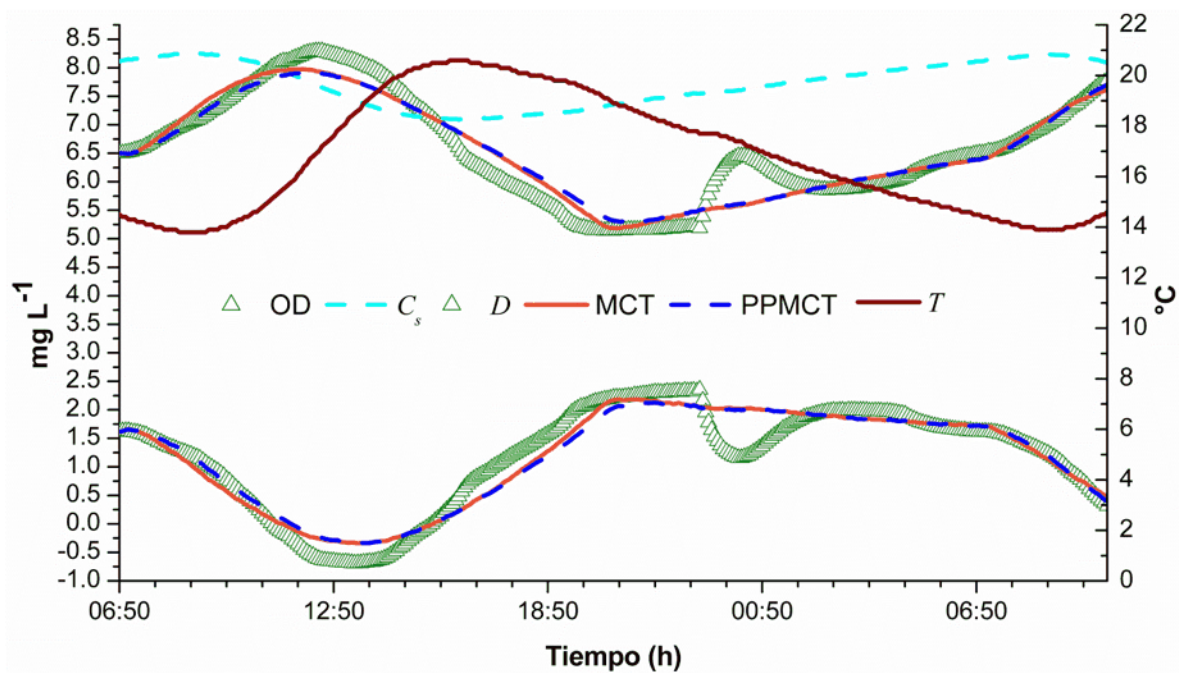


Fig. 4.29. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 18 al 19 de abril de 2013.

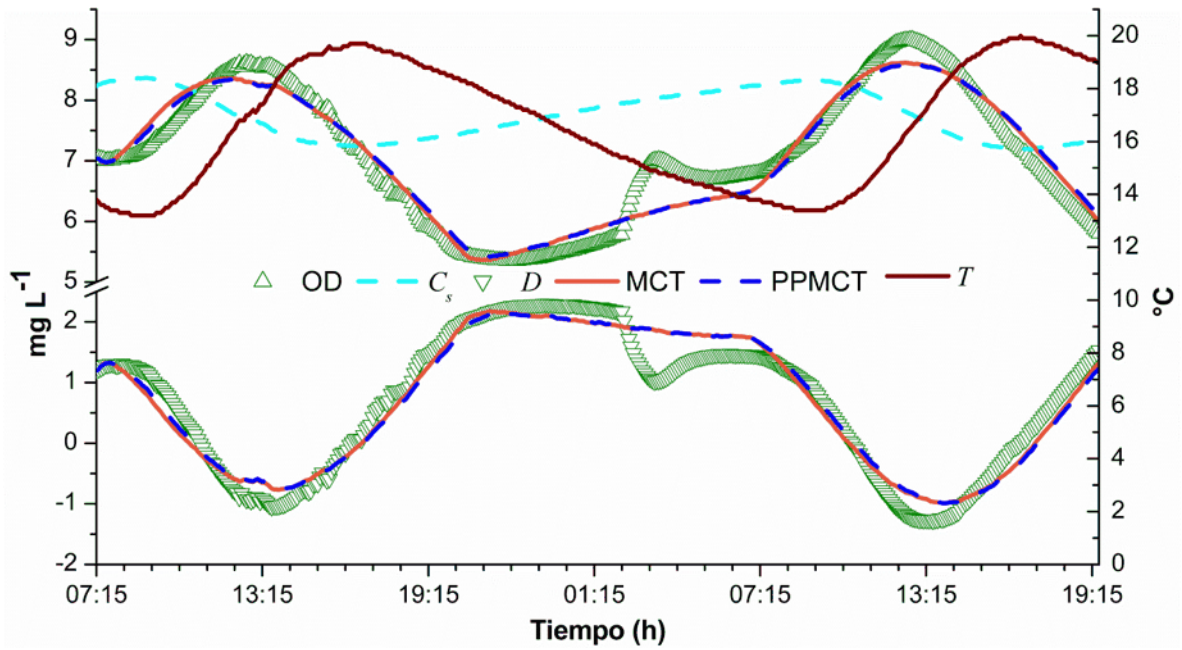


Fig. 4.30. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 1 al 2 de mayo de 2013.

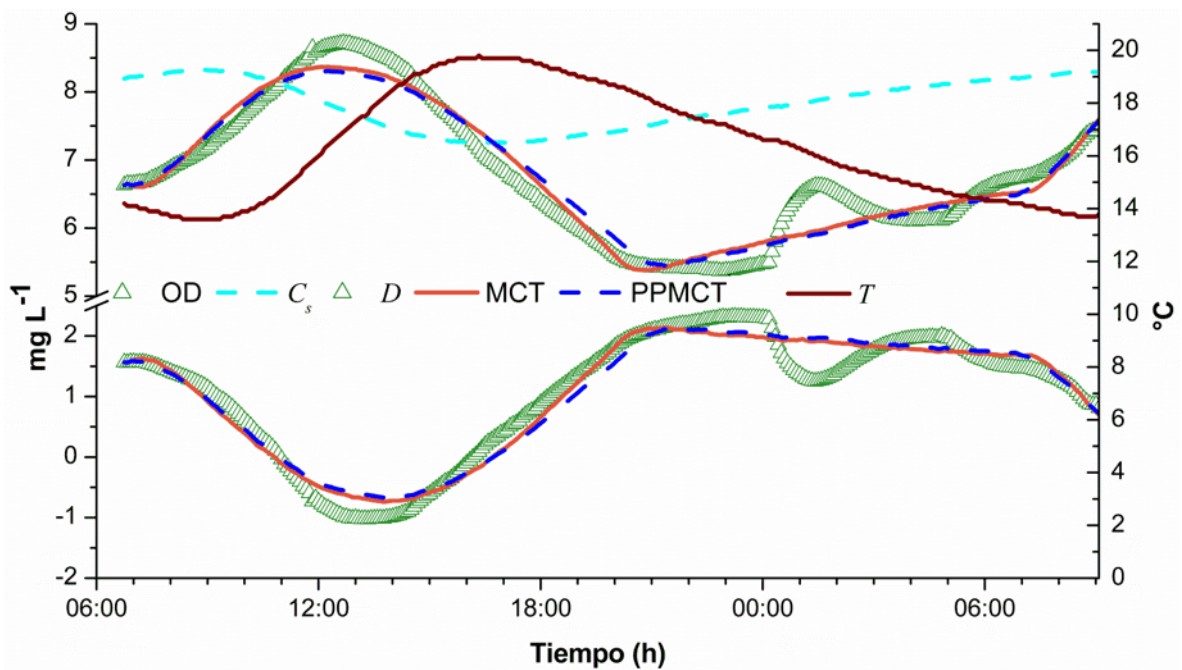


Fig. 4.31. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 8 al 9 de mayo de 2013.

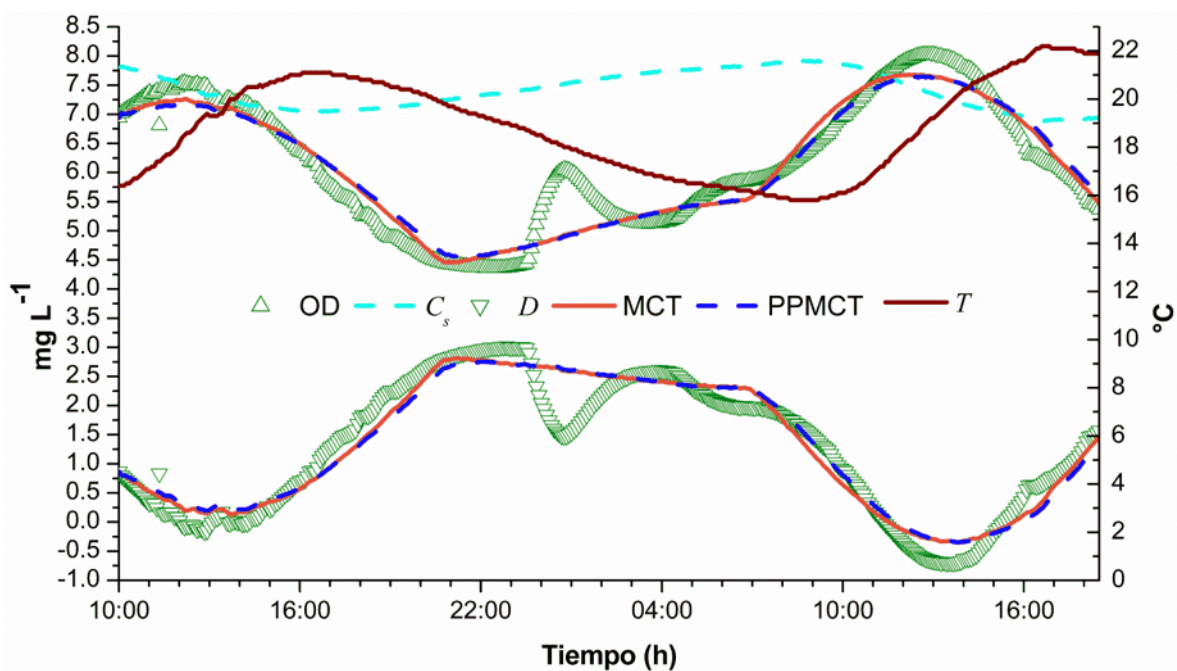


Fig. 4.32. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 16 al 17 de mayo de 2013.

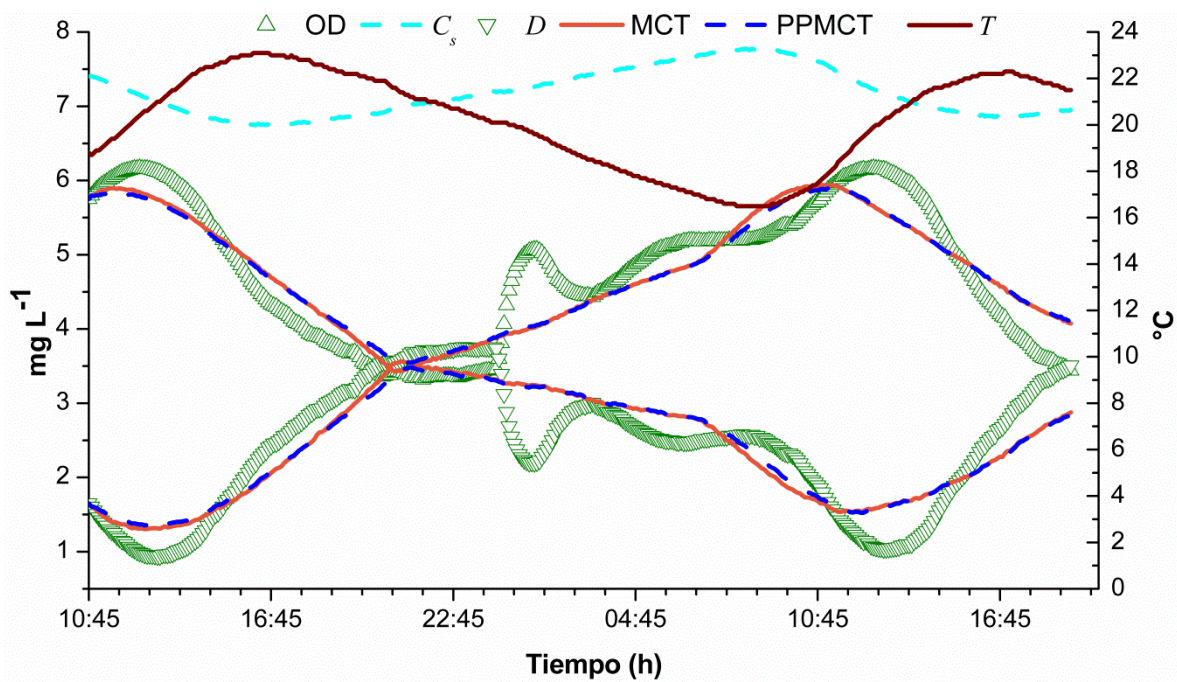


Fig. 4.33. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 30 al 31 de mayo de 2013.

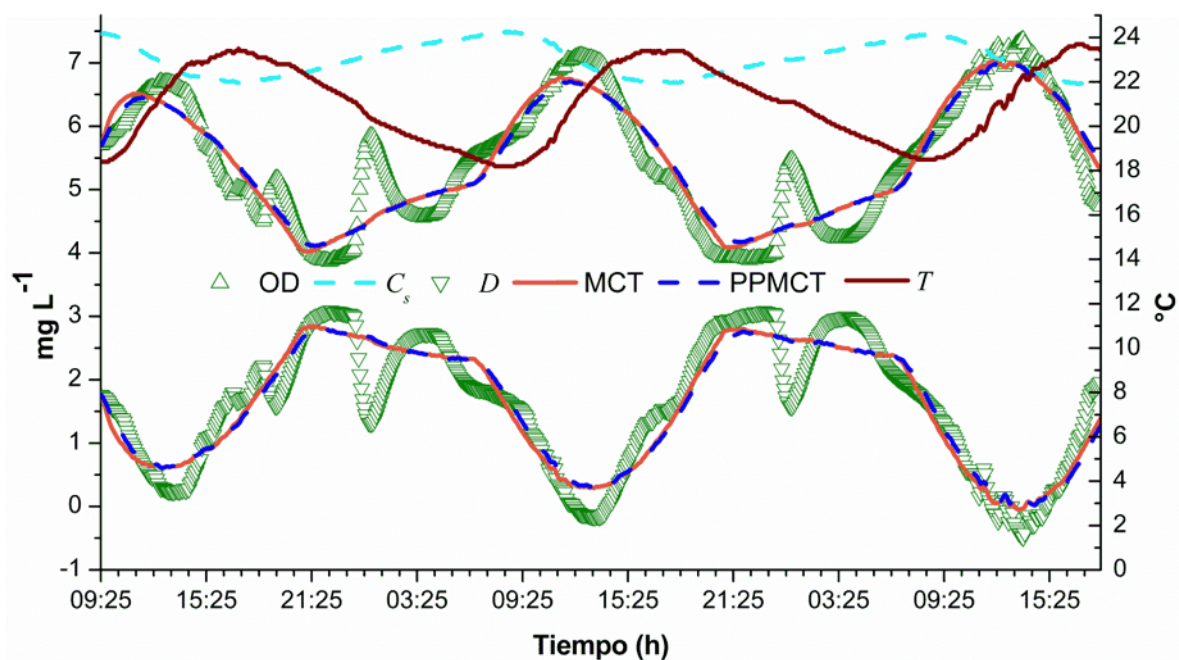


Fig. 4.34. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 5 al 7 de junio de 2013.

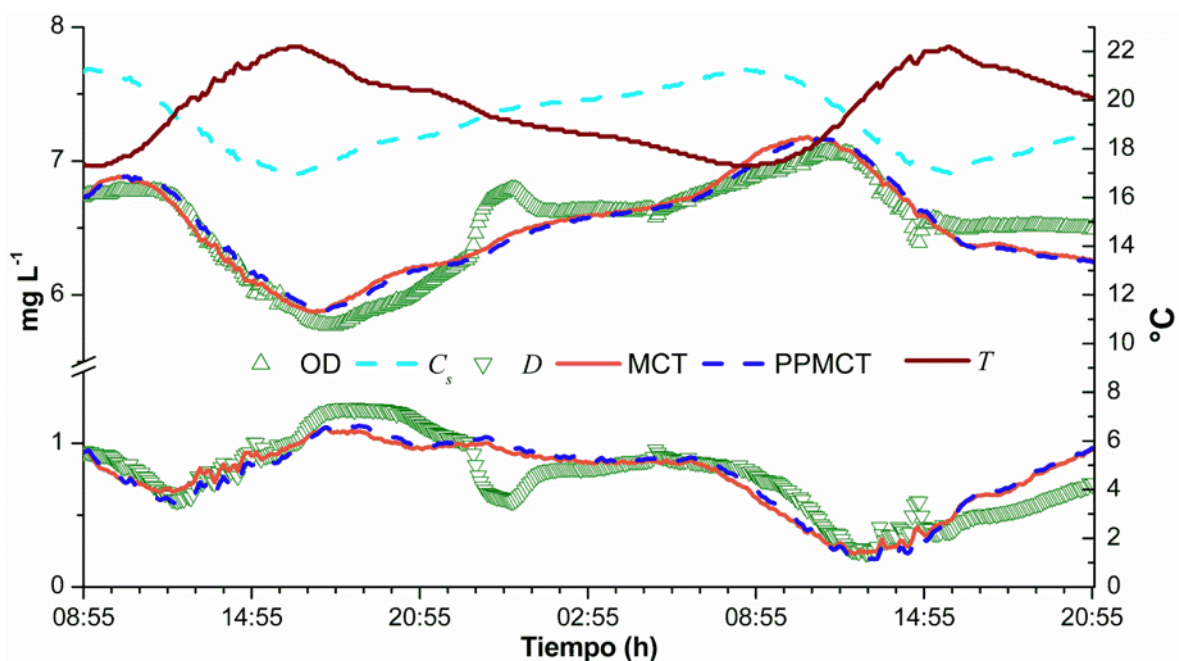


Fig. 4.35. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 12 al 13 de junio de 2013.

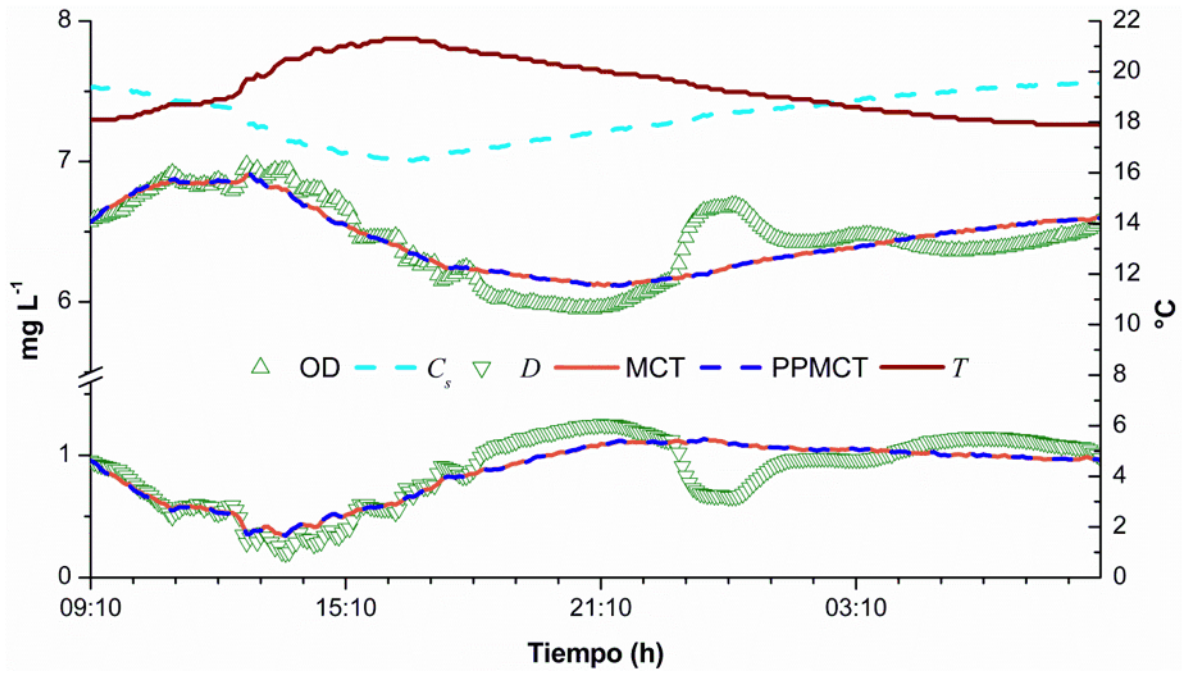


Fig. 4.36. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 20 al 21 de junio de 2013.

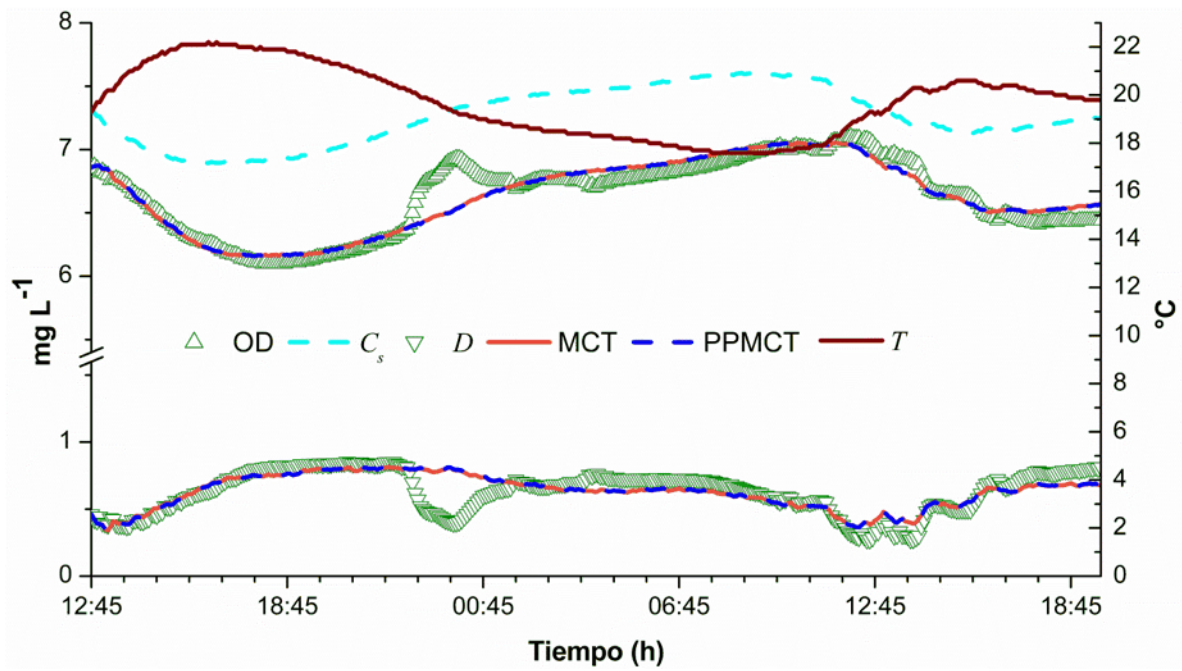


Fig. 4.37. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 15 al 16 de julio de 2013.

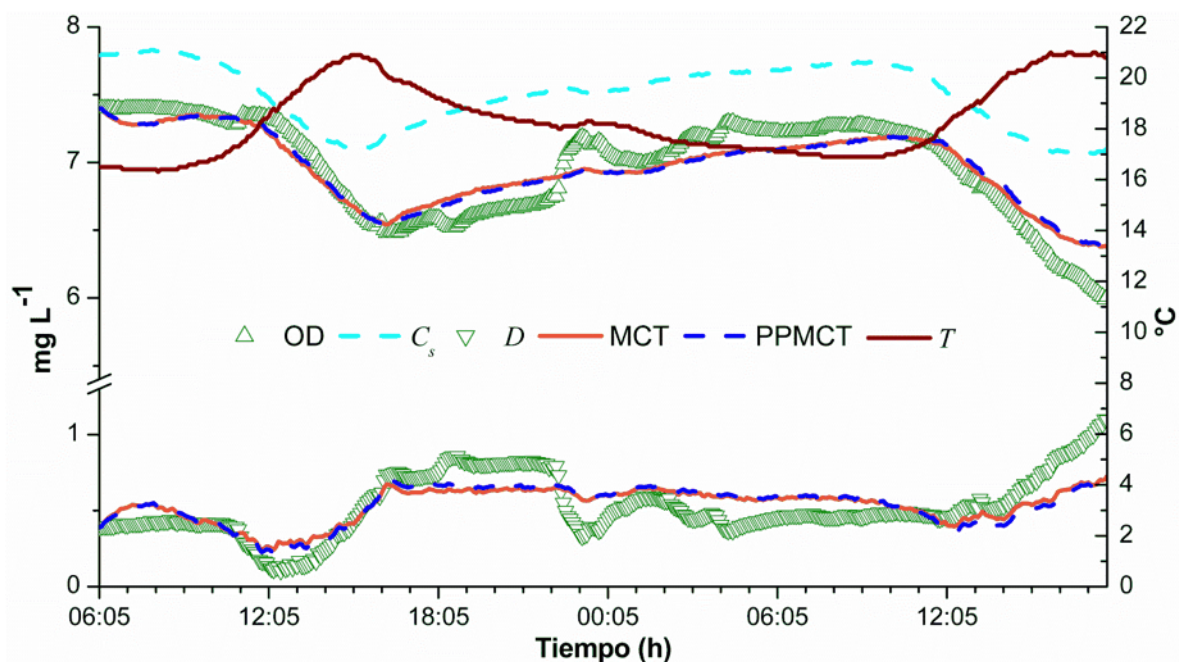


Fig. 4.38. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 18 al 19 de julio de 2013.

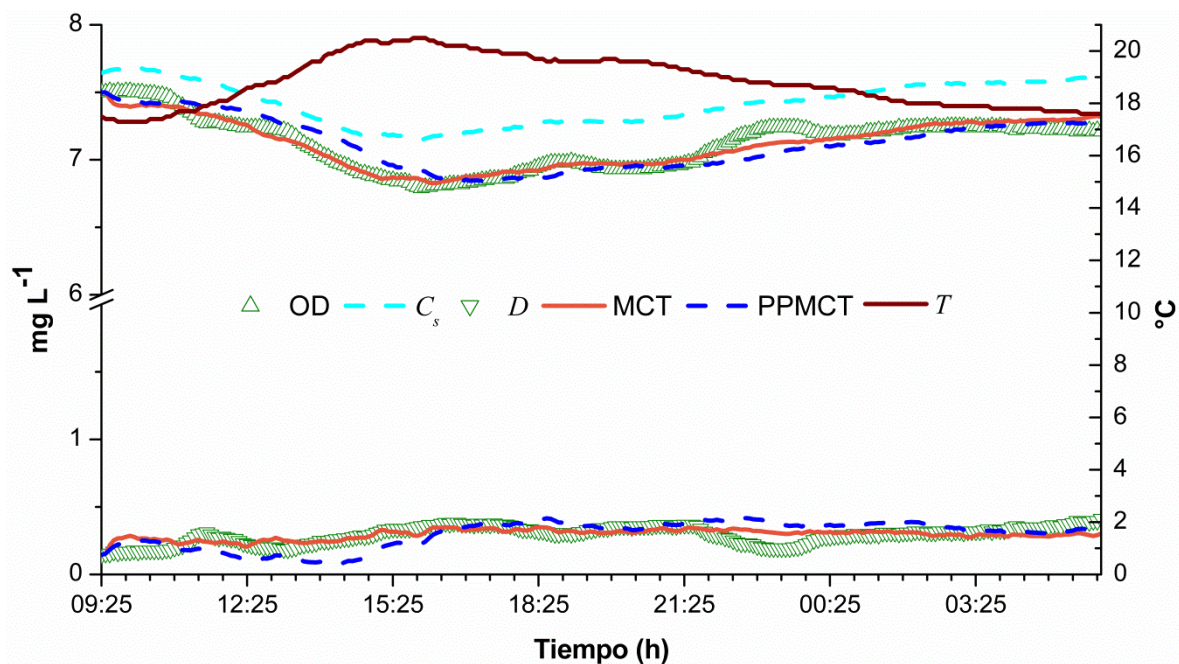


Fig. 4.39. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 7 al 8 de agosto de 2013.

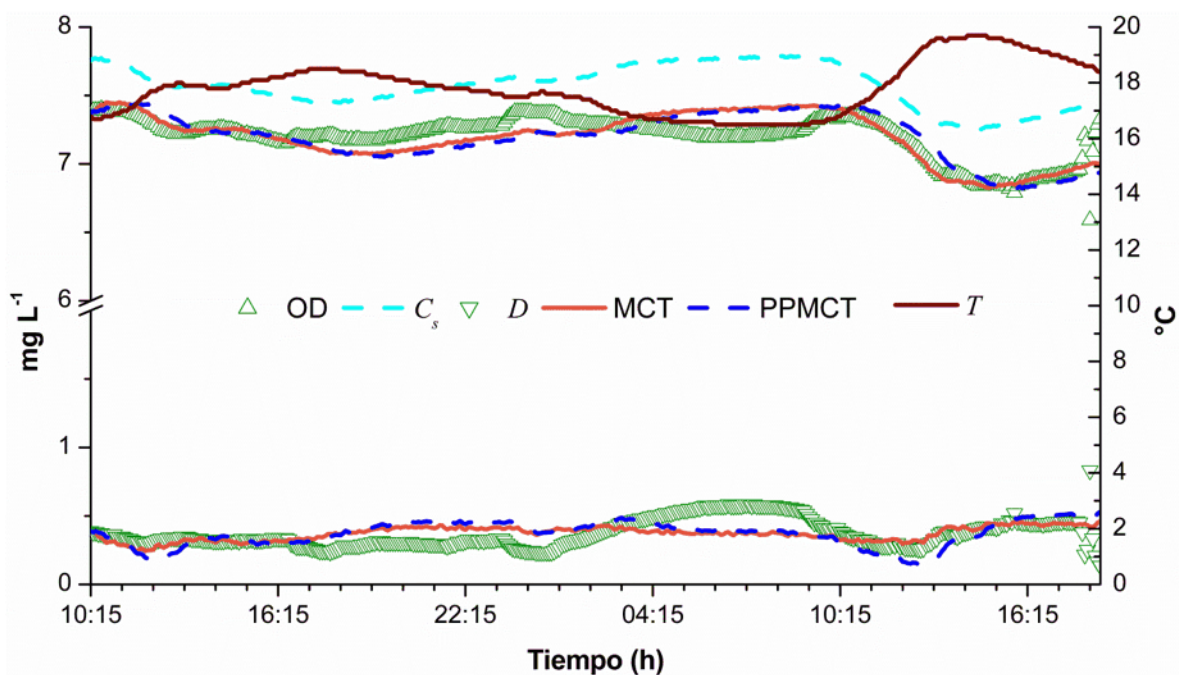


Fig. 4.40. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 22 al 23 de agosto de 2013.

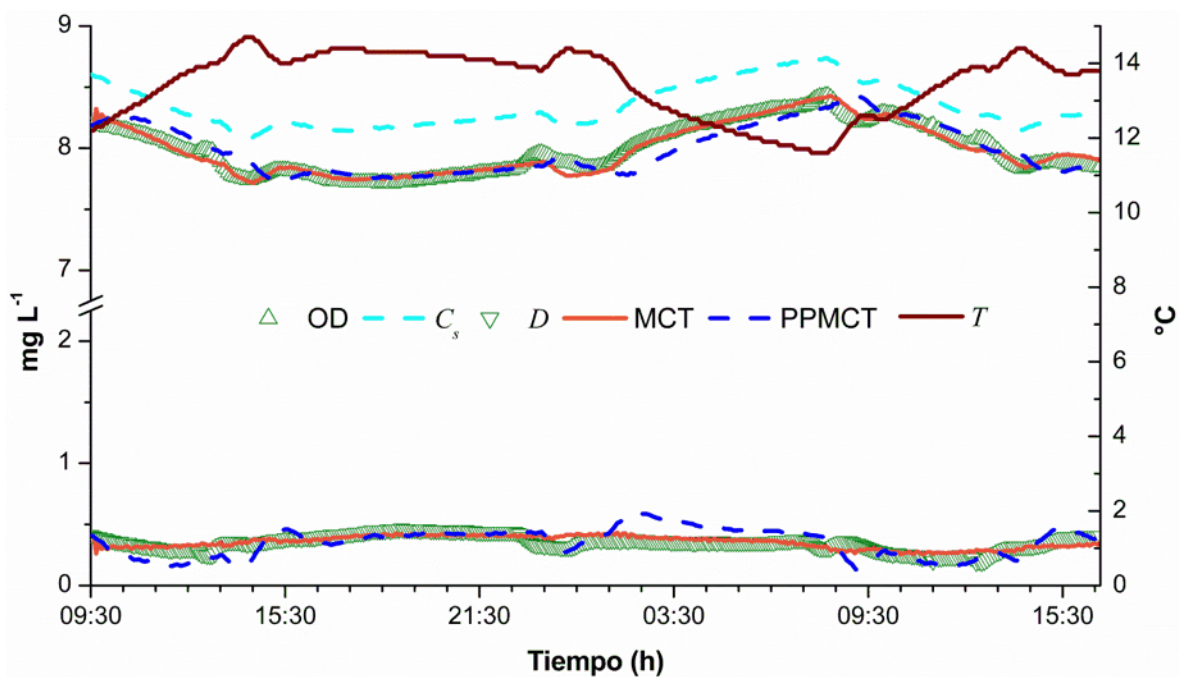


Fig. 4.41. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 28 al 29 de noviembre de 2013.

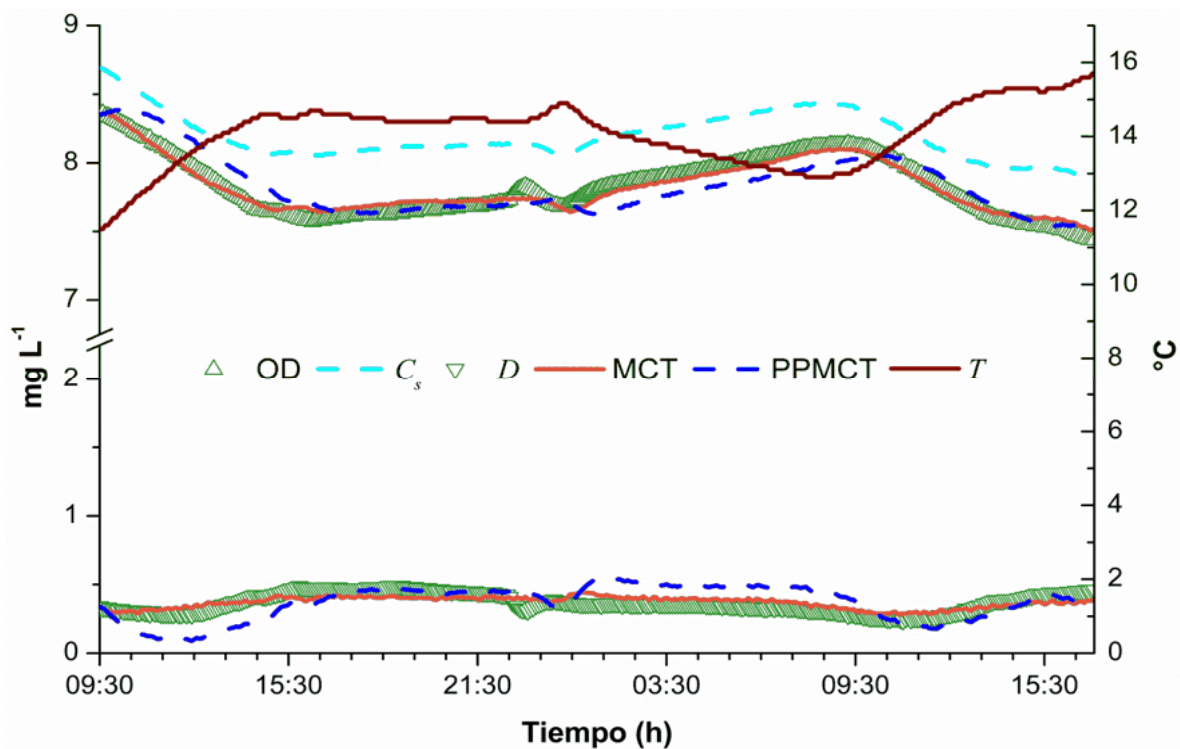


Fig. 4.42. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 3 al 4 de diciembre de 2013.

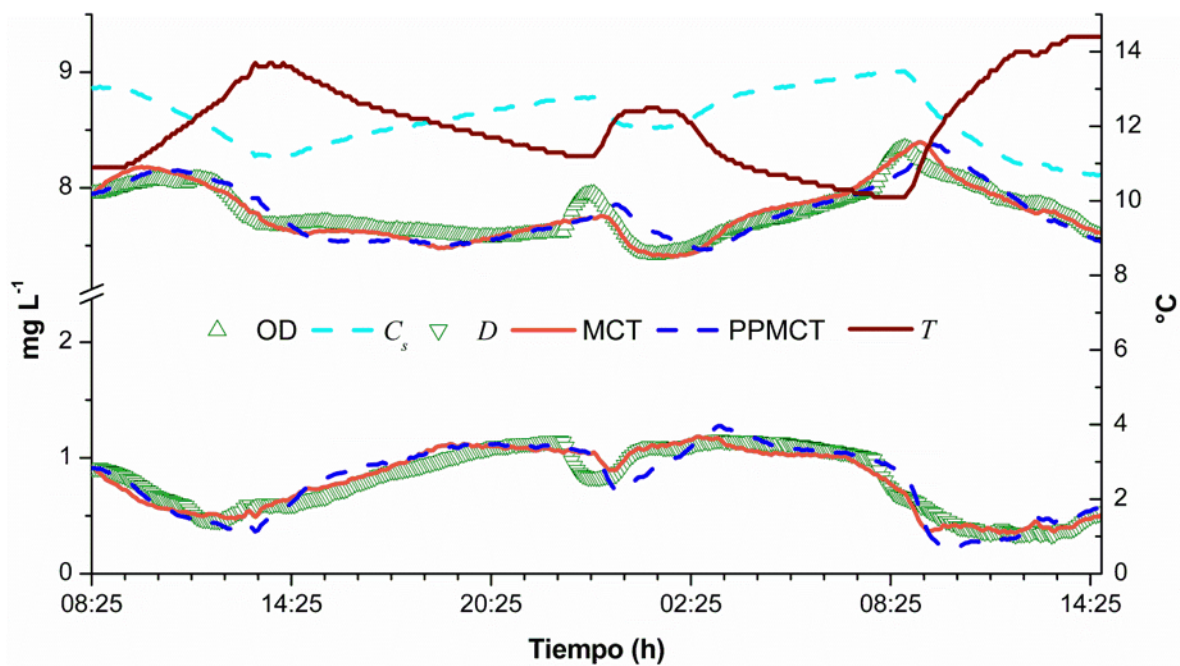


Fig. 4.43. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 9 al 10 de enero de 2014.

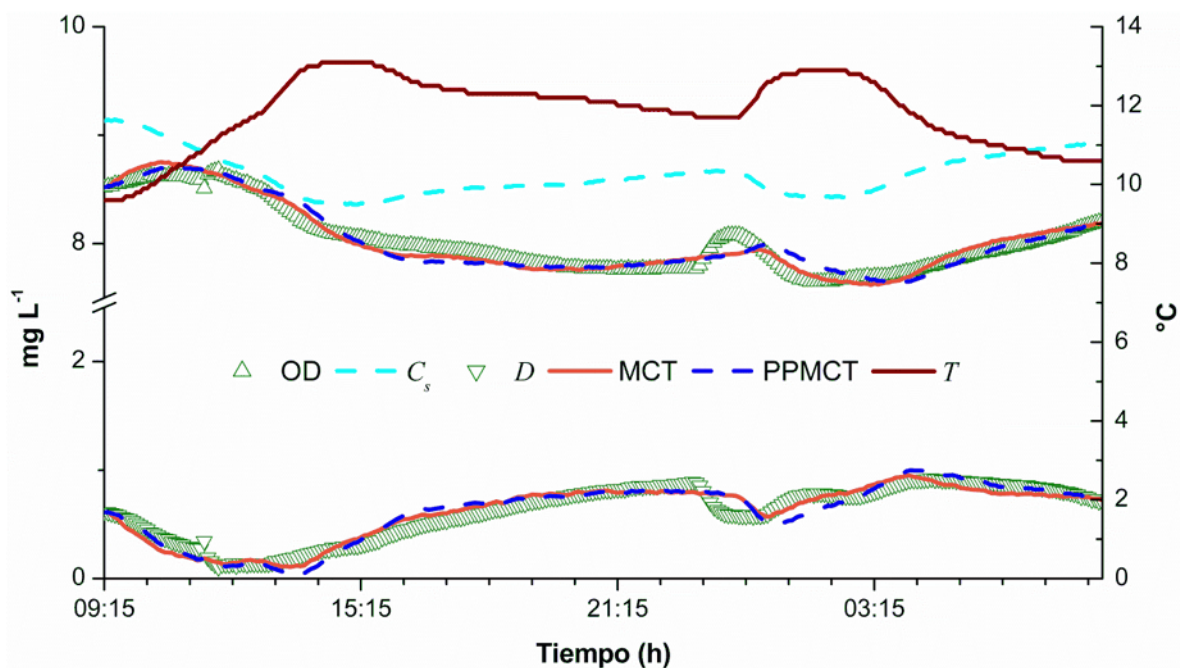


Fig. 4.44. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT del 22 al 23 de enero de 2014.

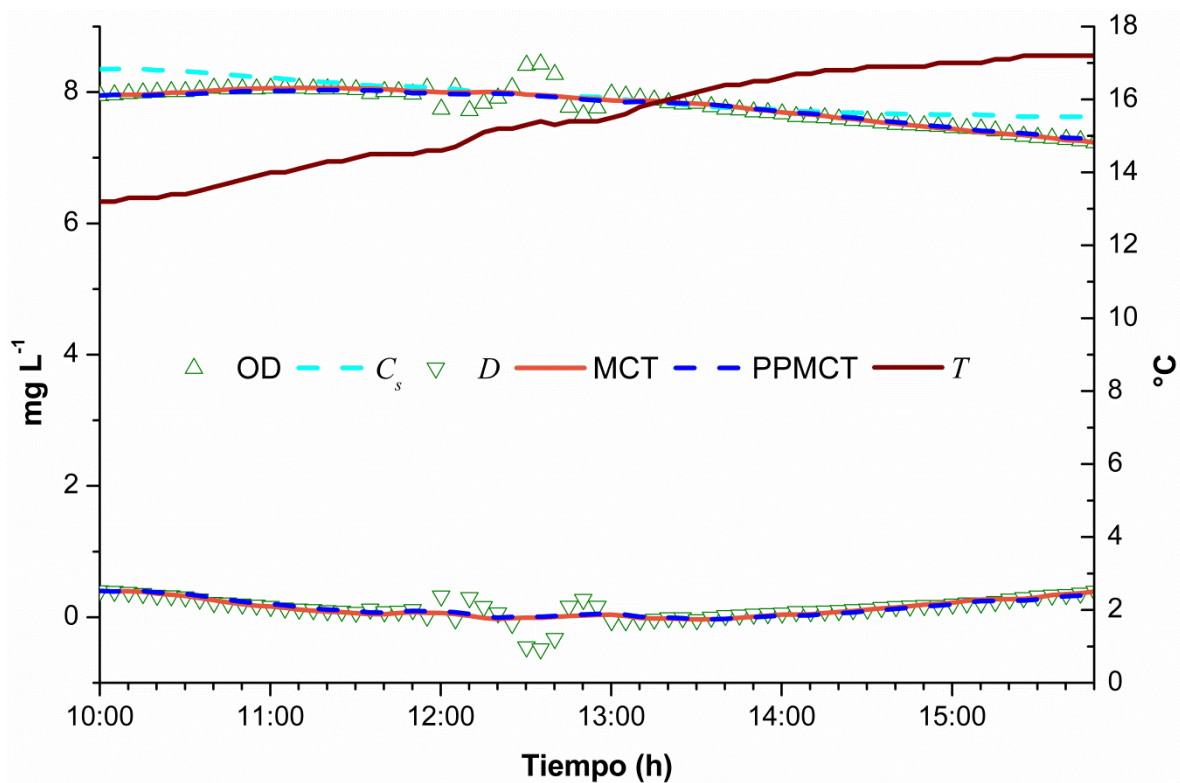


Fig. 4.45. Perfiles de OD, D , C_s y temperatura y resultados de modelado con MCT y PPMCT para el 20 de febrero de 2014.

Tabla 4.6. Parámetros hidráulicos y fotoperiodo de marzo de 2013 a febrero de 2014.

Fecha	$f(h)$	$H(m)$	$U(m\ s^{-1})$
13a15-mar-13	12.73	0.0976	0.2207
21a22-mar-13	12.87	0.0987	0.2111
28a29-mar-13	13.02	0.1042	0.2548
4a5-abr-13	13.15	0.0905	0.1964
11a12-abr-13	13.28	0.0900	0.1951
18a19-abr-13	13.4	0.0906	0.2014
1a2-may-13	13.67	0.0876	0.2185
8a9-may-13	13.77	0.0900	0.2177
16a17-may-13	13.88	0.0892	0.2085
30a31-may-13	14.05	0.0900	0.1894
5a7-jun-13	14.12	0.0994	0.2253
12a13-jun-13	14.13	0.0931	0.1861
20a21-jun-13	14.15	0.0997	0.2075
15a16-jul-13	14	0.1044	0.2504
18a19-jul-13	14	0.1194	0.3678
7a8-ago-13	13.7	0.1797	0.6932
22a23-ago-13	13.43	0.1397	0.4879
28a29-nov-13	11.83	0.1194	0.3243
3a4-dic-13	11.78	0.1369	0.4297
9a10-ene-14	11.82	0.1201	0.2489
22a23-ene-14	11.93	0.1100	0.2236
20-feb-13	12.35	0.1020	0.1962

Tabla 4.7. k_a , P_{av} y R para los periodos de monitoreo de marzo de 2013 a febrero de 2014 calculados con PPMCT.

Fecha	k_a	R	$P_{av} 1$	$P_{av} 2$	$P_{av} 3$	SE
13a15-mar-13	32.31	55.4	19.83	16.99		0.1977
21a22-mar-13	31.38	67.37	20	16.79		0.1256
28a29-mar-13	32	70.24	16.19	15.27		0.2394
4a5-abr-13	33.35	72.75	20.7			0.2782
11a12-abr-13	33.47	80.36	25.87	32.5		0.2611
18a19-abr-13	33.56	73.22	25.67	26.61		0.2772
1a2-may-13	35.9	83.18	36.14	39.29		0.2913
8a9-may-13	34.86	79.5	33.83	42.93		0.2677
16a17-may-13	34.56	95.42	29.72	36.65		0.3696
30a31-may-13	32.93	103.34	20.52	15.96		0.3600
5a7-jun-13	31.9	76.61	20.23	23.93	27.58	0.3905
12a13-jun-13	31.57	28.94	0	5.6		0.1394
20a21-jun-13	30.76	32.67	5.44	0		0.1513
15a16-jul-13	31.73	20.92	0	0.51		0.1044
18a19-jul-13	32.49	21.51	1.58	0		0.1378
7a8-ago-13	27.94	9.14	0			0.1914
22a23-ago-13	31.11	14.07	0.55	0		0.1154
28a29-nov-13	30.68	16.49	0	0		0.0919
3a4-dic-13	29.98	17.35	0	0		0.1143
9a10-ene-14	27.48	44.53	4.70	5.92		0.1331
22a23-ene-14	28.77	33.54	4.03	2.5		0.1003
20-feb-13	29.51	45.83	11.03			0.1137

Tabla 4.8. k_a , P_{av} y R para los periodos de monitoreo de marzo de 2013 a febrero de 2014 calculados con MCT.

Fecha	k_a	R	P_{av} 1	P_{av} 2	P_{av} 3	SE
13a15-mar-13	107.6	189.31	74.98	62.79		0.1709
21a22-mar-13	34.03	73.54	22.1	18.73		0.1251
28a29-mar-13	41.28	92.84	22.97	21.62		0.2368
4a5-abr-13	46.61	103.93	31.36			0.2744
11a12-abr-13	40.39	98.57	32.67	39.60		0.2597
18a19-abr-13	60.97	138.23	51.76	43.74		0.2677
1a2-may-13	49.78	117.71	52.32	56.68		0.2924
8a9-may-13	47.38	109.94	47.91	51.8		0.2631
16a17-may-13	62.51	176.32	58.38	69.64		0.3654
30a31-may-13	56.65	182.10	39.9	31.44		0.3578
5a7-jun-13	58.81	144.38	40.43	47.49	53.43	0.3950
12a13-jun-13	47.34	43.49	0	8.99		0.1337
20a21-jun-13	28.32	29.90	4.83	0		0.1513
15a16-jul-13	32.74	21.62	0	0.57		0.1041
18a19-jul-13	40.75	26.89	2.34	0		0.1359
7a8-ago-13	113.15	36.38	0.33			0.0919
22a23-ago-13	102.6	46.17	3.14	0.56		0.1045
28a29-nov-13	524.6	300.43	13.89	25.61		0.0412
3a4-dic-13	183.12	100.91	0	4.91		0.0481
9a10-ene-14	97.84	167.34	23.33	31.59		0.0722
22a23-ene-14	53.31	64.11	10.45	0		0.0695
20-feb-13	43.25	72.88	19.44			0.1113

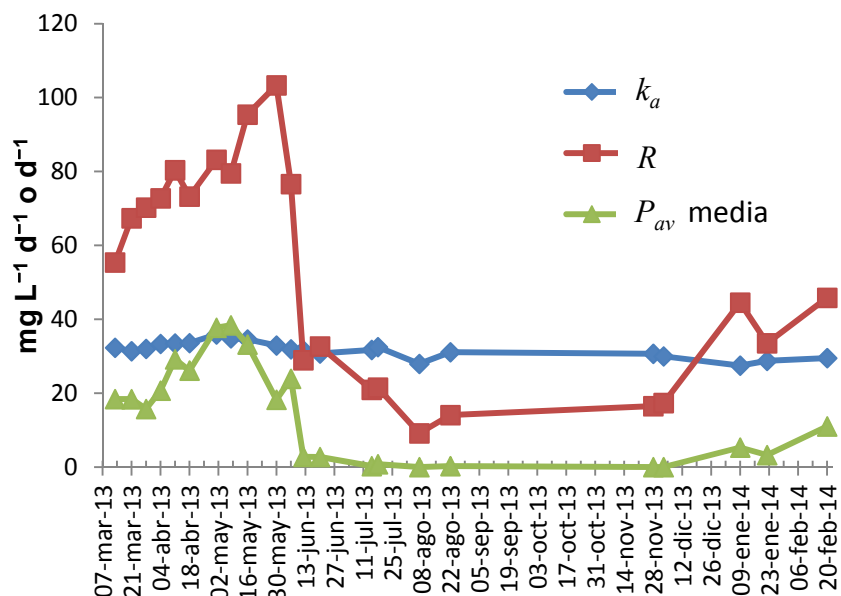


Fig. 4.46. Variación anual del coeficiente de reaireación y las tasas de fotosíntesis y respiración obtenidas con PPMCT. Marzo de 2013 a febrero de 2014.

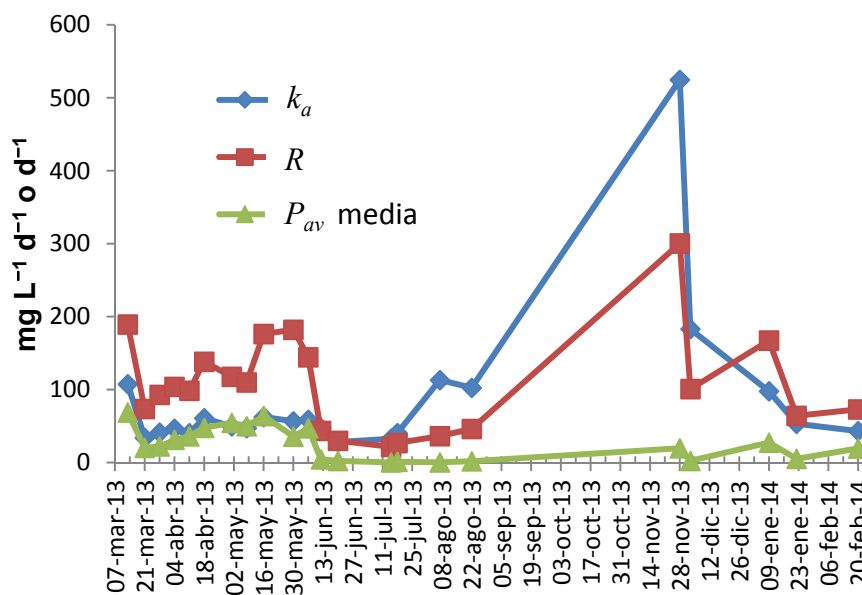


Fig. 4.47. Variación anual del coeficiente de reaireación y las tasas de fotosíntesis y respiración obtenidas con MCT. Marzo de 2013 a febrero de 2014.

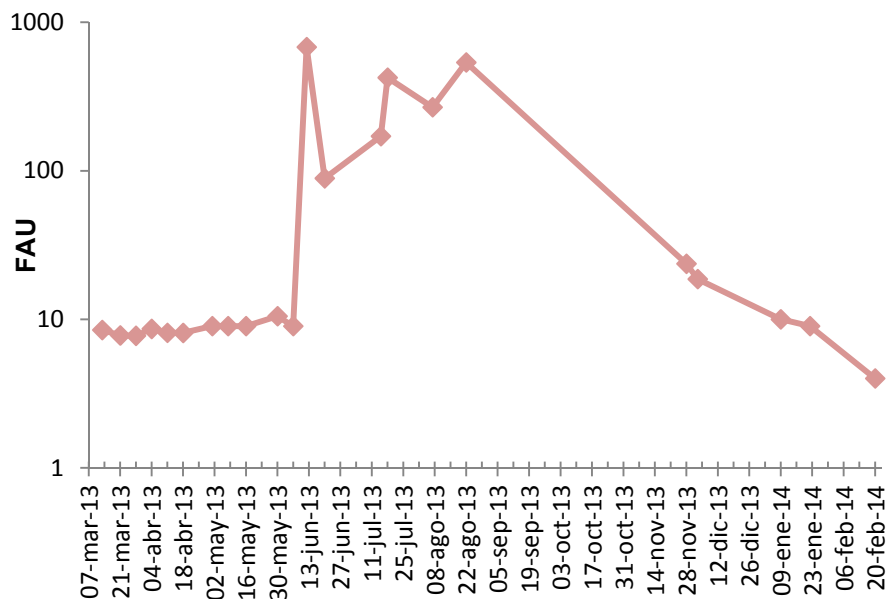


Fig. 4.48. Variación anual de la turbidez en el Río Chiquito de Morelia. Marzo de 2013 a febrero de 2014.

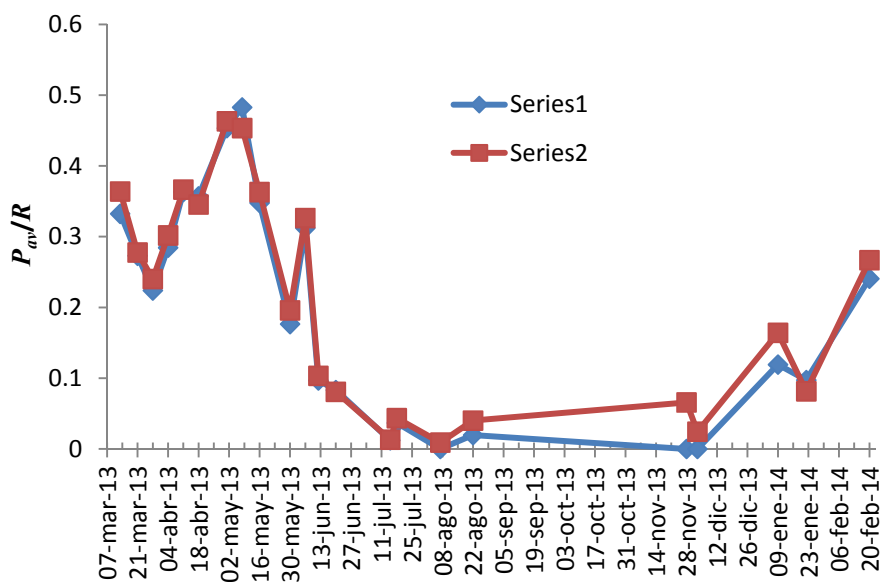


Fig. 4.49. Variación anual de la razón P_{ow}/R en el Río Chiquito de Morelia. Marzo de 2013 a febrero de 2014.

CONCLUSIONES

El monitoreo continuo de OD y temperatura a una alta frecuencia en ciclos diarios revelaron un patrón complejo e inusual de OD en el Río Chiquito de Morelia. Este comportamiento hubiera pasado desapercibido con mediciones hechas a una frecuencia menor dentro del ciclo diario. En la temporada seca, los cambios de temperatura dentro de un mismo día afectan la concentración de saturación, las tasas metabólicas y el coeficiente de reaeración. Un alto coeficiente de reaeración en conjunto con una alta tasa de respiración y cambios de temperatura elevados conducen a una concentración mínima de OD que se alcanza rápido en la primer parte de la noche. La influencia de la temperatura en el coeficiente de reaeración y en la tasa de respiración en conjunto con la variación de la concentración de saturación originan una sección *quasi* estable en la última parte de la noche. Estas dos diferentes secciones nocturnas son probables de ser encontradas en otras corrientes pequeñas y poco profundas con altos gradientes de temperatura en su ciclo diario.

Varias estrategias describen adecuadamente la concentración de OD aún con diferentes sets de parámetros para los procesos de fotosíntesis, respiración y reaeración. Por lo tanto, se debe ejercer precaución en la determinación de estos parámetros basándose solamente en un buen ajuste del modelo. Las estrategias de modelado más aptas fueron aquellas que implementan funciones de corrección de temperatura, mostrando que la variación de temperatura afecta los procesos de reaeración, fotosíntesis y respiración que gobiernan la dinámica de OD. Es necesario, pues, que se implementen modelos con corrección de temperatura en el análisis de corrientes pequeñas y poco profundas.

De ser requerido, la pequeña falta de ajuste del MCT en la zona del máximo OD, debida a las características topográficas específicas, puede ser paliada por las ventajas de modelado de los métodos delta y MVE en esta zona que, debido a su formulación producen predicciones acertadas de los valores máximo y mínimo

para el OD. El uso de diferentes estrategias involucrando métodos de balance de OD con curvas diarias en conjunto con ecuaciones de predicción permite estimaciones más confiables para el coeficiente de reaeración y las tasas de fotosíntesis y respiración.

La zona de transición entre las secciones II y III durante la noche muestra evidentes irregularidades, indicando que otros factores además de la temperatura están afectando la dinámica de OD. Para el Río Chiquito en particular, la presencia de una descarga periódica afecta el flujo y la concentración de OD induciendo cambios que no pueden ser descritos únicamente por efectos de temperatura.

En la zona urbana el río recibe elevadas cantidades de residuos orgánicos que no han recibido ningún tratamiento. Si bien las cargas orgánicas de las diferentes descargas han sido atenuadas por los procesos de degradación presentes en las cañerías y se encuentran en un nivel de contaminación media al llegar al cauce del río, esto es suficiente para provocar niveles críticos de oxígeno disuelto en la zona urbana. El ecosistema está severamente afectado en esta zona con la consecuente pérdida de organismos acuáticos superiores. Solo dos puntos de cierta recuperación del OD se encuentran en la zona urbana, uno después de la caída de agua a la altura de Virrey de Medoza y otro después de la descarga de agua relativamente libre de residuos en la Av. Juárez. Una cinética de degradación de primer orden para la materia orgánica describe de manera excelente los procesos de descomposición de materia orgánica en el cauce del Río Chiquito. Para las descargas residuales la cinética de primer orden puede utilizarse para la mayoría de descargas, aunque con un menor grado de precisión.

El río chiquito es una corriente heterotrófica durante todo el año. Está moderadamente afectada por vegetación en descomposición y materia orgánica de fuentes no puntuales debidas a las actividades recreacionales y pecuarias. Sin embargo la corriente tiene una alta tasa de reaeración que equilibra las altas tasas de respiración y fotosíntesis también presentes en invierno, manteniendo las fluctuaciones de OD no muy desviadas de la concentración de saturación. En la

temporada de reproducción en primavera los niveles de OD bajan progresivamente por debajo de la concentración de saturación. En esta época las tasas de fotosíntesis y respiración tienen sus valores más altos del año. Sin embargo la respiración domina sobre la fotosíntesis de manera que ejerce un gran estrés sobre el OD, llegando incluso a niveles considerados peligrosos para el ecosistema.

Durante la estación lluviosa la tasa de fotosíntesis se ve inhibida debido a la presencia de tierra y sedimentos que impiden el paso de luz. Aunque en menor medida, la tasa de respiración también se ve disminuida. En esta temporada la dinámica de OD está gobernada por la reaireación y la respiración.

Especial atención debe ejercerse a la temporada de primavera en estudios de calidad o gestión del agua para el Río Chiquito. A pesar de que no es probable que la corriente sufra de niveles peligrosamente bajos en otras épocas del año, se necesita el impulso efectivo de regulaciones ambientales para la prevención de mayores disturbios y para recuperar la calidad óptima de la corriente.

REFERENCIAS

- Anguiano-Valencia, J.R., 2012. Determinación del coeficiente de reaeración en un tramo corto de un río caudaloso con flujo turbulento, mediante el uso de los trazadores hexafluoruro de azufre (SF_6) y Rodamina WT. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán.
- Antón, D., 2000. El uso humano del agua y su impacto en los sistemas naturales, in: Antón, D., Díaz-Delgado, C. (eds.), *Sequía en un Mundo de Agua*. Piriguazú Ediciones/CIRA, San José/Toluca, pp. 161-164.
- APHA, 1998. Standard methods for the examination of water y wastewater 20th edition. American Public Health Association, Washington, DC, 1260.
- Auer, M., Effler, S., 1989. Variability in Photosynthesis: Impact on DO Models. *Journal of Environmental Engineering* 115, 944-963.
- Bansal, M.K., 1973. Atmospheric reaeration in natural streams. *Water Research* 7, 769-782.
- Benedini, M., 2013. *Water quality modelling for rivers y streams*. Springer.
- Bennett, J.P., Rathbun, R.E., 1972. *Reaeration in open-channel flow*. U. S. Govt. Print. Off.
- 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., 1985. Rates, constants, y kinetics formulations in surface water quality modeling (second edition). Environmental Research Laboratory, Office of Research y Development, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia 455 pp.
- Butcher, J., Covington, S., 1995. Dissolved-Oxygen Analysis with Temperature Dependence. *Journal of Environmental Engineering* 121, 756-759.
- Carr, G.M., Duthie, H.C., Taylor, W.D., 1997. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany* 59, 195-215.
- CCME, 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved oxygen (freshwater), Canadian environmental quality guidelines 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

- Chapra, S., Di Toro, D., 1991. Delta Method For Estimating Primary Production, Respiration, Y Reaeration In Streams. *Journal of Environmental Engineering* 117, 640-655.
- Chapra, S.C., 1997. *Surface Water Quality Modeling*. WCBMcGraw-Hill Boston.
- Churchill, M.A., Elmore, H.L., Buckingham, R.A., 1962. The prediction of stream reaeration rates. *International Journal of Air y Water Pollution* 6, 467-504.
- CONAGUA, 2010. *Estadísticas del agua en México*, México, D. F.
- CONAGUA, 2011. *Estadísticas del agua en México*, edición 2011, México 181 pp.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S., Nichols, S.A., 2005. *Restoration y Management of Lakes y Reservoirs*, Third Edition. CRC Press, USA.
- Correa-González, J.C., Chávez-Parga, M.d.C., Cortés, J.A., Pérez-Munguía, R.M., 2014. Photosynthesis, respiration y reaeration in a stream with complex dissolved oxygen pattern y temperature dependence. *Ecological Modelling* 273, 220-227.
- Cox, B.A., 2003. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. *Science of The Total Environment* 314–316, 303-334.
- Danckwerts, P.V., 1951. Significance of Liquid-Film Coefficients in Gas Absorption. *Industrial & Engineering Chemistry* 43, 1460-1467.
- Demars, B.O.L., Manson, J.R., 2013. Temperature dependence of stream aeration coefficients y the effect of water turbulence: A critical review. *Water Research* 47, 1-15.
- Demetracopoulos, A., Stefan, H., 1983. Model of Mississippi River Pool: Dissolved Oxygen. *Journal of Environmental Engineering* 109, 1020-1034.
- Dobbins, W.E., 1965. *BOD y oxygen relationships in streams*. Department of Civil Engineering, New York University.
- Fernández-Cirelli, A., 2000. *El Agua en Iberoamérica: Acuíferos, Lagos y Embalses*. CYTED, Buenos Aires 147 pp.
- Fernández-Cirelli, A., Volpedo, A.V., 2002. Las tierras secas de Iberoamérica, in: Fernández-Cirelli, A., Abraham, E. (eds.), *El Agua en Iberoamérica: De la Escasez a la Desertificación*. CYTEDCETA Buenos Aires, pp. 11-26.

- Foree, E.G., 1976. Reaeration y velocity prediction for small streams. J.ENVIRONM.ENGNG DIV.ASCE 102, 937-952.
- Grant, R.S., 1976. Reaeration of coefficient measurements of 10 small streams in Wisconsin using radioactive tracers with a section on the energy-dissipation model. U.S. Geological Survey Water Resources Investigations, Madison, WI.
- Henze, M., 2008. Biological wastewater treatment: principles, modelling y design. IWA publishing.
- Henze, M., Comeau, Y., 2008. Wastewater characterization. Biological wastewater treatment: principles, modelling y design. IWA Publishing, London, 33-52.
- Higbie, R., 1935. The rate of absorption of a pure gas into still liquid during short periods of exposure. Transactions of the American Institute of Chemical Engineers 31, 365-389.
- Holtje, R.K., 1972. Reaeration in small mountain streams. Oregon State University, Oregon.
- Hornberger, G.M., Kelly, M.G., 1975. Atmospheric reaeration in a river using productivity analysis. Journal of the Environmental Engineering Division ASCE 101, 729-739.
- INEGI, 2013. SIATL Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrológicas.
- Jha, R., Ojha, C.S.P., Bhatia, K.K.S., 2001. Refinement of predictive reaeration equations for a typical Indian river. Hydrological Processes 15, 1047-1060.
- Jha, R., Ojha, C.S.P., Bhatia, K.K.S., 2004. A supplementary approach for estimating reaeration rate coefficients. Hydrological Processes 18, 65-79.
- Kirk, J.T.O., 1994. Light y photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge university press.
- Liu, L., Johnson, H.L., Cousens, S., Perin, J., Scott, S., Lawn, J.E., Rudan, I., Campbell, H., Cibulskis, R., Li, M., Mathers, C., Black, R.E., 2012. Global, regional, y national causes of child mortality: an updated systematic analysis for 2010 with time trends since 2000. The Lancet 379, 2151-2161.

- Loperfido, J., Just, C., Schnoor, J., 2009. High-Frequency Diel Dissolved Oxygen Stream Data Modeled for Variable Temperature y Scale. *Journal of Environmental Engineering* 135, 1250-1256.
- Mathews, C.K., Van Holde, K.E., Ahern, K.G., 2002. *Bioquímica*, Tercera ed. Pearson Educación, Madrid 1368 pp.
- McBride, G., 2002. Calculating Stream Reaeration Coefficients from Oxygen Profiles. *Journal of Environmental Engineering* 128, 384-386.
- McBride, G., Chapra, S., 2005. Rapid Calculation of Oxygen in Streams: Approximate Delta Method. *Journal of Environmental Engineering* 131, 336-342.
- Michele, J., Michele, V., 2002. The free jet as a means to improve water quality: Destratification y oxygen enrichment. *Limnologica - Ecology y Management of Inland Waters* 32, 329-337.
- Moog, D., Jirka, G., 1998. Analysis of Reaeration Equations Using Mean Multiplicative Error. *Journal of Environmental Engineering* 124, 104-110.
- Ng, W.J., 2006. *Industrial Wastewater Treatment*. Imperial College Press, London 153 pp.
- O'Connor, D.J., Dobbins, W.E., 1956. Mechanism of Reaeration in Natural Streams. *ASCE Trans.* 86, 35-55.
- Odum, H.T., 1956. Primary production in flowing waters. *Limnol. Oceanogr* 1, 102-117.
- Owens, M., Edwards, R.W., Gibbs, J.W., 1964. SOME REAERATION STUDIES IN STREAMS. *Air y water pollution* 35, 469-486.
- O'Connor, D.J., Di Toro, D.M., 1970. Photosynthesis y oxygen balance in streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division* 96, 547-571.
- Parker, G.W., DeSimone, L.A., 1992. Estimating reaeration coefficients for low-slope streams in Massachusetts y New York, 1985-88. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Parkhill, K.L., Gulliver, J.S., 1999. Modeling the effect of light on whole-stream respiration. *Ecological Modelling* 117, 333-342.

- Parkhurst, J.D., Pomeroy, R.D., 1972. Oxygen absorption in streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division* 98, 101-124.
- Pastorok, R.A., Ginn, T.C., Lorenzen, M.W., 1981. Evaluation of aeration/circulation as a lake restoration technique. Environmental Research Laboratory, Office of Research y Development, USEPA.
- Rathbun, R.E., 1977. Reaeration coefficients of streams—state-of-the-art. *Journal of the hydraulics division* 103, 409-424.
- Schurr, J.M., Ruchti, J., 1977. Dynamics of O₂ y CO₂ exchange, photosynthesis, y respiration in rivers from time-delayed correlations with ideal sunlight. *Limnol. Oceanogr* 22, 208-225.
- Slack, K.V., 1971. Average Dissolved Oxygen: Measurement y Water Quality Significance. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 433-446.
- Soares, P.A., Faht, G., Pinheiro, A., da Silva, M.R., Zucco, E., 2013. Determination of reaeration-rate coefficient by modified tracer gas technique. *Hydrological Processes* 27, 2710-2720.
- Stefan, H., Gu, R., 1992. Efficiency of Jet Mixing of Temperature-Stratified Water. *Journal of Environmental Engineering* 118, 363-379.
- Thomann, R.V., Mueller, J.A., 1987. Principles of surface water quality modeling y control. HarperCollinsPublishers, New York 644 pp.
- Tobias, C.R., Böhlke, J.K., Harvey, J.W., Busenberg, E., 2009. A simple technique for continuous measurement of time-variable gas transfer in surface waters. *Limnol. Oceanogr. Methods* 7, 185-195.
- Tsivoglou, E.C., Neal, L.A., 1976. Tracer measurement of reaeration: III. Predicting the reaeration capacity of inland streams. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 2669-2689.
- Tsivoglou, E.C., Wallace, J.R., 1970. Hydraulic properties related to stream reaeration. *Isotope Hydrology*, 509-522.
- Tsivoglou, E.C., Wallace, J.R., 1972. Characterization of stream reaeration capacity. Office of Research y Monitoring, US Environmental Protection Agency; For sale by the Supt. of Docs., US Govt. Print. Off.

- Authro, 2006. Human Development Report 2006. Beyond scarcity: Power, poverty y the global water crisis. New York.
- UNEP, 1999. World day for water. United Nations Environment Programme.
- USEPA, 1986. Quality Criteria for Water 1986, in: Agency, U.S.E.P. (Ed.). U.S. Government Printing Office, Washington, D. C.
- USEPA, 2000. Ambient aquatic life water quality criteria for dissolved oxygen (saltwater): Cape Cod to Cape Hatteras. United States Environmental Protection Agency Narragansett, RI.
- Waldon, M.G., 1985. Reaeration kate estimation using the lag in dissolved oxygen concentration. *Journal of Environmental Science y Health . Part A: Environmental Science y Engineering* 20, 661-679.
- Wang, H., Hondzo, M., Xu, C., Poole, V., Spacie, A., 2003. Dissolved oxygen dynamics of streams draining an urbanized y an agricultural catchment. *Ecological Modelling* 160, 145-161.
- Authro, 1999. *World's Rivers in Crisis. Some Are Dying; Others Could Die.*
- Wetzel, R.G., 2001. 9 - OXYGEN, in: Wetzel, R.G. (ed.), *Limnology (Third Edition)*. Academic Press, San Diego, pp. 151-168.
- Wilcock, R., 1988. Study of River Reaeration at Different Flow Rates. *Journal of Environmental Engineering* 114, 91-105.
- Wilcock, R.J., 1986. Agricultural run-off: a source of water pollution in New Zealand? *New Zealand agricultural science*.
- Wilcock, R.J., Champion, P.D., Nagels, J.W., Croker, G.F., 1999. The influence of aquatic macrophytes on the hydraulic y physico-chemical properties of a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia* 416, 203-214.
- Wilcock, R.J., Nagels, J.W., McBride, G.B., Collier, K.J., Wilson, B.T., Huser, B.A., 1998. Characterisation of lowland streams using a single-station diurnal curve analysis model with continuous monitoring data for dissolved oxygen y temperature. *New Zealand Journal of Marine y Freshwater Research* 32, 67-79.

- Williams, R.J., White, C., Harrow, M.L., Neal, C., 2000. Temporal y small-scale spatial variations of dissolved oxygen in the Rivers Thames, Pang y Kennet, UK. *Science of The Total Environment* 251–252, 497-510.
- Wilson, G.T., MacLeod, N., 1974. A critical appraisal of empirical equations y models for the prediction of the coefficient of reaeration of deoxygenated water. *Water Research* 8, 341-366.
- WWAP, 2003. *The United Nations World Water Development Report 2003: Water for People Water for Life*. UNESCO y Berghahn Books, Barcelona 576 pp.
- Authro, 2014. *The United Nations World Water Development Report 2014: Water y Energy*. Paris.
- Young, R.G., Huryn, A.D., 1999. Effects of land use on stream metabolism y organic matter turnover. *Ecological Applications* 9, 1359-1376.