



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS
DE POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**MODELACIÓN DINÁMICA DE LA DEMANDA DE OXÍGENO EN UNA LAGUNA
AIREADA FACULTATIVA PRIMARIA: EXCESO DE SUSTRATO, LIMITACIÓN DE
OXÍGENO Y EFECTO DE LOS EPISODIOS DE LLUVIA.**

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTA:

M. en C. CARLOS JOEL ÁBREGO GÓNGORA

DIRECTOR DE TESIS:

DR. ROBERTO BRIONES GALLARDO

CO-DIRECTOR DE TESIS:

DR. ANTONI ESCALAS CAÑELLAS

ASESOR:

DR. LUIS ARMANDO BERNAL JÁCOME

**Modelación dinámica de la demanda de oxígeno en una laguna
aireada facultativa primaria:** exceso de sustrato, limitación de
oxígeno y efecto de los episodios de lluvia.

Descargo

El autor de esta tesis y su comité de tesis no se hacen responsables del uso que terceras personas puedan hacer de los contenidos de este documento.

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

AGRADEZCO AL CONACYT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 166201

**EL DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO A TRAVÉS DEL
PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC).**

A mis hijas: Daniela Fernanda, Karla Valeria y Aymé Fuensanta

A mis padres: Profr. Manuel Ábrego Rodríguez y
Profra. Alba Góngora Torres.

A mi tío: Francisco Ábrego Rodríguez

Agradecimientos

Agradezco a lo más grande en mi vida y el motivo de esforzarme por ser mejor cada día, mis hijas: **Daniela Fernanda, Karla Valeria y Aymé Fuensanta Ábrego Venegas.**

A mis padres, los mejores maestros, guías y amigos que pude haber tenido: **Profr. Manuel Ábrego Rodríguez** y **Profra. Alba Góngora Torres**, a ambos, por su sencillez, honradez, amabilidad, enseñanzas de vida y por todo lo que me dan sin pedir nada a cambio.

A mi tío **Francisco Ábrego Rodríguez**, porque desde su niñez se vio en la necesidad de trabajar para sacar adelante a su madre y hermanos. Gracias a su ejemplo de vida y esfuerzo, mi padre pudo estudiar y por consecuencia, yo también. Es por ello y por otras múltiples razones, que ambos le estaremos siempre agradecidos.

A mis suegros: **Sr. Salvador Venegas Martínez** y **Sra. Ma. Luisa Reyes García**, por el apoyo y confianza que siempre me han proporcionado.

Al **Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales de la UASLP**, por haberme dado la oportunidad de ampliar mis conocimientos por parte de los investigadores que lo componen.

A los miembros de mi comité tutelar: **Dr. Roberto Briones Gallardo**, **Dr. Antoni Escalas Cañellas** y **Dr. Luis Armando Bernal Jácome**, por sus enseñanzas, comentarios, observaciones, aportaciones, paciencia y sobre todo, por el tiempo que dedicaron durante este trabajo de investigación.

Al **Dr. Alfredo Ávila Galarza** y a la **Dra. Fatiha Nejjari Akhi-Elarab**, por haber aceptado la invitación a participar como revisores de esta tesis y sinodales en mi examen de grado. Sus observaciones, correcciones y consejos enriquecieron significativamente este documento.

A la empresa **Grupo Proaqua SA de CV**, por su colaboración en el suministro de datos históricos de la Planta Norte. Especialmente al **M. en I. Juan Manuel Olvera Delgado** y a la **M. en I. Miriam Berenice Hernández Guzmán** por el apoyo en los datos de laboratorio.

A mi gran amigo, **Dr. José Antonio Ávalos Lozano**, por su apoyo, consejos y confianza.

A mis compañeros del **Equipo de investigación y de proyectos especiales de la Agenda Ambiental de la UASLP**: Dr. Gerardo Alberto Hernández Cendejas, M. en D. Lic. Felipe Padrón Fraga, I. Q. Francisco de Jesús Del Muro Venegas, Geog. José de Jesús Izaguirre Hernández, Geog. Gustavo Cruz García Salazar, Geog. José Josua Joshimar Silva Cortés, I. A. Mario Orlando Bonomi, M. en I. Mario Cruz González e I.S.C. Armando Almonaci Moreno. Bajo la jefatura del Dr. José Antonio Ávalos Lozano.

A mis familiares y amigos, que a pesar de todas las adversidades que se presentaron durante este largo trayecto, siempre me apoyaron y me dieron ánimos para seguir adelante.

“Somos como enanos a los hombros de gigantes. Podemos ver más, y más lejos que ellos, no por la agudeza de nuestra vista o por nuestra estatura, sino porque somos levantados por su gran altura”.

Bernardo de Chartres (ca. 1130)

A todos, muchas gracias.

Carlos Joel Ábrego Góngora

**Dynamic modeling of oxygen demand in a primary
aerated facultative lagoon: excess of substrate, oxygen
limitation and episodic rain effect.**

Abstract

In this research, three existing dynamic mathematical models for aerated lagoons were applied to an aerated facultative lagoon (AFL) plant for municipal wastewater treatment. The models' ability to describe the behavior of the primary lagoon was evaluated, and the advantages and limitations of the three models were compared. Also, four dynamic aerated lagoon models based on completely-mixed flow were developed and evaluated in a primary surface-aerated facultative lagoon belonging to a municipal 4-lagoon treatment train in a semiarid region of Mexico (San Luis Potosí, SLP) with episodic heavy rains. The models were calibrated with data from a 2-year period, and validated against a different 5-year period at the same lagoon. Regarding the existing models: One of them showed poor calibration fit values in the effluent concentration description (R^2 of 0.242 and RMSE of 16.8 mg/L), however, with some modifications the adjust was enhanced (R^2 of 0.409 and RMSE of 14.0 mg/L); a second model displayed a poor to moderate adjust (0.489 and 13.0 mg/L, respectively), and the third model achieved a moderate fit (0.528 and 11.9 mg/L), though it provided an overestimation of effluent concentration, especially in periods of heavy and frequent rain; with some modifications the fit of this model was enhanced (R^2 of 0.575 and RMSE of 11.4 mg/L). The validation fits are even lower, illustrating the inability of these models to properly describe the AFL behavior. The possible causes of the models' inadequacy are discussed. Regarding the models developed and evaluated in this research: The first model, a modification of an existing 3-component model (BOD or COD, VSS, dissolved oxygen) showed a poor description of the lagoon behavior, especially for VSS. Since modeling oxygen demand variables was the main focus of the study, the 3-component (3C) model was simplified, leaving oxygen demand (either COD or BOD) as the sole state variable (1C model). Since substrate excess and oxygen deficiency prevail in this primary lagoon, oxygen supply was assumed to be limiting for the degradation dynamics. This new model, although much simpler than the 3C model, provided a similar description of the substrate in effluent. However, the 1C model, like the 3C model, tended to overestimate substrate concentrations during seasonal heavy rain episodes. Three modifications to the model (1C2 1C3 and 1C3r) were introduced to account for the observed lower oxygen requirements per unit substrate during rainy periods. These 1C models provided a clearly better description of COD and BOD behavior (R^2 up to 0.71 in calibration). In summary, a single component, oxygen-transfer-driven model (1C3) accounting for specific behavior during heavy rain episodes was able to give a fair to good description of COD and BOD in the primary lagoon. Additionally, a dynamic version of an existing steady-state thermal model provided a good to excellent estimate of the lagoon temperature: $R^2= 0.918$, and root mean square error (RMSE) of 0.84°C . These models are proposed as a novel, simpler approach for modeling non-icing primary lagoons, while accounting for temperature and rainfall-linked flow peaks.

Modelación dinámica de la demanda de oxígeno en una laguna aireada facultativa primaria: exceso de sustrato, limitación de oxígeno y efecto de los episodios de lluvia.

Resumen

En esta investigación se aplicaron tres modelos dinámicos existentes de lagunas aireadas facultativas (LAF) para el tratamiento de aguas residuales municipales. Se evaluó la capacidad de dichos modelos para la descripción del comportamiento de una laguna primaria. Se compararon las ventajas y limitaciones de los tres modelos existentes. También, se desarrollaron y evaluaron cuatro nuevos modelos dinámicos de LAF basados en flujo con mezcla completa y se aplicaron a una laguna primaria con aireadores superficiales, perteneciente a una región semiárida de México con lluvias intensas episódicas (San Luis Potosí, SLP). Los modelos se calibraron con datos de un periodo de 2 años y se validaron frente a un periodo diferente de 5 años en la misma laguna. Respecto a los modelos existentes: uno de ellos mostró valores de ajuste deficientes en la descripción de la concentración del efluente (R^2 de 0.242 y RMSE de 16.8 mg/L); sin embargo, con algunas modificaciones, el ajuste mejoró (R^2 de 0.409 y RMSE de 14.0 mg/L); el segundo modelo obtuvo un ajuste de pobre a moderado (0.489 y 13.0 mg/L, respectivamente), y el tercer modelo existente logró un ajuste moderado (0.528 y 11.9 mg/L), con una sobreestimación de la concentración del efluente, especialmente en periodos de lluvia intensa y frecuente; se hicieron algunas modificaciones a este modelo y el ajuste mejoró (R^2 de 0.575 y RMSE de 11.4 mg/L). Los ajustes de validación son aún más bajos que los obtenidos en la calibración, lo que demuestra la incapacidad de estos modelos para describir adecuadamente el comportamiento de la LAF y se discuten las posibles causas de la insuficiencia de los modelos. Respecto a los modelos desarrollados y evaluados en esta investigación: El primero de ellos, una modificación de un modelo existente de 3 componentes (DBO o DQO, SSV y oxígeno disuelto) proporcionó una descripción pobre del comportamiento de la laguna, especialmente para los SSV. Debido a que la modelación de la demanda de oxígeno era el principal enfoque del estudio, el modelo de 3 componentes (modelo 3C) se simplificó, dejando la demanda de oxígeno (ya fuera DQO o DBO) como la única variable de estado (modelo 1C). Ya que las condiciones de exceso de sustrato y defecto de oxígeno prevalecen en esta laguna primaria, se asumió que el suministro de oxígeno era limitante en la dinámica de la degradación de la materia orgánica. Este nuevo modelo, aunque mucho más simple que el modelo 3C, proporcionó una descripción similar del sustrato en el efluente. Sin embargo, el modelo 1C, como el modelo 3C, tendió a sobreestimar la concentración de sustrato durante los episodios de lluvia intensa estacionales. Se introdujeron tres modificaciones al modelo (1C2, 1C3 y 1C3r) para tener en cuenta los menores requerimientos de oxígeno por unidad de sustrato observados durante los periodos de lluvia. Estos modelos 1C claramente dieron una mejor descripción del comportamiento de la DQO y DBO (R^2 hasta 0.71, en la calibración). En resumen, un modelo de un solo componente, gobernado por la transferencia de oxígeno (1C3) y que tuviera en cuenta el comportamiento específico durante los episodios de lluvia fue capaz de dar una descripción entre regular y buena de la DQO y la DBO, en la laguna primaria. Además se desarrolló una versión dinámica de un modelo térmico preexistente, que proporcionó una estimación entre buena y excelente de la temperatura lagunar: $R^2=0.918$ y error cuadrático medio (RMSE) de 0,84°C. Estos modelos se proponen como una manera novedosa y más simple de modelar las lagunas aireadas facultativas primarias en climas donde las lagunas no se hielan, al tiempo que se tiene en cuenta el efecto de la temperatura y los picos de caudal ligados a la lluvia.



Índice de contenidos

Dedicatoria	5
Agradecimientos.....	6
Abstract.....	8
Resumen.....	9
Nomenclatura.....	14
Capítulo 1. Introducción	23
Planteamiento.....	24
Justificación.....	26
Objetivo general.....	26
Objetivos específicos.....	26
Hipótesis.....	26
Capítulo 2. Lagunas aireadas facultativas y su modelación matemática	29
2.1. Sistemas lagunares para el tratamiento de aguas residuales.....	29
2.1.1. Lagunas de estabilización (LE).....	30
2.1.2. Lagunas aireadas.....	33
2.1.3. Lagunas aireadas de mezcla completa.....	33
2.1.4. Lagunas aireadas facultativas.....	34
2.2. Interés de la modelación de lagunas aireadas facultativas.....	35
2.3. Modelos de flujo empleados en la modelación de LAF.....	35
2.3.1. Modelos de flujo pistón.....	36
2.3.2. Modelos de mezcla completa.....	36
2.3.3. Modelos de flujo disperso y reactores de mezcla completa en cascada.....	37
2.3.4. Modelos basados en dinámica computacional de fluidos.....	39
2.4. Modelos de reacción aplicados a las LAF.....	41
2.5. Modelos sencillos de reacción.....	43



2.6.	Modelo de Bemister (1978).....	44
2.7.	Modelo de Chagnon (1999)	46
2.8.	Modelo de tres componentes.....	47
2.9.	Modelo de Montalvo <i>et al.</i> (2010).....	48
2.10.	Discusión de los modelos presentados.....	49
2.11.	Herramientas de modelación	50
Capítulo 3. Metodología general. Materiales y métodos experimentales.....		53
3.1.	Metodología general	53
3.2.	Descripción general de la PTAR estudiada.	55
3.2.1.	Generalidades y diagrama de flujo	55
3.2.2.	Descripción de las lagunas	57
3.2.3.	Geometría	58
3.2.4.	Sistema de aireación.....	58
3.2.5.	Sistema de cloración.....	59
3.2.6.	Métodos de análisis empleados en la determinación de los parámetros de las aguas residuales incluidos en los registros históricos de la planta	59
3.2.7.	Resumen del comportamiento de la PTAR Norte	61
3.3.	Metodología utilizada en la modelación	63
3.3.1.	Estimación de la temperatura lagunar	64
3.3.2.	Determinación de la temperatura del afluente	66
3.3.3.	Estimación del oxígeno disuelto en el afluente	67
3.3.4.	Variables de entrada a los modelos	69
3.3.5.	Construcción de modelos.....	71
3.3.6.	Calibración y validación de modelos.....	73
3.3.7.	Evaluación y modificación de modelos	76
Capítulo 4. Evaluación y propuesta de modelos de lagunas aireadas facultativas.....		79
4.1.	Resultados y discusión del Modelo de Bemister (1978)	80
4.2.	Resultados y discusión del Modelo de Chagnon (1999).....	82
4.3.	Resultados y discusión del Modelo de Montalvo <i>et al.</i> (2010)	84
4.4.	Modelo de tres componentes (3C).....	86
4.4.1.	Resultados y discusión del modelo 3C.....	87
4.5.	Modelo de una componente (1C).....	91
	Deducción de las ecuaciones del modelo 1C.....	92



4.6. Resultados y discusión del modelo 1C	94
4.7. Modelo de una componente con discriminación estacional (1C2)	97
4.7.1. Justificación del modelo	97
4.7.2. Resultados y discusión del modelo 1C2.....	99
4.8. Modelo con parámetros A y f variantes en el tiempo (1C3)	101
4.8.1. Resultados y discusión del modelo 1C3.....	103
4.9. Modelo 1C3 reducido en parámetros (1C3r).....	105
4.9.1. Resultados y discusión del modelo 1C3r	106
4.10. Resumen de los modelos propuestos	109
4.10.1. Recapitulación de los modelos propuestos	111
Conclusiones y recomendaciones	113
Productos científicos de esta investigación	117
Referencias	119



Nomenclatura

1C	Modelo de una componente
1C2	Modelo de una componente con discriminación estacional
1C3	Modelo con parámetros A y f variantes en el tiempo
1C3r	Modelo 1C3 reducido en parámetros
2D	Espacio bidimensional
3C	Modelo de tres componentes
3D	Espacio tridimensional
A	Coefficiente asociado al consumo de oxígeno en la oxidación del sustrato en los modelos 1C, 1C2, 1C3 y 1C3r [g O ₂ (g DBO) ⁻¹]
a	Coefficiente estequiométrico del consumo de oxígeno en la oxidación del sustrato en el modelo 3C [g O ₂ (g DBO) ⁻¹]
A_d	Valor del coeficiente A para periodos secos [g O ₂ (g DBO) ⁻¹]
AE	Eficiencia en la aireación en condiciones de proceso [g O ₂ kWd ⁻¹]
A_L	Superficie lagunar [m ²]
A_r	Valor de referencia del coeficiente A cuando Q es igual a Q_p [g O ₂ (g DQO) ⁻¹]
ASM2d	Activated sludge model No.2d
a_T	Término independiente de la ecuación de series de tiempo para T_{Afl}^k [°C]
A_w	Valor del coeficiente A para periodos de lluvia [g O ₂ (g DBO) ⁻¹]
b	Tasa de consumo de oxígeno asociada a la respiración endógena en el modelo 3C [d ⁻¹]
b_i	Coefficientes de T_{Afl}^{k-i} en la ecuación de series de tiempo para T_{Afl}^k [adimensionales]
CF	Coliformes fecales [NMP (100 mL) ⁻¹]
CFD	Dinámica de fluidos computacional
c_i	Coefficientes de T_a^{k-i} en la ecuación de series de tiempo para T_{Afl}^k [adimensionales]
C_i	Concentración del componente i en la laguna [g m ⁻³]
$C_{i,0}$	Concentración del componente i en el afluente de la laguna [g m ⁻³]
CO_2	Concentración de dióxido de carbono en la laguna [g m ⁻³]
$CO_{2,s}$	Concentración de saturación de dióxido de carbono en la laguna [g m ⁻³]



COS	Carga orgánica superficial
$c_{p,w}$	Calor específico del agua residual [$\text{J kg}^{-1} \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$]
$C_{s,T,p}$	Concentración de saturación de oxígeno disuelto en agua limpia en condiciones de proceso [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$]
C_{st}	Concentración de saturación de oxígeno disuelto en agua limpia en condiciones estándar [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$]
d	Número de dispersión [adimensional]
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$]
DBO _U	Demanda bioquímica de oxígeno última [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$]
d_i	Coefficientes de P^{k-i} en la ecuación de series de tiempo para T_{Afl}^k [$^\circ\text{C mm}^{-1}$]
DQO	Demanda química de oxígeno [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$]
DQOb	DQO biodegradable [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$]
DQO _S	DQO soluble [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$]
e	Número de Euler, base de los logaritmos neperianos [2.7182...]
F	Caudal volumétrico en el modelo de Montalvo <i>et al.</i> (2010) [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]
f	Coefficiente global de transferencia de calor para la superficie lagunar [m d^{-1}]
f_{DBOu}	Factor de conversión de DBO _U a DBO [$\text{g DBO (g DBO}_U\text{)}^{-1}$]
f_{DQOb}	Factor de conversión de DQOb a DQO [$\text{g DQO (g DQOb)}^{-1}$]
f_i	Factor de conversión de IC a DBO [g DBO (g IC)^{-1}]
f_l	Índice de acumulación de lodos [adimensional]
f_{nb}	Factor de conversión de DQOs a DBO [$\text{g DBO (g DQOs)}^{-1}$]
GEI	Gases de efecto invernadero
GyA	Grasas y aceites [g m^{-3}]
h	Coefficiente que integra todos los mecanismos de transferencia de calor en la laguna [$\text{J m}^{-2} \text{ }^\circ\text{C}^{-1} \text{ d}^{-1}$]
HH	Huevos de helminto [org L^{-1}]
IC	Concentración de carbono inorgánico efluente [g m^{-3}]
i_p	En el modelo de Bemister (1978), fracción de DBO _U afluente que se dispersa dentro de la laguna [adimensional]
k	Constante de reacción de primer orden en la ecuación estándar de la DBO [d^{-1}]



k_I	Tasa de remoción de sustrato para los modelos de flujo [d^{-1}]
k_d	Tasa de decaimiento celular en el modelo 3C y Montalvo <i>et al.</i> (2010) [d^{-1}]
k_L	Tasa de reacción de la fermentación lodo en el modelo de Bemister (1978) [d^{-1}]
$K_{O,H}$	Constante de media saturación de oxígeno para el modelo ASM1 [$g\ O_2\ m^{-3}$]
K_{O2}	Constante de media saturación para el oxígeno [$g\ O_2\ m^{-3}$]
K_S	Constante de media saturación para el sustrato [$g\ DBO\ m^{-3}$]
k_s	Tasa de degradación aerobia en el modelo de Bemister (1978) [d^{-1}]
K_{SC}	Constante de media saturación para el carbono en el modelo de Chagnon (1999) [$g\ m^{-3}$]
L	Longitud de la laguna [m]
LAF	Lagunas aireadas facultativas
LE	Lagunas de estabilización
L_t	Masa total de lodos en el modelo de Bemister (1978) [$kg\ DBO_u$]
m	Tasa de variación de A con respecto a Q en los modelos 1C3 y 1C3r [$g\ O_2\ dm^{-3}\ (g\ DQO)^{-1}$]
MF	Materia flotante [presencia / ausencia]
FT	Fósforo total [$g\ P\ m^{-3}$]
n	número de reactores idénticos de mezcla completa conectados en serie.
N-NH ₃	Nitrógeno amoniacal ($NH_3+NH_4^+$) en Tabla 3.2 (datos de Proagua, 1997) [$g\ N\ m^{-3}$]
N-NH ₄	Nitrógeno amoniacal ($NH_3 + NH_4^+$), notación habitual en esta tesis [$g\ N\ m^{-3}$]
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl [$g\ N\ m^{-3}$]
OC	Concentración de carbono orgánico efluente [$g\ m^{-3}$]
OD	Oxígeno disuelto [$g\ O_2\ m^{-3}$]
P	Precipitación [mm]
P_{aer}	Potencia de aireación aplicada en la laguna [kW]
P^{k-i}	Precipitación del día $k-i$ en la ecuación de series de tiempo para T_{Afl}^k [mm]
P-PO ₄	Ortofosfato expresado como fósforo [$g\ P\ m^{-3}$]
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
Q	Caudal de agua residual [$m^3\ d^{-1}$]
Q_p	Umbral de caudal que determina el periodo de lluvia [$m^3\ d^{-1}$]



R	Tiempo de retención lagunar en el modelo de Chagnon (1999) [d]
R_{12}	Tasa de transformación del carbono orgánico en carbono inorgánico en el modelo de Chagnon (1999) [d^{-1}]
R_{15}	Tasa de pérdida neta de carbono orgánico en el modelo de Chagnon (1999) [d^{-1}]
R^2	Coefficiente de determinación
R_{20}	Tasa de re-aireación atmosférica en el modelo de Chagnon (1999) [d^{-1}]
R_{21}	Tasa de transformación del carbono inorgánico en carbono orgánico en el modelo de Chagnon (1999) [d^{-1}]
R_{85}	Tasa de decaimiento general para los coliformes fecales en el modelo de Chagnon (1999) [d^{-1}].
r_j	Velocidad de reacción del proceso j [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]
RMSE	Raíz del error cuadrático medio
S	Concentración de sustrato en el efluente [$g\ m^{-3}$]
SAE	Eficiencia en la aireación en condiciones estándar [$kg\ O_2\ kWd^{-1}$]
S_i	Concentración inicial del sustrato [$g\ m^{-3}$]
S_{nb}	Concentración de sustrato no biodegradable (g DQOs m^{-3})
S_{O_2}	Concentración de oxígeno disuelto [$g\ O_2\ m^{-3}$]
SST	Sólidos suspendidos totales [$g\ m^{-3}$]
SSV	Sólidos suspendidos volátiles [$g\ m^{-3}$]
s_p	Fracción de DBO_U entrante en la fase líquida después de la fermentación de los lodos en el modelo de Bemister (1978) [adimensional]
t	Variable temporal en los modelos dinámicos [d]
T_a	Temperatura del aire [$^{\circ}C$]
T_i	Temperatura del afluente en el modelo térmico de la laguna [$^{\circ}C$]
T_{Afl}^k	Temperatura del afluente (a las 10:30 a.m.) el día k , en el modelo de series temporales para la temperatura del afluente de la laguna [$^{\circ}C$]
T^{k-i}_a	Temperatura del aire ambiente (media diaria) el día $k-i$ en la ecuación de series de tiempo para T_{Afl}^k [$^{\circ}C$]
T^{k-i}_{Afl}	Temperatura del afluente (a las 10:30 a.m.) el día $k-i$ en la ecuación de series de tiempo para T_{Afl}^k [$^{\circ}C$]



TRH	Tiempo de retención hidráulico [d]
T_w	Temperatura lagunar [°C]
V	Volumen de la laguna en todos los modelos, excepto en el de Bemister (1978) en el cual corresponde al volumen efectivo del reactor [m ³]
V_0	Volumen inicial de la laguna en el modelo de Bemister (1978) [m ³]
W	Ancho de la laguna [m]
X	Concentración de biomasa en el modelo de Montalvo <i>et al.</i> (2010) [g SSV m ⁻³]
$X_{v,a}$	Concentración de biomasa activa en el modelo 3C [g SSV m ⁻³]
Y	Factor de rendimiento de la biomasa [g SSV g ⁻¹ DBO]
z	Valor estadístico de la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon
α	Factor de corrección para el coeficiente de transferencia de oxígeno del aireador superficial [adimensional]
β	Factor de corrección de la solubilidad del oxígeno en agua por salinidad-tensión superficial [adimensional]
γ	Densidad del lodo [kg m ⁻³]
φ	Parámetro condensado del modelo 1C [kg DBO ₅ kWd ⁻¹ o kg DQO kWd ⁻¹]
φ_w	parámetro condensado del modelo 1C2 para tiempo húmedo [kg DBO ₅ kWd ⁻¹ o kg DQO kWd ⁻¹]
μ_{max}	Tasa de crecimiento máximo específico para la biomasa [d ⁻¹]
$\nu_{i,j}$	Coeficiente estequiométrico del componente c_i en la reacción j [-]
θ	Coeficiente de Arrhenius para corrección por temperatura [adimensional]
ρ_w	Densidad del agua residual [kg m ⁻³]



Índice de tablas

Tabla 3. 1. Parámetros de diseño de la planta de tratamiento.....	57
Tabla 3. 2. Límites de concentraciones en el efluente según el diseño de la planta de tratamiento.....	57
Tabla 3. 3. Características principales de las lagunas y parámetros de diseño	58
Tabla 3. 4. Características generales de los aireadores superficiales de la PTAR Norte de San Luis Potosí, SLP.....	60
Tabla 3. 5. Parámetros analizados en la PTAR Norte y método de determinación	61
Tabla 3. 6. Lugar de recopilación, frecuencia y tipo de muestra por parámetro analizado	61
Tabla 3. 7. Potencia anual aplicada a cada laguna de la planta Norte	62
Tabla 3. 8. Concentración media anual de DBO y porcentaje de remoción durante el periodo de simulación.....	63
Tabla 3. 9. Concentración media anual de DQO y porcentaje de remoción durante el periodo de simulación.....	63
Tabla 3.10. Concentración media anual de SSV y porcentaje de remoción durante el periodo de simulación.....	64
Tabla 3.11. Parámetros de la (Ec. 3.3) obtenidos en el ajuste por regresión con datos de mayo 2006 a marzo 2007	68
Tabla 3.12. Parámetros de la (Ec. 3.4) obtenidos mediante regresión-autoregresión con datos medidos de oxígeno disuelto en el afluente de mayo 2006 a marzo 2007	69
Tabla 4. 1. Valores de los parámetros originales del modelo de Bemister (1978) y los obtenidos en este trabajo	84
Tabla 4. 2. Parámetros del modelo de Chagnon (1999), valores originales y calibrados en este trabajo	85
Tabla 4. 3. Valores de los parámetros originales del modelo de Montalvo <i>et al.</i> (2010) y los obtenidos en este trabajo	87
Tabla 4. 4. Parámetros básicos de ajuste de los modelos 3C por periodo de calibración.....	90
Tabla 4. 5. Parámetros del modelo 3C, valores típicos, rangos de variación y parámetros estimados en la calibración con datos de 2007-2008.....	91
Tabla 4. 6. Parámetros básicos de ajuste del modelo 1C para el periodo de calibración {validación} seleccionado	97
Tabla 4. 7. Valores de los parámetros de los modelos 1C para el periodo de calibración 2007-2008.....	98



Tabla 4. 8. Parámetros básicos de ajuste del modelo 1C2 para el periodo de calibración {validación} seleccionado	102
Tabla 4. 9. Valores de los parámetros ajustables del modelo 1C2 para el periodo de calibración 2007-2008	102
Tabla 4.10. Parámetros básicos de ajuste del modelo 1C3 para el periodo de calibración {validación} seleccionado	106
Tabla 4.11. Valores óptimos de los parámetros ajustables del modelo 1C3 para el periodo de calibración 2007-2008	106
Tabla 4.12. Parámetros básicos de ajuste del modelo 1C3r para el periodo de calibración {validación} seleccionado	109
Tabla 4.13. Valores óptimos de los parámetros ajustables del modelo 1C3r para el periodo de calibración 2007-2008	109
Tabla 4.14. Análisis de sensibilidad paramétrica del modelo 1C3.....	110
Tabla 4.15. Valores óptimos de los parámetros más significativos del modelo 1C3 para el periodo de calibración 2007-2008	110
Tabla 4.16. Valores de ajuste obtenidos por cada modelo en la determinación de la demanda de oxígeno.....	111
Tabla 4.17. Parámetros, características y modelos propuestos en los que se utiliza.....	112
Tabla 4.18. Valores estimados de los parámetros ajustables de los modelos propuestos	112



Índice de figuras

Figura 2.1. Laguna facultativa	32
Figura 2.2. Laguna aireada de mezcla completa	35
Figura 2.3. LAF con aireación superficial	35
Figura 2.4. Clasificación de los modelos y herramientas de simulación	52
Figura 3.1. Metodología general	55
Figura 3.2. Ubicación de la Planta Norte de San Luis Potosí, SLP.....	56
Figura 3.3. Diagrama de flujo de la Planta Norte de San Luis Potosí, SLP.	58
Figura 3.4. Plano de la Planta Norte de San Luis Potosí, SLP.	59
Figura 3.5. Temperatura medida y estimada para la laguna primaria de la PTAR Norte de San Luis Potosí durante el periodo de calibración del modelo	67
Figura 3.6. Dinámica de la concentración de oxígeno disuelto medido y estimado en el afluente de la laguna primaria de la PTAR Norte de San Luis Potosí, durante el periodo de calibración del modelo	71
Figura 3.7. Valores promedio diarios de las variables de entrada para la modelación de la demanda de oxígeno, para todo el periodo de simulación	73
Figura 3.8. Vista general de una pantalla de simulación para uno de los modelos aplicados	75
Figura 3.9. Pantalla típica de la calibración de un modelo en MATLAB/Simulink.....	77
Figura 4.1. Evolución temporal de la DBO efluente de la laguna, obtenida con el modelo Bemister (1978) y su versión adaptada	84
Figura 4.2. Evolución de las concentraciones de DBO medidas y estimadas en el efluente de la laguna con el modelo de Chagnon (1999).....	85
Figura 4.3. Datos medidos y simulados de las concentraciones en el efluente de la laguna para el modelo de Montalvo <i>et al.</i> (2010) y su versión adaptada	88
Figura 4.4. Dinámica de las concentraciones de DQO, DBO y SSV simuladas y medidas para el efluente de la laguna (modelo 3C).....	92
Figura 4.5. Dinámica de la demanda de oxígeno en efluente de la laguna durante el periodo de calibración 2007-2008, para el modelo 1C.....	98
Figura 4.6. Dinámica de la demanda de oxígeno en efluente de la laguna durante el periodo de calibración 2007-2008, para el modelo 1C2.....	102
Figura 4.7. Evolución temporal de la demanda de oxígeno en efluente de la laguna, obtenida con el modelo 1C3.....	106





Capítulo

1

Introducción

Todas las formas de vida dependen del agua; la cual, además de satisfacer las necesidades humanas, realiza muchas funciones ecológicas fundamentales, además de que desempeña una actividad importante en el mantenimiento de corrientes, ríos, lagos, humedales y comunidades acuáticas (Miller, 1994).

De acuerdo con USGS (2015), del volumen total de agua en el planeta, sólo el 2.5% es agua dulce; de esa cantidad el 31.3% es agua subterránea o superficial –asequible para el consumo humano– (0.76% del total), ya que el resto se encuentra en los casquetes polares y glaciares. Al ser utilizada en las actividades humanas, se alteran nocivamente sus características naturales (contaminación) y con ello se deterioran los ecosistemas en los cuales es vertida, disminuyendo aún más el volumen y la disponibilidad de agua dulce, afectando severamente la sostenibilidad del recurso, y la salud de las personas en contacto con este medio alterado.

Los centros de población son la fuente principal de aguas residuales que se descargan al ambiente, lo cual hace necesaria la instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) municipales, cuyos objetivos básicos se pueden reducir a la remoción de: sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno y de microorganismos patógenos.

Esta problemática, aunada al crecimiento demográfico, hace imprescindible la reutilización del recurso hídrico, por lo que es necesario el tratamiento de las aguas residuales, más aún en lugares donde la disponibilidad de agua es poca, debido a la escasa precipitación, características del acuífero, etc.



Existen sistemas y métodos muy variados de tratamiento de aguas residuales municipales. Su elección depende principalmente de la inversión inicial, costos de operación y mantenimiento, y de la calidad de agua requerida en el efluente. Dentro de estos sistemas se distinguen por su amplia utilización los sistemas lagunares, que pueden clasificarse en lagunas de estabilización y lagunas aireadas. De estas últimas, las más utilizadas son las facultativas, que son lagunas parcialmente aireadas (y parcialmente mezcladas), combinando la degradación aerobia y anaerobia de la materia orgánica. Estos sistemas tienen una alta eficiencia de remoción de DBO_5 (70 – 90%) (Mendonça, 2000a), por lo tanto resulta interesante conocer el comportamiento de este tipo de alternativas de tratamiento para así poder hacer más eficiente y/o menos costoso el tratamiento de las aguas residuales municipales.

En los sistemas de tratamiento con oxigenación artificial, incluyendo las lagunas aireadas facultativas (LAF), la aireación (suministro de oxígeno) representa la mayor parte del consumo de energía eléctrica (Rieger, 2004; Rieger *et al.*, 2006; Rosso *et al.*, 2008) y, por ello, de los costos de operación, además de provocar indirectamente emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), asociadas a la generación de la energía eléctrica demandada en las centrales termoeléctricas.

La modelación matemática es una herramienta cada vez más utilizada para diseñar, analizar, optimizar y realizar el control automático de plantas de tratamiento de aguas residuales (Padukone y Andrews, 1989). Lo anterior, extrapolado al campo de las LAF permitiría realizar investigaciones acerca del comportamiento de dichos sistemas ante diferentes escenarios, sin comprometer la calidad del tratamiento a escala real.

Planteamiento

La Planta Norte de tratamiento de aguas residuales es un sistema de cuatro lagunas aireadas, dotado de 30 turbinas de 50 hp de potencia que generan un consumo elevado y costoso de energía eléctrica, causando además emisiones indirectas de GEI de aproximadamente 2,500 t EqCO_2 /año, según estimación propia a partir de datos de operación de la planta y un factor de emisión por generación eléctrica obtenido por Sánchez-Carrasco *et al.* (2008). La empresa operadora de la PTAR ha desarrollado un protocolo de aireación que permite determinar los requerimientos de aireación de las lagunas. Sin embargo, del conocimiento previo de la planta desarrollado en la tesis de maestría (Ábrego Góngora, 2007), se desprende que hay oportunidades para disminuir el consumo de energía mediante cambios en la operación de la planta. Para ello se



requeriría de un modelo fiable de la laguna aireada facultativa, para simular estrategias alternativas de aireación. Sin embargo, no se disponía de ese modelo.

Las lagunas aireadas facultativas son un sistema complejo de tratamiento, porque albergan zonas con diferente intensidad de mezcla y aireación, por tanto, diferente grado y actividad biológica. Si bien se ha conseguido modelar detalladamente el flujo y mezcla en LAF mediante la dinámica de fluidos computacional (De Kretser *et al.*, 2002, 2003; Karahan-Gül *et al.*, 2003; Stropky *et al.*, 2007), Sin embargo, estas formulaciones matemáticas requieren herramientas de cálculo avanzadas, basadas en elementos finitos de dos o tres dimensiones, que no se encuentran en las herramientas de modelación de PTAR más accesibles.

Se han logrado avances en la modelación de LAF (Ouldali *et al.*, 1989; Lee *et al.*, 1999; Chabir *et al.*, 2000; Oliveira-Esquerre *et al.*, 2002 y 2004; Houweling *et al.*, 2005; Houweling, 2006; Jupsin y Vasel, 2007; Escalas-Cañellas *et al.*, 2008); sin embargo, no se ha logrado reproducir de manera detallada y conjunta la remoción de materia orgánica, sólidos suspendidos y la variación del oxígeno disuelto que ocurre en este tipo de sistemas. Existe, por tanto, el interés en realizar contribuciones científicas a la descripción matemática del comportamiento de estas componentes del agua residual en las LAF, así como en la reducción del consumo de energía eléctrica en la aireación de las mismas.

Para simular en el futuro estrategias de aireación y control de las LAF es preponderante disponer de modelos relativamente simples (Padukone y Andrews, 1989; Mueller *et al.*, 2002; Olsson, 2008; Ábrego-Góngora *et al.*, 2015). Por otro lado, el empleo previo de modelos complejos (ASM2d modificado) en la tesis de maestría de Ábrego Góngora (2007), aportó resultados remarcables pero modestos, especialmente teniendo en cuenta el esfuerzo de simulación implicado en la calibración de dichos modelos. Por dichos motivos, la presente investigación se orientó a modelos relativamente simples, con un número reducido de variables de estado y procesos. También en la tesis de maestría de Ábrego Góngora (2007) se observó que la cantidad de oxígeno necesario para remover un kg de DBO (parámetro A) podría ser variable en función de las condiciones de operación prevalecientes en la laguna (tanto climáticas, como del proceso mismo). De acuerdo con lo anterior, se decidió considerar que este parámetro podría adoptar diferentes valores en función de las condiciones antes mencionadas.

Por otro lado, durante esta investigación se vislumbró la posibilidad de describir la dinámica de la demanda de oxígeno como limitada por la transferencia de oxígeno y los flujos de entrada y salida. Se vio que ello permitiría utilizar únicamente un componente (sustrato). Se decidió investigar este punto, que se formula como la segunda de las hipótesis del estudio.



Justificación

Desde el punto de vista ambiental, existe la necesidad del desarrollo de un modelo de laguna primaria que permita, bajo múltiples escenarios, ensayar de manera fiable estrategias de aireación enfocadas hacia el ahorro de energía eléctrica y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero. Desde el punto de vista científico, la adecuada descripción de la dinámica de la materia orgánica, sólidos suspendidos y oxígeno disuelto en las lagunas aireadas facultativas contribuye al conocimiento en el ámbito del tratamiento de aguas residuales, así como en el de la modelación matemática de las lagunas aireadas.

Objetivo general

El objetivo de este trabajo de investigación es analizar, proponer y aplicar diferentes modelos matemáticos de lagunas aireadas facultativas, y evaluar su capacidad para describir adecuadamente el comportamiento observado a escala real en la laguna primaria de la Planta Norte de la zona conurbada de San Luis Potosí (Planta Norte).

Objetivos específicos

1. Conocer el estado del arte en materia de la modelación matemática de las LAF.
2. Proponer modelos cinéticos que simulen el comportamiento de una LAF.
3. Construir, calibrar y validar diversos modelos matemáticos que representen al sistema lagunar de la Planta Norte.

Hipótesis

1. Un modelo sencillo de reacción aerobia que considere SSV, DBO (o DQO) y OD, con crecimiento y respiración endógena en un reactor de mezcla completa, permite describir el comportamiento de dichas variables en una laguna aireada facultativa.
2. Las condiciones de exceso de sustrato y bajas concentraciones de oxígeno permiten describir la dinámica de la DBO o DQO como limitada por la transferencia de oxígeno



y los flujos de entrada y salida (de sustrato), siendo su dinámica independiente de la biomasa activa.

3. El consumo de oxígeno por kg de DBO eliminada no es constante, sino que depende de las condiciones de operación prevalecientes en la laguna (como temperatura, caudal y carga orgánica).

En los apartados siguientes se presenta el marco conceptual referente a las lagunas aireadas facultativas y su modelación matemática (Capítulo 2), el conjunto de actividades y procedimientos sistemáticos necesarios para la realización de este trabajo de investigación se abordan en la metodología (Capítulo 3), mientras que la evaluación de modelos existentes y la propuesta de nuevos modelos se explican en el Capítulo 4.





Capítulo

2

Lagunas aireadas facultativas y su modelación matemática

Los sistemas lagunares para el tratamiento de aguas residuales consisten en una o varias excavaciones poco profundas, delimitadas por taludes perimetrales construidos con material excavado, o bien con otro de mejores características (Mendonça, 2000b). El agua residual fluye lentamente y se almacena temporalmente en las lagunas, donde se depura mediante la acción de microorganismos que crecen en la laguna (biomasa) (Metcalf y Eddy, 2003a).

2.1. Sistemas lagunares para el tratamiento de aguas residuales

Existen diferentes tipos de lagunas, y diferentes estrategias para su modelación matemática, las cuales, responden a las características de la laguna objeto de la modelación y a la complejidad matemática que se esté dispuesto a asumir en el proyecto de modelación, así como a la cantidad y calidad de los datos meteorológicos, datos de caracterización de afluente y efluente, y datos disponibles de operación de la planta. En este capítulo se presenta una revisión de los sistemas lagunares y de los modelos matemáticos existentes para lagunas aireadas facultativas, que son el tipo de lagunas objeto de esta investigación.

A diferencia del proceso de lodos activados, los sistemas lagunares son extensivos: tienen bajas concentraciones de biomasa activa suspendida, por lo que presentan bajas velocidades de remoción de DBO y otros contaminantes, y requieren grandes volúmenes y extensiones de terreno. A pesar de ello, tienen costos de inversión y operación normalmente más bajos que los procesos de lodos activados, siempre que se disponga de terreno adecuado y a bajo precio (Mendonça, 2000b).



Lo anterior es especialmente válido para las lagunas de estabilización, que no tienen aireación artificial. Con costos intermedios del terreno, las lagunas aireadas reducen la superficie requerida, a cambio de un aumento en los costos de operación y en las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas al consumo eléctrico.

Existen, por tanto, dos tipos básicos de sistemas lagunares: las lagunas de estabilización (no aireadas), llamadas también lagunas convencionales, y las lagunas aireadas, que intensifican artificialmente su oxigenación.

2.1.1. Lagunas de estabilización (LE)

Las lagunas de estabilización corresponden a los sistemas lagunares no aireados, en los que la energía eléctrica es utilizada básicamente para el bombeo del agua. Estos sistemas se clasifican de acuerdo a las condiciones de oxigenación natural que prevalecen en las lagunas. Las lagunas de alta carga orgánica son anaerobias, ya que la oxigenación natural no puede satisfacer la demanda de oxígeno. Las lagunas poco profundas y de baja carga orgánica son aerobias, ya que la oxigenación natural (viento y algas) es capaz de satisfacer la demanda de oxígeno. Las lagunas de carga orgánica intermedia son facultativas, con una zona aerobia superficial, una zona anaerobia al fondo y otra intermedia, llamada zona facultativa.

Lagunas anaerobias

En estas lagunas, la depuración se lleva a cabo en ausencia de oxígeno libre o combinado. Son lagunas profundas, típicamente de 4 m, aunque varían en un rango de 2.5 a 5 m, tienen cargas orgánicas superficiales (COS) elevadas que van de los 250 a los 400 kg DBO₅/(ha·d), con tiempo de retención hidráulico (TRH) de 1 d, aproximadamente. Poseen una eficiencia de remoción de SST del 80% (Ramalho, 1996). Para la DBO₅ (demanda bioquímica de oxígeno), su eficiencia de remoción es del 40 – 70% (Mara y Pearson, 1998), que depende de la temperatura y del TRH. Debido a estas características (COS y eficiencias), las lagunas anaerobias son generalmente utilizadas como lagunas primarias.

Lagunas facultativas

La depuración del agua residual se lleva a cabo tanto en condiciones aerobias como anaerobias. Las primeras se localizan en la parte superior de la laguna (microorganismos aerobios) y las condiciones anaerobias se localizan en la parte inferior (microorganismos anaerobios); sin embargo, existe una zona intermedia en la cual se presentan ambas condiciones, en función de los elementos climáticos y a los microorganismos capaces de sobrevivir en estos ambientes se les denomina facultativos (ver Figura 2.1). Se utilizan como lagunas primarias o secundarias.

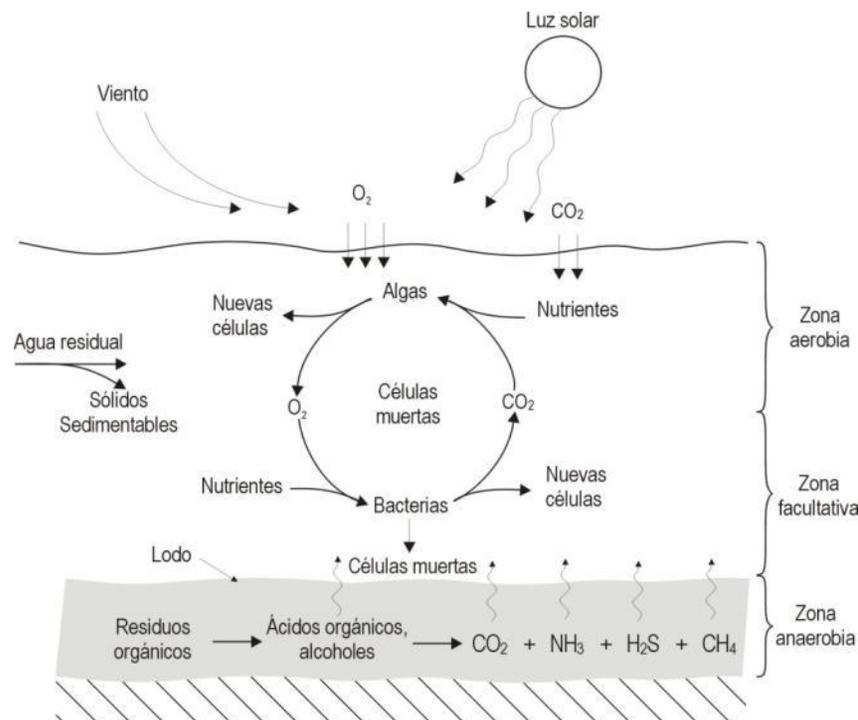


Figura 2.1. Laguna facultativa. Adaptada de Metcalf y Eddy (1996).

Las lagunas facultativas tienen profundidades típicas de 2 m, pudiendo variar entre 1.5 y 2.5 m. COS entre 80 y 350 $kg\ DBO_5/(ha \cdot d)$ (Mara y Pearson, 1998). La eficiencia de remoción de la DBO_5 en estas lagunas es de entre 70 y 90% (Mendonça, 2000c; Conagua, 2007; Shammas *et al.*, 2009), y el TRH debe estar entre 25 – 180 d (WEF, 2010a).

Lagunas de maduración

Se utilizan con la finalidad de completar y asegurar la remoción de los coliformes fecales (CF) y huevos de helminto (HH) de las aguas residuales, mediante la acción sinérgica de la radiación



solar y la oxigenación inducida por el aire superficial y las algas, lo que también mejora la remoción de DBO_5 y SST (sólidos suspendidos totales).

Por las funciones que realizan, son utilizadas como lagunas secundarias, terciarias o al final del tratamiento biológico lagunar. Tienen profundidades entre 0.6 - 1.5 m y el área a la profundidad media debe ser menor a 2 ha, se puede llegar a la remoción de más del 99.999% de los CF (Mendonça, 2000d). El TRH varía entre 5 – 20 d, $COS < 17 \text{ kg } DBO_5 / (\text{ha} \cdot \text{d})$, eficiencia en la remoción de DBO_5 entre 60 - 80% (Metcalf y Eddy, 2003b).

El arreglo lagunar (tren de tratamiento) adoptado dependerá de las condiciones climatológicas, la superficie disponible de terreno, la ubicación de la planta de tratamiento, la calidad y cantidad del agua residual y los requerimientos del efluente (Sánchez-Luna, 2005).

Un tren de tratamiento lagunar para aguas residuales municipales consta de varias lagunas en serie. Los más adecuados, de acuerdo a la Comisión Nacional del Agua (Conagua, 2007), son:

- a) L. facultativa + L. maduración (dos o más)
- b) L. facultativa + L. facultativa + L. maduración (dos o más)
- c) L. anaerobia + L. facultativa + L. maduración (dos o más)

En la primer laguna (facultativa) o en el conjunto anaerobia + facultativa, se remueve entre 70 y 80% de la DBO_5 y SST; sin embargo, aunque en ellas también se remueven patógenos, no se alcanzan los niveles exigidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1996); por lo que para tal fin, se colocan varias lagunas de maduración al final del tren de tratamiento (Ramalho, 1996).

Ventajas de las lagunas de estabilización (Romero, 1999; Mendonça, 2000b):

- Fáciles de construir.
- Bajo consumo de energía.
- Muy bajo costo de operación y mantenimiento.
- Amortiguamiento de picos (incrementos bruscos) hidráulicos u orgánicos.
- Muy eficientes en la remoción de la materia orgánica y microorganismos patógenos.



Desventajas (Romero, 1999; Mendonça, 2000b):

- Requieren de grandes extensiones de terreno (varias hectáreas).
- Su funcionamiento depende ampliamente de las condiciones climatológicas; ineficientes en climas fríos.

2.1.2. Lagunas aireadas

Son sistemas lagunares en los cuales se suministra oxígeno de manera artificial para acelerar el metabolismo de los microorganismos. Al no depender de la oxigenación natural, es posible diseñar las lagunas con mayores profundidades. Debido a la mayor disponibilidad de oxígeno se alcanzan velocidades de depuración mejores, consiguiéndose áreas superficiales, TRH y volúmenes menores que los correspondientes a las lagunas de estabilización.

Ventajas respecto de las LE (Mendonça, 2000e):

- Mayores profundidades.
- Menores TRH.
- Menor área superficial.
- Capacidad de regular la concentración de oxígeno disuelto (OD).

Desventajas (Mendonça, 2000e):

- Requieren energía eléctrica.
- Las concentraciones de SST o de algas en el efluente de las LE son altas, por lo que requieren lagunas de sedimentación aguas abajo.

2.1.3. Lagunas aireadas de mezcla completa

En estos sistemas la potencia de mezclado es tal que se mantienen condiciones de mezcla completa, gracias a la turbulencia ocasionada por los sistemas de aireación. Por lo tanto, no hay sedimentación (ver Figura 2.2), lo que hace necesaria la adición de lagunas secundarias o terciarias para este fin.

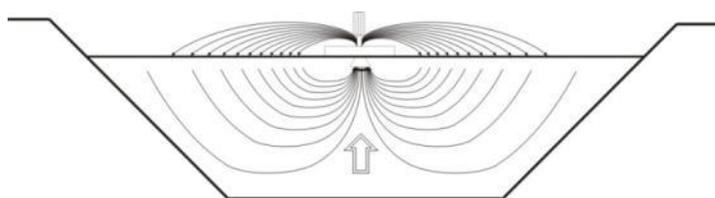


Figura 2.2. Laguna aireada de mezcla completa.

Para mantener el régimen de mezcla completa con aireadores mecánicos, se necesitan entre 15 y 30 W/(m³ de laguna) de acuerdo con WEF (2010b), o 19-39 W/(m³ de laguna) según Metcalf y Eddy (2003c). Esta energía depende del diseño del aireador y la geometría de la laguna. Las profundidades varían entre 3.3 y 6.7 m, y el TRH entre 3 y 6 d (Metcalf y Eddy, 2003d). La remoción de DBO₅ varía entre 50 y 60% (Mendonça, 2000a; Conagua, 2007).

2.1.4. Lagunas aireadas facultativas

Las LAF son el sistema de lagunas aireadas más utilizado (Metcalf y Eddy, 2003e) y consisten en sistemas lagunares con aireación artificial en los que la energía suministrada no es suficiente para mantener condiciones de mezcla completa: hay sedimentación parcial en la laguna. En una LAF con aireación superficial (ver Figura 2.3) la parte superior de la laguna es aerobia, la inferior es totalmente anaerobia, y la zona intermedia o de transición es conocida como facultativa. Tienen profundidades de 2 a 5 m, y la remoción de DBO₅ varía entre 70 y 90% para lagunas primarias (Mendonça, 2000a; Conagua, 2007; Shammas *et al.*, 2009). TRH entre 5 y 30 d, (Metcalf y Eddy, 2003b; von Sperling, 2007).



Figura 2.3. LAF con aireación superficial.

Los métodos principales de aireación de lagunas son (Metcalf y Eddy, 2003f):

- a) Aireación con difusores: actualmente los difusores se clasifican de acuerdo a sus características físicas y pueden ser: 1) difusores porosos (o de burbuja fina), 2) difusores no porosos (o de burbuja gruesa) y 3) difusores de chorro, aireadores por aspiración y aireadores de tubo en U.



- b) Aireadores mecánicos: se clasifican en función de sus características de diseño y funcionamiento y son: 1) aireadores de eje vertical (superficiales o sumergidos) y 2) aireadores de eje horizontal (superficiales o sumergidos).

2.2. Interés de la modelación de lagunas aireadas facultativas

Un modelo matemático es una herramienta útil para diseñar, optimizar y controlar procesos, debido a que es más fácil estudiar en una computadora los efectos de las variables, que llevar a cabo experimentos en un sistema a escala real o de laboratorio (Padukone y Andrews, 1989).

La modelación permite predecir la calidad del efluente (DBO_5 , SSV, producción de lodo, etc.) en respuesta a las variaciones de las concentraciones, flujos afluentes y de las condiciones de operación, respecto al tiempo; se puede utilizar para diagnóstico, proyección, pruebas de cambios en la operación, diseño y optimización de los sistemas reales, etc. Además de que constituye un instrumento de ayuda para la toma de decisiones, permite la realización de estudios sin perturbar ni poner en riesgo el funcionamiento de la planta (Díaz *et al.*, 2003). Sin embargo, requiere de los registros históricos de concentraciones y flujos (afluentes y efluentes) de la planta, para poder simular y calibrar los modelos, para que los resultados de éstos se ajusten adecuadamente a los reales.

Desde el punto de vista científico, todavía no hay modelos matemáticos que describan correctamente todos los principales procesos de flujo, separación de sólidos y reacción que ocurren en una laguna aireada facultativa, aunque se han realizado avances en los últimos años (Karahan Gül *et al.*, 2003; De Kretser *et al.*, 2003; Houweling *et al.*, 2005; Jupsin y Vasel, 2007; Safieddine, 2007; Escalas-Cañellas *et al.*, 2008; Montalvo *et al.*, 2010). Por tanto, se requieren aportaciones a la descripción matemática de las lagunas aireadas facultativas.

Desde el punto de vista ambiental, una modelación más ajustada de las LAF habría de permitir optimizar su funcionamiento y mejorar la calidad del efluente, así como reducir algunos impactos ambientales negativos de las LAF, como por ejemplo, los relacionados con el consumo eléctrico para la aireación.

2.3. Modelos de flujo empleados en la modelación de LAF

Los modelos de flujo representan el patrón de mezclado o la forma en que fluye el contenido en el reactor y se pueden clasificar en:



- a) Modelos sencillos de flujo, basados en idealizaciones que conducen a ecuaciones relativamente simples (flujo pistón, mezcla completa y flujo disperso).
- b) Modelos basados en la resolución numérica de las ecuaciones diferenciales de las derivadas parciales en la dinámica de fluidos.

2.3.1. Modelos de flujo pistón

Este tipo de modelos de flujo consideran que todo volumen de agua residual se mueve con velocidad axial constante dentro del reactor; es decir, no toman en cuenta la fricción del fluido y las paredes que lo contienen, además de que no contempla dispersión o mezcla del fluido, como un pistón que se mueve dentro de un émbolo. Para una reacción de primer orden y condiciones estacionarias, la concentración del sustrato en el efluente puede calcularse de acuerdo con Mendonça (2000f), aplicando la Ecuación (2.1).

$$S = S_i e^{-k_1 TRH} \quad \text{Ecuación (2.1)}$$

donde:

- S Concentración de sustrato en el efluente [g m^{-3}]
- S_i Concentración inicial del sustrato [g m^{-3}]
- e Base de los logaritmos neperianos [adimensional]
- k_1 Tasa de remoción de sustrato [d^{-1}]
- TRH Tiempo de retención hidráulica [d]

2.3.2. Modelos de mezcla completa

En este tipo de modelos de flujo se supone que todos los elementos del agua residual se mezclan instantáneamente y, por tanto, el fluido es perfectamente homogéneo en todo el reactor. La concentración del efluente es igual a la concentración en cualquier punto del reactor y se calcula mediante la Ecuación (2.2) (Mendonça, 2000f):

$$S = \frac{S_i}{1 + k_1 TRH} \quad \text{Ecuación (2.2)}$$

En sistemas dinámicos multicomponentes, el balance del componente i que participa en varias reacciones j , está dado por la Ecuación (2.3) (Levenspiel, 2004):



$$\frac{dC_i}{dt} = \frac{Q}{V}(C_{i,0} - C_i) + \sum_{\forall j} v_{i,j} r_j \quad \text{Ecuación (2.3)}$$

donde:

- C_i Concentración del componente i en la laguna [g m^{-3}]
- Q Caudal de agua residual [m^3d^{-1}]
- V Volumen del reactor [m^3]
- $C_{i,0}$ Concentración del componente i en el afluente de la laguna [g m^{-3}]
- $v_{i,j}$ Coeficiente estequiométrico del componente c_i en la reacción j [-]
- r_j Velocidad de reacción del proceso j [$\text{g m}^{-3}\text{d}^{-1}$]

2.3.3. Modelos de flujo disperso y reactores de mezcla completa en cascada

En muchos casos, el flujo real puede describirse como un flujo intermedio entre el flujo pistón y el de mezcla completa. Para representar de manera simplificada este flujo, se siguen dos enfoques diferentes: una cascada de reactores de mezcla completa o un flujo pistón modificado con dispersión axial (flujo disperso). Ambos se hallan descritos en detalle en la bibliografía de reactores químicos (Fogler, 2001; Levenspiel, 2004).

Cascada de reactores de mezcla completa

En este esquema, cuanto mayor es el número de reactores en cascada, más se asemeja el sistema a un reactor de flujo pistón. Para condiciones estacionarias y una cinética de primer orden, la concentración del efluente se calcula a partir de la Ecuación (2.4).

$$S_e = \frac{S_i}{(1 + k_1 TRH)^n} \quad \text{Ecuación (2.4)}$$

Donde:

- n Número de reactores idénticos de mezcla completa conectados en serie.

Flujo disperso

De acuerdo con Mendonça (2000f), en este modelo de flujo se introduce un número de dispersión, d , que representa las condiciones de mezcla en el reactor, dicho parámetro varía entre cero e infinito ($0, \infty$). La concentración efluente, para condiciones estacionarias y cinética de primer orden, se calcula de acuerdo a las ecuaciones (2.5), (2.6) y (2.7).

$$S = \frac{4ae^{1/2d}S_0}{(1+a)^2e^{a/2d} - (1-a)^2e^{-a/2d}} \quad \text{Ecuación (2.5)}$$



$$a = \sqrt[2]{1 + 4dk_1 TRH} \quad \text{Ecuación (2.6)}$$

$$d = \frac{L/W}{-0.26118 + 0.25392(L/W) + 1.01368(L/W)^2} \quad \text{Ecuación (2.7)}$$

donde:

d Número de dispersión [adimensional]

L Longitud de la laguna [m]

W Ancho de la laguna [m]

A continuación se discuten algunas investigaciones publicadas con respecto a la utilización del flujo disperso aplicado en lagunas aireadas facultativas. Dorego y Leduc (1996) caracterizaron los patrones de flujo y mezcla en las lagunas aireadas de Sainte Julie, Quebec, con la ayuda de trazadores, para comparar sus resultados con las condiciones de mezcla completa, además de determinar la aplicabilidad de los modelos predictivos de dispersión; para ello presentaron algunos modelos hidráulicos para el diseño de lagunas bajo flujo disperso. El experimento se basó en la utilización de tinta fluorescente de rodamina como trazador. Al cabo de tiempos establecidos analizaban las muestras tomadas del efluente con la ayuda de un espectrofluorofotómetro y, haciendo diagramas de concentración de rodamina-tiempo, observaron que algunos diagramas presentaban múltiples picos de concentración; asumieron que se debía a patrones de flujo circular dentro de las lagunas y sostienen que el número de dispersión por sí solo no describe el proceso lagunar.

Namèche y Vasel (1998) compararon las ecuaciones de flujo disperso con los resultados de experimentos con trazadores y calcularon los coeficientes de correlación entre el número de dispersión y las características lagunares mediante su nivel de significancia estadística y observaron que las relaciones largo/ancho y largo/profundidad son las más significativas. Mediante la combinación de estos factores propusieron modelos nuevos de dispersión, según el tipo de laguna en cuestión (aireadas o de estabilización) y afirman que lagunas con relaciones largo/ancho < 4 se comportan como reactores de mezcla completa.

En algunos casos es necesaria una descripción detallada del flujo, por lo que se requieren otros modelos conceptuales o el uso de la dinámica computacional de fluidos.



2.3.4. Modelos basados en dinámica computacional de fluidos.

El movimiento complejo del agua en las lagunas se puede describir mediante la dinámica de fluidos. Las ecuaciones de Navier-Stokes son las ecuaciones de conservación de masa, energía y momento, aplicadas al fluido. Son un conjunto de ecuaciones diferenciales parciales que normalmente requieren de técnicas numéricas para su resolución (Hafez *et al.*, 2013). La magnitud numérica del problema requiere del empleo de programas informáticos especializados, complementados con una potencia de cálculo adecuada.

Se llama dinámica de fluidos computacional (CFD, por sus siglas en inglés) a la rama de la dinámica de fluidos que emplea métodos numéricos para resolver los problemas de flujo de fluidos

El procedimiento que se sigue en CFD es el siguiente (Hafez *et al.*, 2013):

- 1) Discretizar las ecuaciones que gobiernan el flujo. Generar el conjunto de ecuaciones análogas (numéricas), apropiadas para la evaluación numérica; para ello se pueden utilizar métodos numéricos: diferencias finitas, elemento finito y volumen finito.
- 2) Generación de la malla. Ésta es la distribución de los puntos en el dominio del flujo que define las posiciones donde se calculan las variables. En esta etapa el analista tiene que configurar la red de puntos de cálculo; se deben calcular las coordenadas de dichos puntos ya que éstos definen las células o elementos (triángulos 2D o pirámides 3D).
- 3) Especificación del flujo. En esta etapa se definen las condiciones de frontera. Se determinan las condiciones iniciales y algunos parámetros del fluido en cuestión (densidad, viscosidad, etc.).
- 4) Cálculo de la solución numérica. A continuación se ejecuta el algoritmo para calcular la solución numérica al problema del flujo, pero antes se deben proporcionar los parámetros que controlarán la resolución numérica.
- 5) Análisis de resultados. Los resultados deben ser analizados para comprobar que la solución sea adecuada (cercana a la realidad), y para determinar los datos de flujo requeridos de la simulación.

El desarrollo de la CFD ha permitido determinar la velocidad de los fluidos en cualquier punto, con los beneficios de controlar la eficiencia de la mezcla y la minimización de la sedimentación de los sólidos (De Kretser *et al.*, 2003).



Entre las aplicaciones de la CFD a la modelación de lagunas aireadas se puede mencionar la investigación realizada por Wood *et al.* (1995), en la que exploraron el potencial de CFD para el diseño de plantas de tratamiento; esto lo llevaron a cabo con ayuda de un paquete comercial de elementos finitos (FIDAP 7.0) para discretizar las ecuaciones implicadas. El modelo está limitado a dos dimensiones en estado estacionario, bajo flujo laminar y su aplicación práctica fue conocer los gradientes de velocidad y la trayectoria del líquido en las lagunas.

Salter *et al.* (2000) estudiaron un sistema de lagunas facultativas en Tailandia mediante CFD, en el cual analizaron las condiciones de flujo para obtener su distribución de tiempos de residencia, las zonas muertas y de cortocircuitos hidráulicos; concluyeron que la deficiencia en la remoción de DBO se debe a los cortocircuitos hidráulicos. Baléo *et al.* (2001) utilizaron CFD (específicamente con el método del volumen finito) con la finalidad de determinar los tiempos de residencia para la caracterización, diseño y modelación de una laguna; obtuvieron las predicciones de las distribuciones del tiempo de residencia con dos técnicas diferentes: a) solución a la ecuación de transporte con la edad promedio del fluido; b) mediante la función τ (a la cual definen como el tiempo de residencia promedio, en función de la posición y del tiempo); concluyeron afirmando que esta técnica de simulación provee la determinación instantánea de las características geométricas que contribuyen a la dispersión del tiempo de residencia promedio (forma lagunar, relaciones longitud/ancho, longitud/profundidad, etc.).

Alex *et al.* (2002a) investigaron sobre la identificación de la estructura de un modelo de simulación de tratamiento de aguas residuales, con el objetivo de excluir la influencia de estructuras empíricas en el resultado de las simulaciones dinámicas y el análisis del mal funcionamiento de las plantas de tratamiento. Lo hicieron mediante la descomposición del sistema de tratamiento en compartimentos de mezcla completa, la evaluación del intercambio de flujos entre los compartimentos, y la estimación de las condiciones hidráulicas (carga, energía de mezcla y aireación) con la técnica de los volúmenes finitos. Utilizaron el paquete CHAMPION3D (programa comercial especialmente desarrollado para CFD en sistemas de lodos activados) para calcular la edad media de las partículas desde que entran al tanque y la velocidad con que se mueven en él. Probaron su modelo con los datos de la PTAR de Wuppertal-Buchenhofen (Alemania) y presentaron las gráficas de la edad media de las partículas, oxígeno disuelto (para la simulación utilizaron una tasa de aireación constante) y nitrógeno amoniacal. Estos autores no compararon sus resultados con los respectivos datos experimentales de la planta. Con el objetivo de determinar la posibilidad de usar mezcladores en lugar de aireadores para aumentar el grado de mezclado y minimizar la



sedimentación de sólidos en la laguna De Kretser *et al.* (2003), analizaron una laguna aireada de Australia, utilizaron el paquete FLUENT para calcular las velocidades del agua en la laguna, bajo diferentes combinaciones de aireadores y mezcladores. Sostienen que la efectividad del uso de CFD en sistemas lagunares depende de: a) tener los detalles exactos de las dimensiones de la laguna; b) conocer las propiedades físicas del contenido de la laguna (densidad, viscosidad, y temperatura); c) la ubicación, dimensiones, alineamiento y caudal afluente y efluente de la laguna; d) la ubicación, dimensiones y características de operación (velocidad de rotación y capacidad de succión) de los aireadores y mezcladores. Sostienen además que con el uso de CFD se pueden determinar además de los campos de velocidad, los de temperatura, concentraciones, etc., con lo que se logra entender mejor el proceso y la operación, posibilitando la optimización.

La modelación de lagunas aireadas facultativas con CFD presenta el inconveniente de la complejidad matemática y del empleo de paquetes de simulación especializados en CFD. Por ello, este enfoque queda fuera del alcance de esta tesis, y se utilizarán modelos más sencillos, con un número reducido de componentes y procesos, basados en ecuaciones diferenciales ordinarias (estado no estacionario), mediante el paquete de simulación de uso general, MATLAB.

2.4. Modelos de reacción aplicados a las LAF

Los modelos de reacción son aquellos que toman en cuenta los procesos de transformación de la materia que ocurren dentro de un reactor. Los modelos de reacción implican un conjunto de componentes y procesos cinéticos, ligados por la matriz estequiométrica que expresa la participación de cada componente en cada proceso. La velocidad de cada proceso cinético, a su vez, viene expresada por la ecuación cinética del mismo. Los modelos cinéticos se combinan con los modelos de flujo para obtener las ecuaciones diferenciales de balance masa de cada componente. Los modelos cinéticos van desde modelos con unas pocas variables (simples), que, por su sencillez (y formulados en estado estacionario) se utilizan para el diseño de sistemas de tratamiento, hasta modelos complejos, con numerosos componentes y procesos, que intentan reproducir detalladamente todos los procesos de reacción que ocurren en los sistemas de tratamiento de aguas residuales (van Loosdrecht *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2009; Makinia, 2010).



De acuerdo con Henze *et al.* (2008) y Makinia (2010), es necesario realizar un balance entre complejidad y manejabilidad en la modelación de sistemas de tratamiento de aguas residuales. La combinación de CFD y procesos biocinéticos ha sido abordada en algunos estudios concernientes a lagunas de estabilización; ejemplos de ello pueden consultarse en las investigaciones de Shilton y Harrison (2003). Vega *et al.* (2003), Shilton y Mara (2005), Banda *et al.* (2006a, b) y Sah *et al.* (2011). Sin embargo, en la bibliografía científica no se encuentra evidencia de aplicación de ese tipo de modelación en las lagunas aireadas facultativas, probablemente debido a que requiere software CFD sofisticado y gran cantidad de trabajo de programación con el fin de combinarlos en el código CFD. Este enfoque está más allá del alcance de este trabajo de investigación.

Los modelos biocinéticos multicomponentes como los de IWA (2007), que utilizan reactores completamente mezclados, implican un número alto de variables de estado, procesos y parámetros, y que por lo general requieren paquetes específicos para llevar a cabo su modelación.

En la literatura científica existen muy pocos estudios publicados en el campo de la modelación dinámica (estado no estacionario) de las lagunas aireadas facultativas; la mayoría principalmente se enfocan en aspectos hidrodinámicos (Nameche y Vasel, 1998; De Kretser *et al.*, 2002 y 2003; Karahan-Gül *et al.*, 2003; Delatolla y Babarutsi, 2005; Jupsin y Vasel, 2007; Pougatch *et al.*, 2007; Safieddine, 2007; Stropky *et al.*, 2007). Estas investigaciones utilizan principalmente flujo completamente mezclado, flujo disperso y flujo tridimensional (analizado mediante la dinámica de fluidos computacional, CFD).

Otros modelos incorporan la composición del agua residual y sus procesos de transformación, los cuales utilizan flujo con mezcla completa y modelos cinéticos con más de 5 componentes; la utilización de estos modelos requiere de programas de cómputo que incorporen la solución numérica de ecuaciones diferenciales ordinarias, como MATLAB, Fortran, ACSL, C++, GPS-X y otros. Ejemplos de estos modelos se pueden encontrar en Middlebrooks y Pano (1983), Sackellares *et al.* (1987); Ouldali *et al.* (1989), Chabir *et al.* (2000), Oliveira-Esquerre *et al.* (2002 y 2004), Houweling *et al.* (2005), Ekama *et al.* (2006), Houweling (2006), Ábrego Góngora (2007) y Houweling *et al.* (2008), entre otros. En Sah *et al.* (2012), se presenta una revisión de modelos de lagunas de estabilización.

En la tesis de maestría de Ábrego Góngora (2007), se trabajó en la modelación de la laguna primaria de la Planta Norte de San Luis Potosí, SLP, México, mediante un modelo IWA modificado (ASM2d modificado), representando mediante un decantador la separación de sólidos debida a la mezcla incompleta. Se modeló también la digestión anaerobia de los sólidos, así como un hipotético efecto de la pluviometría en la sedimentación de los sólidos. Este modelo consiguió mejores resultados que un modelo de mezcla completa, empleando el mismo esquema de reacción ASM2d



modificado. Sin embargo, el ajuste final obtenido por el modelo fue poco satisfactorio en términos de su coeficiente de determinación (R^2) y de la raíz del error cuadrático medio (RMSE); especialmente al validar el modelo frente a un periodo diferente del de su calibración. Esta problemática, así como el interés de generar un modelo manejable para, en un futuro, poder modelar y mejorar el control de la aireación de la laguna, impulsa a en la presente investigación desarrollar modelos de reacción más sencillos que puedan aplicarse fácilmente a escala real.

2.5. Modelos sencillos de reacción

Como ya se mencionó, son modelos que por su sencillez se han utilizado principalmente para el diseño de sistemas lagunares y para la enseñanza de los procesos biológicos implicados en el tratamiento de aguas residuales y su modelación. Contienen de 2 a 3 componentes o variables de estado (p. ej., sustrato (DBO), biomasa (SSV) y oxígeno disuelto), y de 3 a 5 procesos (p. ej., utilización de sustrato, crecimiento y metabolismo endógeno de la biomasa) (Ramalho, 1996; Mendonça, 2000g; Romero, 1999; Metcalf y Eddy, 2014a; Sánchez-Luna, 2005).

En cuanto a la aplicación de estos modelos se puede decir que se han utilizado sobre todo, para el diseño; más no tanto en la modelación, ya que el uso de estos modelos implica simplificaciones y/u omisiones de componentes y procesos que se presentan en la realidad, tales como:

1. Simplificación o exclusión de procesos reales y significativos en estados no estacionarios (hidrólisis, liberación de amonio, remoción de fósforo, nitrificación-desnitrificación, etc.).
2. Adopción de valores típicos para los parámetros cinéticos en la fase de diseño, los cuales pueden no tener relación alguna con las características del lugar, etc.

Por estas razones, los sistemas diseñados pueden quedar sobredimensionados (en el caso más favorable, aunque con el respectivo egreso económico innecesario) o subdimensionados (en el peor de los casos). Sin embargo, debe hacerse notar que en la mayoría de los casos, en la fase de diseño no se conoce la variación de las concentraciones en el afluente, ni la de los factores ambientales; por lo que el uso de estos modelos es una buena estrategia, siempre y cuando se tome un margen de seguridad adecuado.



Ejemplos de la aplicación de estos modelos se pueden ver en el trabajo desarrollado por Ouldali *et al.* (1989), en el cual se elaboró un modelo estocástico para predecir la DBO efluente en sistemas de lagunas aireadas facultativas, considerando mezcla completa y cinética de primer orden para la degradación de la materia orgánica; mediante la introducción de un término estocástico en la ecuación de balance de masa y resolviendo ésta mediante técnicas de cálculo estocástico. De esta forma obtuvieron expresiones dinámicas con parámetros de varianza en las condiciones iniciales y en el afluente.

Lee *et al.* (1999) desarrollaron un modelo computacional basado en el método de colocación ortogonal de promedios (técnica para simplificar las ecuaciones diferenciales parciales) para modelar bajo estado estacionario y comportamiento dinámico el proceso de lodos activados, considerando sólo tres componentes (oxígeno disuelto, sustrato orgánico y biomasa) y tres procesos (transferencia de oxígeno, crecimiento y muerte de organismos). Sostienen que el modelo propuesto es capaz de predecir mejor la dinámica de las especies de interés que las técnicas comunes que utilizan reactores de mezcla completa en serie; pero que antes de aplicar este modelo es necesario verificar el modelo hidráulico mediante estudios con trazadores.

A continuación se presenta una revisión de modelos sencillos que han sido desarrollados para aplicarse en LAF y que utilizan un número limitado de variables y procesos.

2.6. Modelo de Bemister (1978)

El modelo consta de dos variables de estado que representan los balances de masa de la laguna aireada facultativa, referidos a DBO última (DBO_U) y masa total de lodo acumulado. Su modelo supone reacciones de primer orden para las tasas (aerobias y anaerobias) de utilización de sustrato. En este modelo se considera que una fracción del sustrato afluente se dispersa instantáneamente en la laguna y el resto sedimenta a la capa de lodo, en la cual se produce la acumulación y fermentación del lodo; una fracción del lodo fermentado se libera como sustrato hacia la fase líquida de la laguna. El modelo considera un solo tanque con flujo continuo y con mezcla completa. Las ecuaciones del modelo son las siguientes:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{i_p S_i}{R} - k_s S - \frac{S}{R} + \frac{s_p k_L L_t \cdot 10^6}{VG} \quad \text{Ecuación (2.8)}$$

$$\frac{dL_t}{dt} = (1 - i_p) S_i QG \cdot 10^{-6} - k_L L_t \quad \text{Ecuación (2.9)}$$



Donde: $V = V_0 - 0.35Lt$; $k_L = 0.002 * 1.35^{T_w - 20}$; $k_s = mT_w + b$; $s_\rho = 0.4$; S es la DBO_U en el efluente ($g L^{-1}$); i_ρ es la fracción de DBO_U afluente que se dispersa dentro de la laguna (adimensional); S_i es la concentración de DBO_U en el afluente ($mg L^{-1}$); R es el tiempo de retención lagunar (d); k_s es la tasa de degradación aerobia (d^{-1}); s_ρ es la fracción de DBO_U entrante en la fase líquida después de la fermentación de los lodos (adimensional); k_L es la tasa de reacción de la fermentación del lodo (d^{-1}); L_t es la masa total de lodos ($lb DBO_U$); V es el volumen efectivo de la laguna (ft^3); V_0 es el volumen inicial de la laguna (ft^3); G es la densidad del agua ($lb ft^{-3}$) y Q es el caudal de agua residual ($ft^3 d^{-1}$).

Se puede observar que el modelo tiene inconsistencias dimensionales, algunas se refieren al Sistema Internacional de Unidades y otras al Sistema Inglés. Se realizó un análisis detallado y hubo la necesidad de hacer algunas modificaciones al modelo para que el balance de masas presentado por Bemister (1978) tuviera consistencia dimensional, así como para poder presentar las expresiones en términos de DBO ; Las modificaciones se presentan en las ecuaciones (2.8a) y (2.9a).

$$\frac{dS}{dt} = \frac{i_\rho S_i}{R} - k_s S - \frac{S}{R} + \frac{s_\rho k_L L_t \cdot 10^3}{f_{DBO_u} V} \quad \text{Ecuación (2.8a)}$$

$$\frac{dL_t}{dt} = (1 - i_\rho) f_{DBO_u} S_i Q \cdot 10^{-3} - k_L L_t \quad \text{Ecuación (2.9a)}$$

Donde S_i y S son las concentraciones de DBO afluente y efluente ($g m^{-3}$), respectivamente; $V = V_0 - \frac{f_l L_t}{\gamma_l}$; L_t es la masa total de lodos ($kg DBO_U$); f_{DBO_u} es el factor de conversión de DBO_U a DBO ; V es el volumen lagunar efectivo (m^3); V_0 es el volumen inicial de la laguna (m^3); Q es el caudal de agua residual afluente ($m^3 d^{-1}$). f_l es el índice de acumulación de lodos (adimensional) y γ_l es la densidad del lodo (considerado como $1,050 kg m^{-3}$).

De acuerdo con el autor del modelo, una de las limitaciones principales en su aplicación se debe a la poca disponibilidad de información con respecto a las magnitudes de los parámetros del modelo; el cual fue aplicado en el sistema de tratamiento lagunar de la ciudad de Portage la Prairie, Manitoba, Canadá.

El modelo no considera la cinética de biomasa encargada de la degradación del sustrato, ni la de la encargada de la fermentación del lodo.



2.7. Modelo de Chagnon (1999)

El autor presenta una versión modificada del modelo de lagunas de estabilización propuesto por Ferrara y Harleman (1978) y lo aplica en dos LAF del sistema lagunar “As-Samra” en Bal’ama, Jordania. El modelo se compone de tres ecuaciones diferenciales que determinan las concentraciones de carbono orgánico, carbono inorgánico y coliformes fecales. A continuación se muestran las ecuaciones del modelo:

$$\frac{d(OC)}{dt} = \frac{Q_i}{V}(OC)_i - \frac{Q_e}{V}(OC) - R_{12}(OC) - R_{1S}(OC) + R_{21} \left[\frac{IC}{K_{SC} + IC} \right] (OC) \quad \text{Ecuación (2.10)}$$

$$\frac{d(IC)}{dt} = \frac{Q_i}{V}(IC)_i - \frac{Q_e}{V}(IC) + R_{12}(OC) + R_{20}(CO_{2S} - CO_2) - R_{21} \left[\frac{IC}{K_{SC} + IC} \right] (OC) \quad \text{Ecuación (2.11)}$$

$$\frac{d(FC)}{dt} = \frac{Q_i}{V}(FC)_i - \frac{Q_e}{V}(FC) - R_{8S}(FC) \quad \text{Ecuación (2.12)}$$

Donde $R_{12} = R_1 * 1.036^{T_w - 20}$; $R_{21} = R_2 * 1.066^{T_w - 20}$; $R_{1S} = R_S * 1.1^{T_w - 20}$; OC es la concentración de carbono orgánico efluente ($g\ m^{-3}$); IC es la concentración de carbono inorgánico efluente ($g\ m^{-3}$); CO_{2S} es la concentración de saturación de dióxido de carbono en la laguna; CO_2 es la concentración de dióxido de carbono en la laguna ($g\ m^{-3}$); FC es la concentración de coliformes fecales por unidad de volumen (sin definir); Q es el caudal ($m^3\ d^{-1}$); V es el volumen lagunar (m^3); R_{12} es la tasa de transformación del carbono orgánico en carbono inorgánico (d^{-1}); R_{21} es la tasa de transformación del carbono inorgánico en carbono orgánico (d^{-1}); R_{20} es la tasa de re-aireación atmosférica (d^{-1}); R_{1S} es la tasa de pérdida neta de carbono orgánico (d^{-1}); K_{SC} es la constante de media saturación para el carbono; R_{8S} es la tasa de decaimiento general para los coliformes fecales (d^{-1}).

Debido a que no se tienen datos medidos para la concentración de CO_2 en la laguna, el término $(CO_{2S} - CO_2)$ se consideró constante y calculado mediante la estimación de parámetros. Del mismo modo, K_{SC} también se manejó como un parámetro estimado, ya que su valor no se especifica en Chagnon (1999). En este estudio no se consideró la Ecuación (2.12) ya que está desacoplada del balance de carbono, ecuaciones (2.10) y (2.11). Puesto que no se cuenta con datos medidos para las concentraciones de carbono orgánico e inorgánico afluente, OC se consideró proporcional a la DBO, e IC como una fracción constante de la DBO afluente, f_i , también calculado en la estimación de parámetros; para lo cual, las ecuaciones (2.10) y (2.11) se modificaron en las ecuaciones (2.10a) y (2.11a) expresadas en términos de DBO.

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V}(S_i - S) - \left[R_{12} + R_{1S} - R_{21} \left(\frac{IC}{K_{SC} + IC} \right) \right] S \quad \text{Ecuación (2.10a)}$$



$$\frac{d(IC)}{dt} = \frac{Q}{V} (f_i S_i - IC) + R_{20} (CO_{2S} - CO_2) + \left[R_{12} - R_{21} \left(\frac{IC}{K_{SC} + IC} \right) \right] S \quad \text{Ecuación (2.11a)}$$

Donde S_i y S son las concentraciones de DBO afluente y efluente (g m^{-3}), respectivamente; f_i es el factor de conversión de IC a DBO. Debido a que la LAF primaria de la “Planta Norte” es 1.7 veces más profunda que la de “As-Samra”, en la que fue probado el modelo original, el valor de R_{20} se cambió de 23.86 a 41.02 d^{-1} , de acuerdo al procedimiento de estimación establecido por Chagnon (1999).

Como puede observarse en las ecuaciones anteriores, el modelo no toma en cuenta la potencia de aireación aplicada en la laguna.

2.8. Modelo de tres componentes (3C)

Este modelo fue propuesto por Escalas-Cañellas (2006) para lagunas aireadas de mezcla completa; está compuesto de tres ecuaciones diferenciales, obtenidas a partir de balances de masa para sustrato (medido como DBO soluble), biomasa (sólidos suspendidos volátiles) y oxígeno disuelto (O_2). Su fundamento teórico se basa en los modelos de Ramalho (1996) de estado estacionario; sin embargo, éste es dinámico e incorpora el balance de oxígeno y la influencia del oxígeno en los procesos cinéticos aerobios (ésta según el enfoque de los modelos IWA). Por otro lado, las cinéticas de Michaelis-Menten utilizadas por Ramalho se sustituyen por las de Monod. El modelo considera un flujo completamente mezclado. Cabe mencionar que a la fecha no hay evidencia en la bibliografía de que este modelo dinámico se haya aplicado en un sistema de tratamiento existente. Las ecuaciones que conforman este modelo son las siguientes:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_i - S) - \frac{1}{Y} \left(\mu_{max} \frac{S}{K_S + S} \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} X_{V,a} \right) \quad \text{Ecuación (2.13)}$$

$$\frac{dX_{V,a}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{V,i} - X_{V,a}) + \mu_{max} \frac{S}{K_S + S} \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} X_{V,a} - k_d \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} X_{V,a} \quad \text{Ecuación (2.14)}$$

$$\frac{dO_2}{dt} = \frac{Q}{V} (O_{2,i} - O_2) + \frac{P_{aer} AE}{V} - \frac{a}{Y} \left(\mu_{max} \frac{S}{K_S + S} \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} X_{V,a} \right) - b \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} X_{V,a} \quad \text{Ecuación (2.15)}$$

Donde: O_2 , S y $X_{V,a}$, corresponden a las concentraciones de oxígeno disuelto ($\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$), DBO soluble (g DBO m^{-3}) y biomasa activa (g SSV m^{-3}), respectivamente. El subíndice i se refiere al afluente, Q es el caudal de agua residual ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$), V es el volumen de la laguna (m^3), a es el coeficiente estequiométrico del consumo de oxígeno en la oxidación del sustrato ($\text{g O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ DBO}$), Y



es el rendimiento de la biomasa (g SSV/g DBO), μ_{max} es la tasa de crecimiento máximo específico para la biomasa (d^{-1}), K_S es la constante de media saturación para el sustrato (g DBO m^{-3}), K_{O_2} es la constante de media saturación para el oxígeno (g O_2 m^{-3}), b es la tasa de consumo de oxígeno asociada a la respiración endógena (d^{-1}), k_d es la tasa de decaimiento celular (d^{-1}), P_{aer} es la potencia de aireación aplicada en la laguna (kW), y AE es la eficiencia en la aireación en condiciones de proceso (g O_2 kWd^{-1}).

2.9. Modelo de Montalvo *et al.* (2010)

Los autores proponen un modelo de laguna aireada con alimentación por lotes, a escala piloto. El modelo consta de tres variables de estado: sustrato (expresado como DQO soluble), biomasa (expresado como SSV) y el volumen de la laguna; el estudio piloto lo realizan tratando aguas residuales de una industria vinícola de la ciudad de Molina, Chile. Las ecuaciones del modelo son:

$$\frac{dV}{dt} = F \quad \text{Ecuación (2.16)}$$

$$\frac{dS}{dt} = \frac{F}{V} (S_i - S) - \left[\frac{\mu_{max}(S - S_{nb})}{K_S + (S - S_{nb})} - K_d \right] \frac{X}{Y} \quad \text{Ecuación(2.17)}$$

$$\frac{dX}{dt} = \left\{ \left[\frac{\mu_m(S - S_{nb})}{K_S + (S - S_{nb})} - K_d \right] - \frac{F}{V} \right\} X \quad \text{Ecuación (2.18)}$$

Donde V es el volumen de la laguna (m^3); F es el caudal volumétrico ($m^3 d^{-1}$); μ_{max} es la tasa de crecimiento microbiano máximo específico (d^{-1}); S_i es la concentración de sustrato afluente (mg DQOs L^{-1}); S es la concentración de sustrato efluente (mg DQOs L^{-1}); S_{nb} es la concentración de sustrato no biodegradable (mg DQOs L^{-1}); X es la concentración de biomasa (mg SSV L^{-1}); Y es el coeficiente de rendimiento celular (g SSV g^{-1} DQO); K_S es la constante de saturación (mg DQO L^{-1}).

El modelo se adaptó a una laguna con mezcla completa e igual caudal afluente y efluente. En este caso, $dV/dt=0$, por lo que en estas condiciones de flujo, la Ecuación (2.16) puede ser omitida del modelo. Los balances de sustrato y biomasa también resultaron en las mismas ecuaciones diferenciales del modelo original; es decir, las ecuaciones (2.17) y (2.18).

Debido a que no se cuenta con datos disponibles para la DQOs, ésta se consideró proporcional a la DBO medida, S_{nb} se estimó como una fracción constante de la DBO afluente, f_{nb} , y calculado mediante la estimación de parámetros. Con base en dichas consideraciones, S queda



expresada en términos de DBO, desde luego, los parámetros cinéticos también deben especificarse en términos de DBO.

En este modelo tampoco se considera la transferencia y el consumo de oxígeno en la laguna, lo cual limita su aplicación en estudios en los que se desee conocer la potencia de aireación necesaria para degradar la materia orgánica contenida en el agua residual.

2.10. Discusión de los modelos presentados

Ninguno de los modelos de baja complejidad revisados incluye la sedimentación y digestión de los SSV. Si se pretendiera incorporar estos procesos a algún modelo, implicaría añadir una complejidad excesiva al mismo, ya que se tendrían que determinar o suponer parámetros cinéticos que no son fácilmente medibles o validables en los sistemas lagunares. Por ejemplo: la tasa de sedimentación de los sólidos sería dependiente de las condiciones de mezclado en la laguna, lo cual está en función de la potencia de aireación suministrada a la laguna, y que a su vez es variable. La digestión de la fracción desconocida de sólidos y materia orgánica que sedimenta estaría en función de la dinámica de la biomasa anaerobia, además de que los flujos de intercambio entre la zonas facultativa-anaerobia no podrían determinarse, sino suponerse, lo cual añadiría incertidumbre al modelo, pese a la complejidad que este mismo ya tendría.

Los modelos 3C y Montalvo *et al.* (2010) son similares, con la diferencia que el segundo utiliza DQO soluble y DQO no biodegradable, con régimen de flujo discontinuo, mientras que el primero utiliza DBO soluble y flujo continuo. Además, el modelo de Montalvo *et al.* (2010) no emplea el oxígeno y por lo tanto, la potencia de aireación, la cual es una variable de suma importancia en una laguna aireada facultativa y para este trabajo de investigación.

El modelo Chagnon (1999) también considera un reactor de flujo de mezcla completa, pero se basa en balances de carbono orgánico e inorgánico, sin tener en cuenta explícitamente la biomasa. Por otro lado, al considerar la formación de carbono orgánico a partir del carbono inorgánico, se entiende que se refiere al crecimiento de algas, que los otros modelos presentados no tienen en cuenta. Incorpora también una cinética (sencilla) para la eliminación de coliformes. La utilización del modelo de Chagnon (1999) no resulta práctica en esta investigación, debido a que en las plantas de tratamiento de México no se determina habitualmente el carbono orgánico total, ni el carbono inorgánico, como es el caso de la "Planta Norte" de San Luis Potosí, objeto de estudio de esta tesis.



Respecto al modelo de Bemister (1978), como ya se mencionó anteriormente, una de sus limitaciones principales para su utilización tiene que ver con la falta de información relativa a los parámetros del modelo, además de que no considera la cinética de la biomasa encargada de la degradación del sustrato, ni la de la encargada de la fermentación del lodo.

De los cuatro modelos dinámicos de LAF (en estado no estacionario) presentados en esta revisión bibliográfica, se concluye que el modelo que mejor se ajusta a los objetivos de la investigación que se pretende realizar corresponde al de tres componentes (3C), ya que se basa en tres variables medidas en el afluente y efluente de la laguna estudiada (DBO y SSV), y que además es el único que considera al oxígeno como variable de estado, incorporando sus procesos de transferencia y consumo en las lagunas aireadas, lo cual es necesario en un estudio en el que se pretende determinar la potencia de la aireación requerida para la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos.

2.11. Herramientas de modelación

Un modelo completo de tratamiento de aguas residuales consta de: descripción de su estructura (componentes en los cuales la biomasa y el sustrato se van a dividir), ecuaciones de proceso (para describir la conversión de componentes debida a procesos físicos y biológicos), estequiometría (para saber qué proporción de un componente es consumida o generada en un proceso) y un conjunto de ecuaciones de conservación (balance de masa para cada componente, balances de energía y momento) (Padukone y Andrews, 1989). En los modelos de flujo ideal (mezcla completa, flujo pistón) no se requiere el balance de la cantidad de movimiento.

Gujer y Larsen (1995) desarrollaron un paquete de simulación a manera de herramienta didáctica y lo llamaron ASIM (*Activated Sludge SIMulation program*), orientado al soporte de modelos cinéticos para volumen constante y flujo continuo, bajo condiciones de carga dinámica o no, con las opciones siguientes: libre elección del modelo cinético, libre definición del esquema de flujo, libre definición del proceso de control, rutinas computacionales para encontrar el estado de soluciones, soporte gráfico del análisis de la simulación y compatibilidad con hojas de cálculo. Los datos de entrada del programa son los siguientes: componentes solubles, componentes particulados y arreglo de concentraciones, coeficientes estequiométricos, variables de composición y las ecuaciones de proceso o reacción (para poder estimar las tasas de transformación de las componentes en las ecuaciones de los balances de masas). Alex *et al.* (2002b) se basaron en la simulación ambiental mediante MATLAB/SIMULINK y publicaron un modelo que permite la simulación del sistema de



aireación de una planta de tratamiento, con fines de diseño, prueba y selección de controles predecibles y eficientes para la aireación. Indican que el diseño y procedimiento de instalación de los sistemas de aireación debe ser auxiliado por herramientas de simulación.

Se debe escoger la herramienta adecuada para la simulación, de acuerdo a la complejidad del modelo. En la Figura 2.4 se muestra la clasificación de los modelos de reacción (de acuerdo a su complejidad) así como las herramientas de modelación aplicadas.

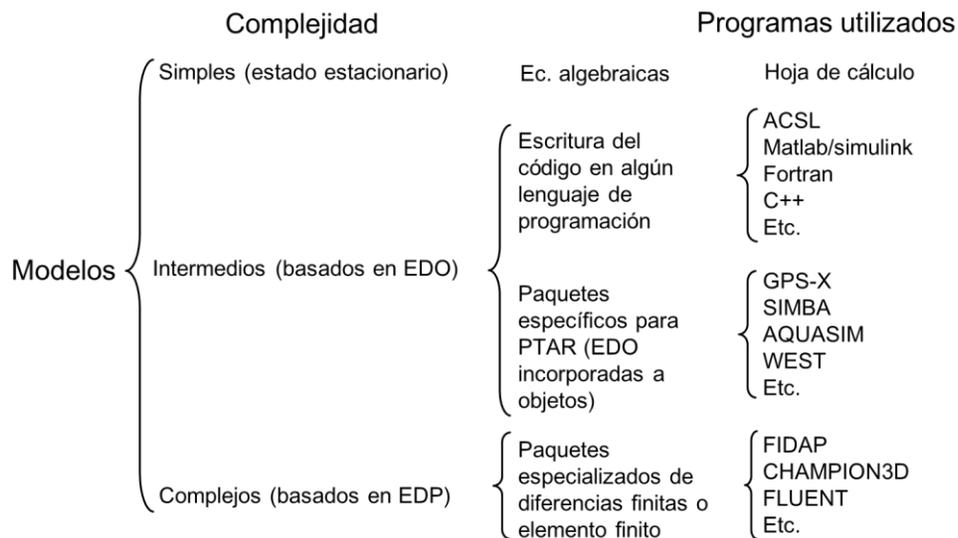


Figura 2.4. Clasificación de los modelos y herramientas de simulación (elaboración propia).

Los paquetes específicos de tratamiento de aguas residuales ofrecen una gran flexibilidad para la simulación y contienen librerías de modelos a elegir; sin embargo, requieren de tiempo y habilidad para la comprensión del programa. Los más conocidos son:

GPS-X[®] (Hydromantis, Inc., 2014) es un programa comercial multiusos para la simulación de plantas de tratamiento aguas residuales municipales e industriales; su interfaz es fácil de utilizar y cuenta con unidades de afluente, control de flujo, pretratamiento, sedimentación, lodos activados (crecimiento suspendido y crecimiento adherido), tratamiento terciario y digestión de sólidos. Además, contiene una interfaz gráfica avanzada para facilitar la modelación dinámica.

SIMBA[®] (Ifak system, 2014), programa comercial que permite la simulación de sistemas de alcantarillado, plantas de tratamiento de aguas residuales, tratamiento de lodos y ríos. Se puede utilizar para: diseño, optimización, operación, análisis de procesos, tratamiento de lodos y demanda



de energía en PTAR; escurrimiento de lluvias, flujos en áreas urbanas, diseño de estructuras de almacenamiento, estrategias para la operación de sistemas de alcantarillado; análisis de procesos de transporte y transformación de contaminantes, predicción de sustancias químicas y biológicas en ríos y para simular interacciones entre escurrimientos, tratamiento de aguas residuales y calidad del agua en los ríos.

AQUASIM[®] (Eawag, 2014), programa gratuito para la identificación y simulación de sistemas acuáticos; permite al usuario definir la configuración del sistema como un conjunto de compartimientos, los cuales pueden conectarse a otros. Los tipos de compartimientos son: reactores mezclados, reactores de biocapas, reactores advectivos-difusivos, columnas de suelo saturado, secciones de río y lagos. El usuario especifica el conjunto de variables de estado y los procesos de transformación dentro de los compartimientos. El programa realiza las simulaciones, análisis de sensibilidad y estimaciones de parámetros usando los datos medidos.

WEST[®] (Hemmis, 2014) es una plataforma comercial para modelar los procesos ecológicos y de fermentación que ocurren en las aguas residuales, ríos y captaciones. Con los objetivos de optimizar los procesos, reducir costos, identificar cuellos de botella, diseñar controladores, entrenamiento y automatización; además cuenta con herramientas para calibración de modelos, análisis de incertidumbre, análisis de sensibilidad y validación de modelos.

BioWin[®] (Envirosim, 2014). Programa comercial de simulación enfocado al análisis, diseño, optimización, calibración de modelos, caracterización y estudios cinéticos de plantas de tratamiento de aguas residuales. Tiene las características de crear informes e incluye su propio redactor interno de notas para ayudar a no perder de vista los detalles del proyecto.



Capítulo

3

Metodología general. Materiales y métodos experimentales

En este capítulo se presenta la metodología general empleada en el desarrollo de la tesis, mientras que la metodología específica se presenta en cada uno de los capítulos dedicados al análisis o modelación del funcionamiento de la primera laguna de la planta. Se describen o referencian, los materiales y métodos experimentales mediante los cuales se obtuvieron los datos meteorológicos, registros históricos de la planta de tratamiento y los datos de campo utilizados en este trabajo de investigación; todos ellos considerados como variables de entrada y de comparación en los modelos aplicados en esta investigación.

3.1. Metodología general

La revisión bibliográfica permitió definir un panorama de los modelos de flujo y reacción existentes para lagunas aireadas facultativas. En función de los objetivos generales y particulares del estudio y de los niveles de complejidad que se podían asumir en los alcances de esta investigación, se seleccionó un modelo cinético con un número limitado de componentes y procesos, el cual fue posteriormente simplificado y modificado para evaluar su capacidad de describir el comportamiento lagunar, principalmente en cuanto a la dinámica de la DBO y DQO.

La figura 3.1 muestra esquemáticamente la metodología empleada en el desarrollo de esta investigación.

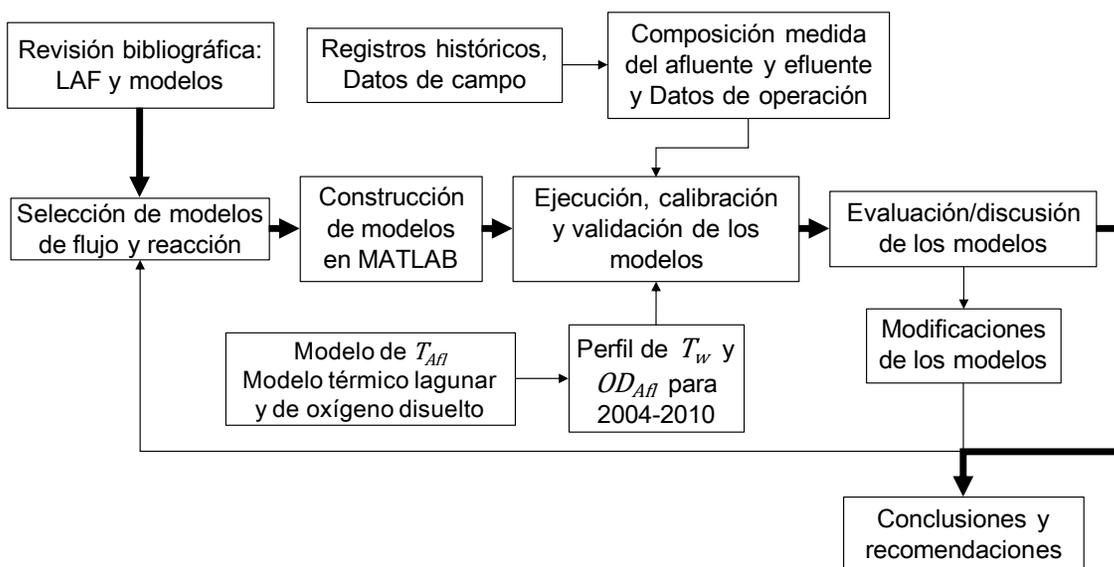


Figura 3.1. Metodología general de esta investigación.

Para la modelación se empleó el paquete comercial de simulación MATLAB/SimuLink, disponible en el Instituto de Metalurgia de la UASLP, que incorpora objetos pre-programados para la solución numérica de ecuaciones diferenciales ordinarias, así como herramientas para la calibración o ajuste de los parámetros seleccionados de dichas ecuaciones (ver apartados 3.3.4 y 3.3.5).

Una vez que los modelos se calibraron, se evaluó su desempeño en la descripción del comportamiento de la demanda de oxígeno (principalmente), ya fuera DBO_5 o DQO, para lo cual se utilizó el coeficiente de determinación (R^2), la raíz del error cuadrático medio (RMSE, por sus siglas en inglés) y la prueba estadística (no paramétrica) de los rangos con signo de Wilcoxon (ver apartado 3.3.6). La evaluación del ajuste de los modelos permitió pasar a las propuestas y, en algunos casos, modificaciones estructurales de dichos modelos, para lograr obtener una representación mejor de los procesos de remoción de la materia orgánica en la laguna. De la evaluación y discusión de los resultados de la modelación se desprenden las conclusiones y recomendaciones de este trabajo de investigación.

3.2. Descripción general de la PTAR estudiada.

Los registros de laboratorio y de operación que se utilizaron para todos los modelos dinámicos que se abordan y/o desarrollan en este trabajo de investigación, corresponden a la LAF primaria de la denominada “Planta de tratamiento de aguas residuales Norte de San Luis Potosí” (Planta Norte), la cual se localiza al noreste de la Ciudad de San Luis Potosí, SLP (véase Figura 3.2), a una latitud $22^{\circ}12'23.59''N$ y una longitud $100^{\circ}56'48.52''O$. Tiene una superficie aproximada de 27.5 ha ($275,000\text{ m}^2$), con domicilio en camino a San José del Barro s/n, al que se accede a través de la carretera federal No. 57 San Luis Potosí–Matehuala, a la altura del km 5.5.

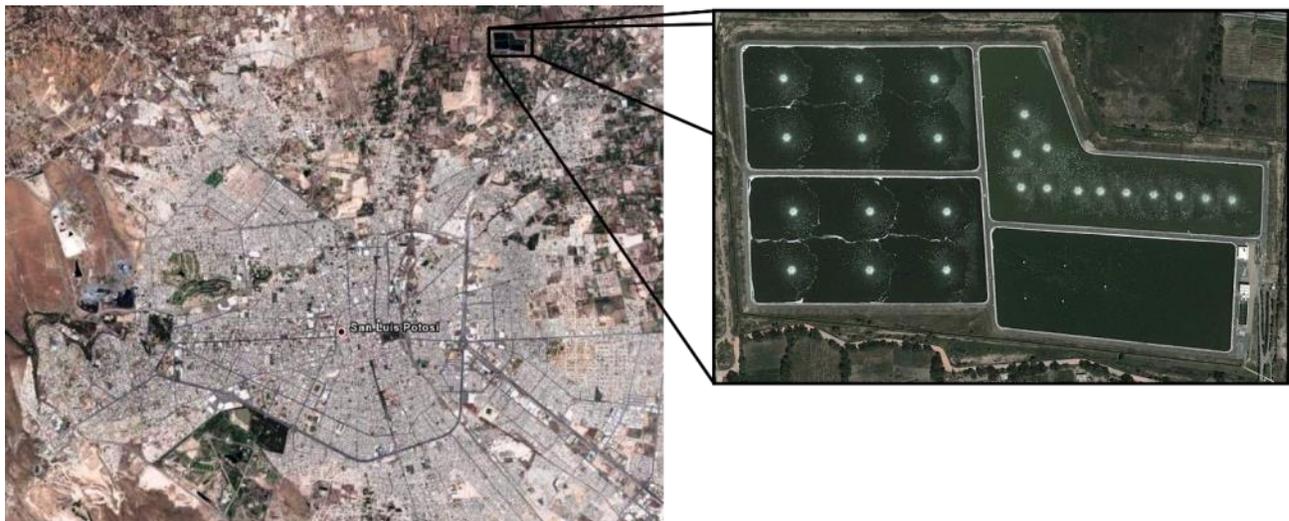


Figura 3.2. Ubicación de la Planta Norte de San Luis Potosí, SLP. (Google Earth®, 2014)

3.2.1. Generalidades y diagrama de flujo

La planta de tratamiento está compuesta por cuatro lagunas aireadas facultativas en serie, y depura las aguas de la parte norte de la ciudad de San Luis Potosí; es decir, la parte que se encuentra en la margen izquierda del Río Santiago (Olvera, 2014). Fue construida en 2001, para tratar un caudal medio de $35,424\text{ m}^3/\text{d}$ y un máximo de $53,136\text{ m}^3/\text{d}$, con los parámetros de diseño que se muestran en la Tabla 3.1. Mientras que en la Tabla 3.2 se muestran los límites de concentración de los contaminantes en el efluente para los cuales está diseñada la PTAR.



En la Figura 3.3 se muestra el esquema general del flujo de la PTAR Norte de San Luis Potosí y se mencionan brevemente los equipos principales que componen a cada unidad o proceso.

Tabla 3.1. Parámetros de diseño de la planta de tratamiento. Adaptado de Grupo Proaqua (1997).

Parámetro	Unidad	Valor
Caudal medio	m ³ /d	35,424
Caudal máximo	m ³ /d	53,136
Temperatura	°C	20
DBO ₅	mg/L	217
DBO soluble	mg/L	105
SST	mg/L	220
SSV	mg/L	170
N-NH ₄	mg/L	28
N _{orgánico}	mg/L	22
P-PO ₄	mg/L	25
Grasas y aceites	mg/L	75
Coliformes fecales	NMP/100 mL	4 x 10 ⁷
Coliformes totales	NMP/100 mL	7 x 10 ⁷

Tabla 3.2. Límites de concentraciones en el efluente según el diseño de la planta de tratamiento. Adaptado de Grupo Proaqua (1997).

Parámetro	Unidad	Límite permisible	
		Medio*	Máximo*
<i>Reutilización en irrigación de áreas verdes (Parque Tangamanga II)</i>			
Caudal	m ³ /d	7,776	7,776
Temperatura	°C	-	35
DBO ₅	mg/L	30	45
DBO soluble	mg/L	20	25
SST	mg/L	30	40
N-NH ₃	mg/L	20	25
Materia flotante	-	Ausente	Ausente
Grasas y aceites	mg/L	10	15
Coliformes fecales	NMP/100 mL	240	-
<i>Reutilización en agricultura (irrigación de parcelas ejidales)</i>			
Caudal	m ³ /d	27,648	27,648
Materia flotante	-	Ausente	Ausente
Grasas y aceites	mg/L	15	25
Coliformes totales	NMP/100 mL	1,000	2,000

* Promedio mensual

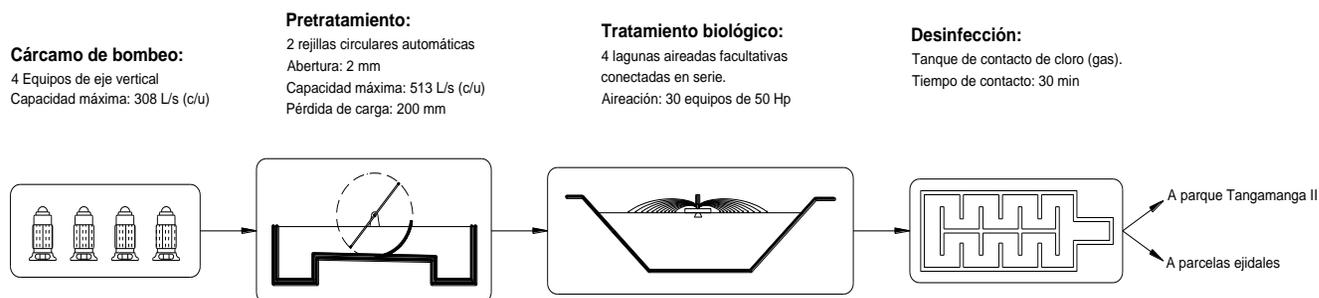


Figura 3.3. Diagrama de flujo de la Planta Norte de San Luis Potosí, SLP.

El agua residual se conduce por gravedad hasta la planta de tratamiento y se bombea al inicio de la planta para conducirla hacia el pretratamiento, el cual consta de dos rejillas circulares mecánicas y paralelas. A cada una de éstas les sigue un canal Parshall, donde se mide el caudal en continuo, y de ahí el agua se envía para su tratamiento biológico al tren de 4 lagunas aireadas facultativas. Después pasa al tanque de contacto de cloro para su desinfección mediante la inyección de gas cloro. Una vez desinfectada el agua, una parte del efluente se envía al Parque Tangamanga II, para el riego de las áreas verdes, y otra parte del caudal es utilizada para el riego de parcelas ejidales.

3.2.2. Descripción de las lagunas

En la Tabla 3.3 se muestran las características principales de cada laguna, así como sus parámetros y condiciones de diseño.

Tabla 3.3. Características principales de las lagunas y parámetros de diseño. Adaptado de Grupo Proaqua (1997).

Características principal	Unidad	Laguna 1	Laguna 2	Laguna 3	Laguna 4
Volumen	m ³	203,300	213,780	213,780	174,190
Área media	m ²	41,491	43,629	43,629	35,550
Altura media del agua	m	4.9	4.9	4.9	4.9
Aireadores (50 hp)	No.	13	6	6	5
- activos(promedio diario)	No.	8	3	2	1
Parámetros de diseño:					
<i>k</i> (constante cinética)	d ⁻¹	0.36	0.25	0.11	0.11
θ (factor de corrección)	-	1.07	1.07	1.07	1.07
Temperatura (en verano)	°C	20	20	20	20
Temperatura (en invierno)	°C	15	15	15	15
Remoción de DBO ₅ (verano)	%	57.4	48.5	36.9	32.4
Remoción de DBO ₅ (inv.)	%	54.3	46.1	29.5	25.5
Remoción de NH ₄ (verano)	%	0	13	27	60
Remoción de NH ₄ (inv.)	%	0	13	27	60



3.2.3. Geometría

En la Figura 3.4 se muestra un plano a escala de la planta de tratamiento y se señalan los vértices que delimitan cada laguna. Se dispone de las coordenadas de los polígonos que componen las lagunas.

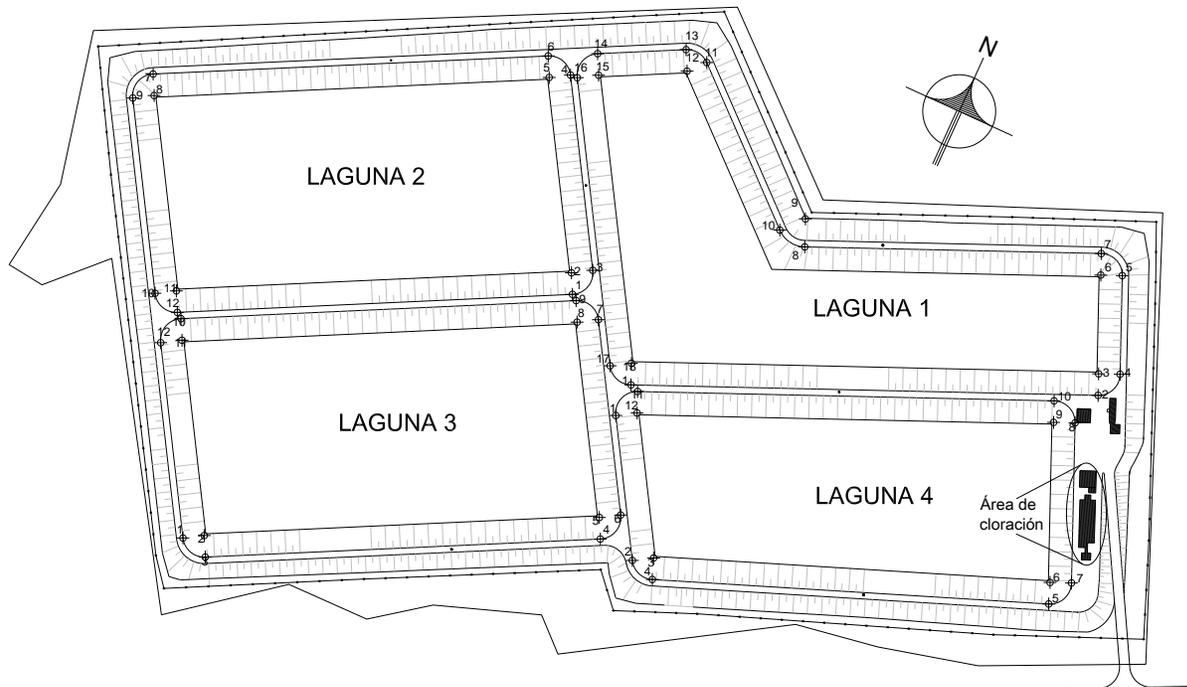


Figura 3.4. Plano de la Planta Norte de San Luis Potosí, SLP.

3.2.4. Sistema de aireación

El suministro de oxígeno necesario para la respiración de las bacterias aerobias y para mantener buenas condiciones de mezcla es abastecido por 30 aireadores mecánicos superficiales marca Aquaturbo, modelo AER 3700-20. El número de equipos por laguna se presentó en la Tabla 3.3. En la Tabla 3.4 se muestran las características generales de estos aireadores.



Tabla 3.4. Características generales de los aireadores superficiales de la PTAR Norte de San Luis Potosí, SLP. Adaptado de Grupo Proagua (1997).

Potencia	50 hp
Voltaje y velocidad de rotación	440 V, 1200 rpm
SAE mínima	0.908 kg O ₂ /kWh
Velocidad de entrada al cono	1.5 m/s
Altura total	3.33 m
Altura sumergida	2.24 m
Diámetro del flotador	2.39 m
Peso	1,102 kg

3.2.5. Sistema de cloración

El área destinada a la desinfección del agua tratada se ubica cerca de la salida de la laguna 4, y cuenta con un almacén techado para los contenedores de cloro de 1 t; un cuarto de cloración también techado, debido a que el equipo de cloración no está diseñado para estar a la intemperie, una cámara de difusión y un tanque de contacto de cloro con dos secciones simétricas.

El equipo de cloración está diseñado para dosificar un máximo de 10 mg/L de gas cloro y tiene un tiempo de contacto de 30 min a caudal medio. Cuenta con dos cloradores al vacío (sólo uno funciona a la vez) y la dosificación se ajusta manualmente de acuerdo al caudal. El tanque de contacto de cloro tiene un volumen total de 738 m³.

3.2.6. Métodos de análisis empleados en la determinación de los parámetros de las aguas residuales incluidos en los registros históricos de la planta

Grupo Proagua del Potosí S.A., analiza rutinariamente en el laboratorio las muestras de agua residual recopiladas en el sistema de tratamiento objeto de estudio, de acuerdo a su manual de procedimientos internos (Grupo Proagua S.A., 2006). Los parámetros que determina son: sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), huevos de helminto (HH), materia flotante (MF), fósforo total (FT), nitrógeno amoniacal (N-NH₄) y nitrógeno total Kjeldahl (NTK). La frecuencia con que se realizan los análisis es variable de acuerdo al parámetro a evaluar. En la Tabla 3.5 se enlistan los métodos de determinación de cada uno de estos parámetros y en la Tabla 3.6 se presentan sus puntos de muestreo, la frecuencia con que se



realizan dichos muestreos y el tipo de muestra que se recopila. Los parámetros utilizados para este estudio son DQO, DBO y SSV medios diarios, todos ellos en el afluente y efluente de la primera laguna.

Tabla 3.5. Parámetros analizados en la PTAR Norte y método de determinación.

Parámetro	Unidad	Método de determinación
Sólidos suspendidos totales (SST)	g m ⁻³	NMX-AA-034-SCFI-2001 (SCFI, 2001a)
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	g m ⁻³	NMX-AA-034-SCFI-2001 (SCFI, 2001a)
Demanda química de oxígeno (DQO)	g O ₂ m ⁻³	NMX-AA-030-SCFI-2001 (SCFI, 2001b)
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	g O ₂ m ⁻³	NMX-AA-028-SCFI-2001 (SCFI, 2001c)
Coliformes totales (CT)	NMP 100 mL ⁻¹	NMX-AA-42-1987 (SCFI, 1987)
Coliformes fecales (CF)	NMP 100 mL ⁻¹	NMX-AA-42-1987 (SCFI, 1987)
Huevos de helminto (HH)	orgL ⁻¹	NMX-AA-113-SCFI-1999 (SCFI, 1999)
Materia flotante (MF)	presencia/ ausencia	NMX-AA-006-SCFI-2000 (SCFI, 2000)
Fósforo total (FT)	g P m ⁻³	NMX-AA-029-SCFI-2001 (SCFI, 2001d)
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄)	g N-NH ₄ m ⁻³	NMX-AA-026-SCFI-2001 (SCFI, 2001e)
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	g N m ⁻³	NMX-AA-026-SCFI-2001 (SCFI, 2001e)

Tabla 3.6. Lugar de recopilación, frecuencia y tipo de muestra por parámetro analizado.

Parámetro	Puntos de muestreo	Frecuencia	Muestra
SST	Afluente y efluente de PTAR	Diario	Compuesta ⁽²⁾
	Efluentes lagunares	2/semana ⁽¹⁾	
SSV	Afluente y efluente de PTAR	Diario	Compuesta ⁽²⁾
	Efluentes lagunares	2/semana ⁽¹⁾	
DQO	Afluente y efluente de PTAR	Diario	Compuesta ⁽²⁾
	Efluentes lagunares	2/semana ⁽¹⁾	
DBO ₅	Afluente y efluente de PTAR	Diario	Compuesta ⁽²⁾
	Efluentes lagunares	2/semana ⁽¹⁾	
CT	Afluente y efluente de PTAR	4/semana ⁽³⁾	Simple
CF	Afluente y efluente de PTAR	4/semana ⁽³⁾	Simple
HH	Afluente y efluente de PTAR	2/mes ⁽⁴⁾	Compuesta ⁽²⁾
MF	Afluente y efluente de PTAR	2/mes ⁽⁴⁾	Compuesta ⁽²⁾
FT	Afluente y efluente de PTAR	2/mes ⁽⁴⁾	Compuesta ⁽²⁾
N-NH ₄	Afluente y efluente de PTAR	2/mes ⁽⁴⁾	Compuesta ⁽²⁾
NTK	Afluente y efluente de PTAR	2/mes ⁽⁴⁾	Compuesta ⁽²⁾
GyA	Afluente y efluente de PTAR	c/jueves	Compuesta ⁽²⁾

(1) Martes y jueves (lunes y jueves a partir de junio de 2006).

(2) Una muestra simple cada 4 h, empezando a las 00:00 h.

(3) Lunes y jueves a las 06:00 h, y los miércoles y domingos a las 20:00 h.

(4) Los dos primeros jueves de cada mes



3.2.7. Resumen del comportamiento de la PTAR Norte

Del registro de datos de operación que lleva a cabo Grupo Proagua del Potosí S.A., se realizó un resumen de la potencia de aireación aplicada a cada laguna (y caudal afluente), así como de las concentraciones de DBO afluentes y efluentes de cada laguna, y se determinaron los porcentajes de remoción observados, los cuales se presentan en las Tablas 3.7 y 3.8, respectivamente. Mientras que en la Tabla 3.9 se muestra el resumen anual de la DQO y en la Tabla 3.10 el correspondiente a los SSV.

Tabla 3.7. Potencia anual aplicada a cada laguna de la Planta Norte (en kW y en % respecto a la potencia total anual) y Caudal medio diario.

Año	Potencia de aireación total anual (kW)				
	L1	L2	L3	L4	Total
2004	95176	31018	18624	9609	154427
2005	98547	37504	18007	11108	165166
2006	101218	41306	19443	14198	176164
2007	111839	43182	21442	13252	189715
2008	116356	42575	20558	12402	191890
2009	131262	53022	19537	12668	216488
2010	131850	57273	32939	12527	234589
Promedio	112321	43697	21507	12252	189777
Año	Potencia de aireación respecto al total anual (%)				Q (m ³ /d)
	L1	L2	L3	L4	
2004	61.6	20.1	12.1	6.2	20298
2005	59.7	22.7	10.9	6.7	23110
2006	57.5	23.4	11.0	8.1	23541
2007	59.0	22.8	11.3	7.0	21428
2008	60.6	22.2	10.7	6.5	19678
2009	60.6	24.5	9.0	5.9	21789
2010	56.2	24.4	14.0	5.3	23519
Promedio	59.2	23.0	11.3	6.5	21909



Tabla 3.8. Concentración media anual de DBO y porcentaje de remoción durante el periodo de simulación.

Año	DBO (mg/L)				
	Afluente	L1	L2	L3	L4
2004	244.6	123.9	87.1	67.7	51.2
2005	230.1	114.2	79.2	60.6	52.6
2006	233.8	121.9	82.4	60.3	48.6
2007	236.6	116.6	71.2	56.4	48.5
2008	252.6	123.8	77.6	61.1	50.0
2009	266.7	125.1	76.8	58.4	49.2
2010	279.4	130.2	83.6	70.7	55.5
promedio	249.1	122.2	79.7	62.2	50.8
Remoción de DBO (%)					
2004		49.3	29.7	22.3	24.3
2005		50.4	30.7	23.4	13.2
2006		47.9	32.4	26.8	19.4
2007		50.7	39.0	20.7	14.1
2008		51.0	37.3	21.3	18.2
2009		53.1	38.6	24.0	15.8
2010		53.4	35.8	15.4	21.5
Promedio		50.9	34.8	22.0	18.3

Tabla 3.9. Concentración media anual de DQO y porcentaje de remoción durante el periodo de simulación.

Año	DQO (mg/L)				
	Afluente	L1	L2	L3	L4
2004	447.4	243.0	169.1	125.9	103.1
2005	432.3	222.5	147.5	117.6	103.9
2006	442.7	248.6	157.2	118.0	95.7
2007	453.7	232.8	139.9	110.7	96.3
2008	492.4	251.0	152.2	116.4	99.9
2009	533.3	256.2	154.8	119.7	101.6
2010	546.2	258.1	160.9	138.6	114.1
promedio	478.3	244.6	154.5	121.0	102.1
Remoción de DQO (%)					
2004		45.7	30.4	25.6	18.1
2005		48.5	33.7	20.2	11.7
2006		43.8	36.7	25.0	18.9
2007		48.7	39.9	20.9	13.0
2008		49.0	39.4	23.5	14.2
2009		52.0	39.6	22.7	15.1
2010		52.8	37.6	13.9	17.7
Promedio		48.9	36.8	21.7	15.6

**Tabla 3.10.** Concentración media anual de SSV y porcentaje de remoción durante el periodo de simulación.

Año	SSV (mg/L)				
	Afluente	L1	L2	L3	L4
2004	115.0	83.3	70.0	41.7	24.0
2005	113.3	100.0	66.7	43.3	26.0
2006	113.3	105.0	70.0	43.3	20.0
2007	120.0	110.0	40.0	32.0	24.0
2008	120.0	106.7	40.0	34.0	26.0
2009	125.0	113.3	43.3	36.0	26.0
2010	126.7	116.7	46.7	34.0	28.0
promedio	119.0	105.0	53.8	37.8	24.9

Año	Remoción de SSV (%)				
	Afluente	L1	L2	L3	L4
2004		27.5	16.0	40.5	42.4
2005		11.8	33.3	35.0	40.0
2006		7.4	33.3	38.1	53.8
2007		8.3	63.6	20.0	25.0
2008		11.1	62.5	15.0	23.5
2009		9.3	61.8	16.9	27.8
2010		7.9	60.0	27.1	17.6
Promedio		11.8	48.8	29.8	34.2

3.3. Metodología utilizada en la modelación

Debido a que los procesos biológicos y físicos (como la transferencia de oxígeno) que ocurren en las lagunas dependen de la temperatura del agua en las mismas y aunque las oscilaciones térmicas anuales en San Luís Potosí, SLP, son moderadas, se vio la necesidad de incorporar la variación de la temperatura en la laguna durante el periodo 2004 - 2010 (horizonte de simulación). Como sólo se contaba con valores medidos de temperatura para un periodo limitado (mayo-2006 a marzo-2007), los cuales fueron realizados por el autor de este trabajo de investigación en un estudio previo (Ábrego Góngora, 2007), se desarrolló un modelo dinámico para estimar las temperaturas lagunares durante todo el periodo de estudio. El modelo desarrollado es la versión dinámica del modelo en estado estacionario de Mancini y Barnhart (1968), presentado en Metcalf y Eddy (2003g), el cual se muestra más adelante en este capítulo (apartado 3.3.1).



La temperatura del afluente se estimó utilizando el modelo de series de tiempo desarrollado en una investigación previa (Escalas-Cañellas *et al.*, 2008). Los datos de temperatura promedio diaria del aire y la precipitación se obtuvieron de la estación meteorológica más cercana a la “Planta Norte” (Conagua, 2014), los cuales fueron utilizados para estimar dinámicamente la temperatura del afluente (ver apartado 3.3.2).

La concentración de oxígeno disuelto en el afluente, necesaria para uno de los modelos, se estimó con un modelo de series de tiempo desarrollado en esta investigación (ver apartado 3.3.3). Los modelos de temperatura lagunar y de oxígeno disuelto del afluente se calibraron con los datos medidos en el periodo 2006-2007 (Ábrego Góngora, 2007), utilizando también los datos operacionales de la planta (caudal, volumen y área).

3.3.1. Estimación de la temperatura lagunar

Como se menciona en el apartado 3.3, se desarrolló un modelo dinámico para estimar la temperatura lagunar, ya que era necesaria la incorporación de los efectos de la temperatura en la cinética de los procesos biológicos y en la transferencia de oxígeno en los diferentes modelos de reacción desarrollados y aplicados en este trabajo de investigación. El modelo de temperatura fue deducido mediante un balance de calor diferencial en la laguna, correspondiente a la versión dinámica del modelo en estado estacionario de Mancini y Barnhart (1968).

Se propuso un modelo dinámico (estado no estacionario) sencillo para determinar la temperatura lagunar para todo el periodo de simulación (2004-2010), ya que solamente se contaba con un determinado número de mediciones, las cuales se utilizaron para calibrar el modelo de temperatura siguiente:

$$\frac{dT_w}{dt} = \frac{Q(T_i - T_w) + A_L f (T_a - T_w)}{V} \quad \text{Ecuación (3.1)}$$

Dónde:

$$f = \frac{h}{\rho_w c_{p,w}} \quad \text{Ecuación (3.2)}$$

En esta versión modificada se supone la mezcla completa y solamente la transferencia de calor a través de la superficie lagunar. T_w es la temperatura lagunar [°C]; t es la variable temporal [d]; Q es el caudal diario [m³ d⁻¹]; T_i es la temperatura variable del afluente [°C]; T_a es la temperatura variable del aire [°C]; A_L es la superficie de la laguna [m²]. f es el coeficiente que incluye el efecto



global de transferencia de calor para la superficie de la laguna [$m\ d^{-1}$], compuesto por las constantes: h , que es el coeficiente que integra todos los mecanismos de transferencia de calor en la laguna [$J\ m^{-2}\ ^{\circ}C^{-1}\ d^{-1}$], la densidad del agua residual ρ_w [$kg\ m^{-3}$] y el calor específico del agua residual $c_{p,w}$ [$J\ kg^{-1}\ ^{\circ}C^{-1}$].

Como puede observarse en la Ecuación (3.1), la temperatura lagunar depende de la temperatura del afluente y de la temperatura del aire (entre otras variables y coeficientes); sin embargo, como tampoco se conocía el valor (diario) de la temperatura del afluente para todo el periodo de simulación, sino que al igual que la temperatura lagunar sólo se contaba con algunas mediciones efectuadas entre mayo de 2006 a marzo de 2007, realizadas por el autor de este trabajo de investigación para un estudio previo (Ábrego Góngora, 2007). La falta de suficientes datos medidos para todo el periodo de simulación, hizo necesaria la estimación de los datos faltantes de temperatura del afluente, según se describe en la sección 3.3.2.

La temperatura estimada del afluente y los datos de la temperatura ambiente de la estación meteorológica más cercana (Conagua, 2014), se introdujeron en el modelo para estimar la temperatura lagunar durante el período de simulación 2004-2010, utilizando también los datos operacionales de la planta (caudal, volumen y superficie lagunar). El modelo de temperatura lagunar se calibró con los datos medidos en el período 2006-2007, que se presentan en Ábrego Góngora (2007).

El modelo fue construido y calibrado en Matlab y se obtuvieron los resultados siguientes:

El valor óptimo del factor que incluye el efecto global de transferencia de calor para la superficie de la laguna f_s fue de 0.721 (m/d), con el cual el coeficiente de determinación (R^2) del modelo fue de 0.918 y el RMSE fue de 0.83°C. En la Figura 3.5 se presenta la dinámica de la temperatura lagunar para los datos medidos y los estimados con el modelo modificado de Mancini y Barnhart (1968) en estado no estacionario.

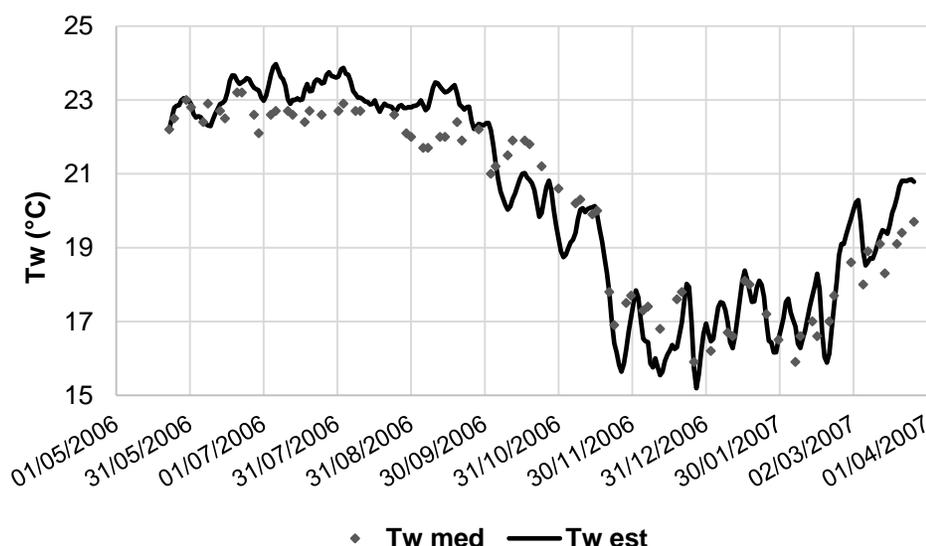


Figura 3.5. Temperatura medida y estimada para la laguna primaria de la PTAR Norte de San Luis Potosí durante el periodo de calibración del modelo (mayo/2006 a marzo/2007).

3.3.2. Determinación de la temperatura del afluente

Para determinar los valores faltantes de la temperatura del afluente se utilizó el modelo de series de tiempo que se desarrolló en un estudio anterior (Ábrego Góngora, 2007; Escalas-Cañellas *et al.*, 2008). Dicho modelo está dado por la Ecuación (3.3).

$$T_{Afl}^k = a_T + \sum_{i=1}^3 b_i T_{Afl}^{k-i} + \sum_{i=0}^3 c_i T_a^{k-i} + \sum_{i=0}^2 d_i P^{k-i} \quad \text{Ecuación (3.3)}$$

Donde:

k y $k-i$ Superíndices, no exponentes

T_{Afl}^k Temperatura del afluente (a las 10:30 a.m., hora de medida de la T_{aff}) el día k [°C]

T_{Afl}^{k-i} Temperatura del afluente (a las 10:30 a.m.) el día $k-i$ [°C]

T_a^{k-i} Temperatura del aire ambiente (media diaria) el día $k-i$ [°C]

P^{k-i} Precipitación del día $k-i$ [mm]

a_T Término independiente [°C]

b_i Coeficientes de T_{Afl} [adimensionales]

c_i Coeficientes de T_a [adimensionales]

d_i Coeficientes de P [°C mm⁻¹]



Los datos medidos de temperatura ambiente media diaria y de precipitación diaria (2004-2010) que fueron utilizados para estimar la temperatura del afluente, se obtuvieron de la estación meteorológica más cercana al sitio de estudio (Conagua, 2014). El modelo de temperatura afluente fue re-calibrado para los datos de la estación seleccionada, usando las temperaturas del afluente, la del ambiente y la de la laguna, así como los datos de precipitación, a partir del período 2006-2007 antes mencionado.

Tabla 3.11. Parámetros de la Ecuación (3.3) obtenidos en el ajuste por regresión con datos de mayo 2006 a marzo 2007.

Parámetro, unidades	Valor	Parámetro, unidades	Valor
a, °C	2.8994E+00	c ₂ , adim.	-3.5416E-02
b ₁ , adim.	9.0107E-02	c ₃ , adim.	-3.6119E-02
b ₂ , adim.	4.1585E-04	d ₀ , mm/°C	-1.3667E-01
b ₃ , adim.	-2.8390E-03	d ₁ , mm/°C	4.5872E-01
c ₀ , adim.	-7.8628E-03	d ₂ , mm/°C	5.1714E-01
c ₁ , adim.	-1.2860E-02		

Los resultados que se obtuvieron para este modelo de temperatura afluente fueron los siguientes: el coeficiente de determinación fue de 0.933, con un RMSE de 0.54°C, lo cual indica que el 93.3% de la variación de los datos es explicado por el modelo de regresión, y por lo tanto, el modelo de temperatura afluente tiene un grado notable de ajuste y un error que se puede considerar pequeño.

3.3.3. Estimación del oxígeno disuelto en el afluente

El oxígeno disuelto en el afluente de la laguna se estimó con un modelo de autoregresión lineal múltiple, ya que sólo se contaba con datos medidos para esta variable durante el periodo mayo 2006 a marzo 2007; dichas mediciones sirvieron para calibrar el modelo mencionado. La función de costo de este modelo fue la sumatoria de los errores cuadráticos, utilizando la herramienta *Solver* de *Excel*. Las variables de entrada al modelo fueron las mediciones previas de: caudal, demanda bioquímica de oxígeno, temperatura, oxígeno disuelto; todas estas variables para el afluente a la laguna. El modelo utilizado fue el siguiente:



$$OD_i^k = a_1 + \sum_{j=1}^{10} b_j OD_i^{k-j} + \sum_{j=1}^{10} c_j Q^{k-j} + \sum_{j=1}^{10} d_j DBO^{k-j} + \sum_{j=1}^{10} e_j T_{Afl}^{k-j} \quad \text{Ecuación (3.4)}$$

Donde OD_i es la concentración de oxígeno disuelto estimada para el afluente a la laguna [$g\ m^{-3}$] en el día k o $k-j$, Q es el caudal medio diario [$m^3\ d^{-1}$], DBO es la demanda bioquímica de oxígeno diaria en el afluente [$g\ m^{-3}$], T_{Afl} es la temperatura del afluente [$^{\circ}C$]; k se refiere al día cuyo oxígeno disuelto se está estimando. Los parámetros del modelo son: $a_1, b_1, \dots, b_{10}, c_1, \dots, c_{10}, d_1, \dots, d_{10}$ y e_1, \dots, e_{10} . Este modelo fue concebido para la estimación de OD_i en periodos sin datos medidos, mientras que los valores medidos de OD se utilizaron para la calibración del modelo.

Tabla 3.12. Parámetros de la Ecuación (3.4) obtenidos mediante regresión-autoregresión con datos medidos de oxígeno disuelto en el afluente de mayo 2006 a marzo 2007.

Parámetro temporal	Parámetros del modelo					
	j	a	b	c	d	e
1		1.08888E+00	-3.89576E-03	-1.36500E-05	4.54642E-04	4.18007E-01
2			8.10323E-01	2.02698E-05	-6.00697E-04	-8.14179E-01
3			-3.89576E-03	3.10665E-05	-4.57334E-03	5.44021E-02
4			-3.90623E-03	-2.82850E-05	1.67276E-03	1.23038E+00
5			2.28361E-01	-2.33429E-05	1.98892E-03	-2.25397E+00
6			-3.89576E-03	2.43224E-05	-2.15857E-03	2.34977E+00
7			3.28664E-01	-5.12738E-05	-1.14488E-03	-1.27888E+00
8			-3.89576E-03	3.32336E-06	2.99715E-03	3.06982E-01
9			-2.32736E-01	-1.19759E-05	-2.77551E-03	2.94270E-01
10			2.46227E-01	1.45924E-05	3.16706E-03	-2.96031E-01

El coeficiente de determinación para el oxígeno disuelto en el afluente a la laguna fue de 0.947, con un RMSE de 0.15 mg/L. En la Figura 3.6 se presenta la dinámica del oxígeno disuelto en el afluente a la laguna para los datos medidos y los estimados con el modelo de series de tiempo con regresión y autoregresión. En dicha figura se puede observar que el modelo describe de manera adecuada las variaciones encontradas en la dinámica de la concentración de OD afluente a la LAF modelada, ya que logra explicar el 94.7% de las variaciones encontradas durante el periodo de muestreo realizado por Abrego Góngora (2007).

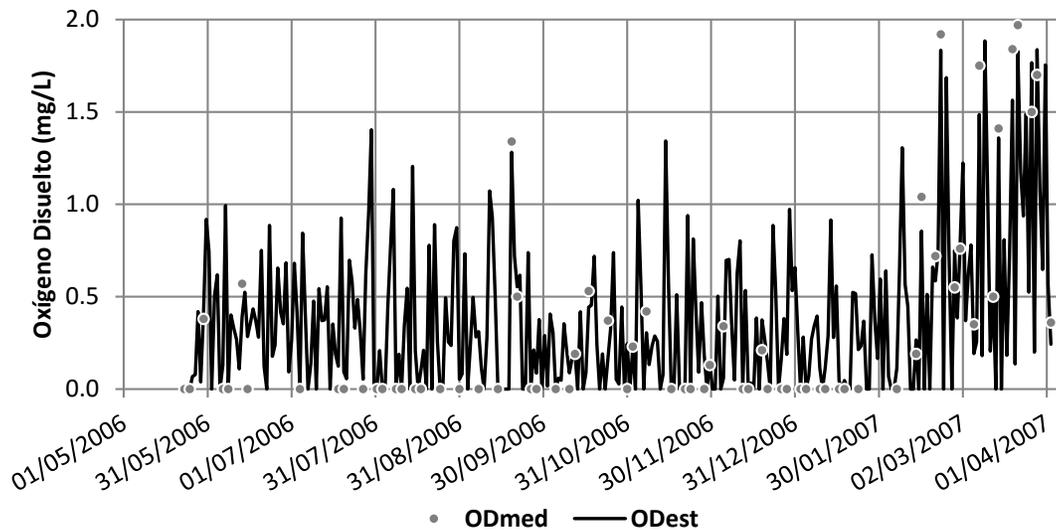


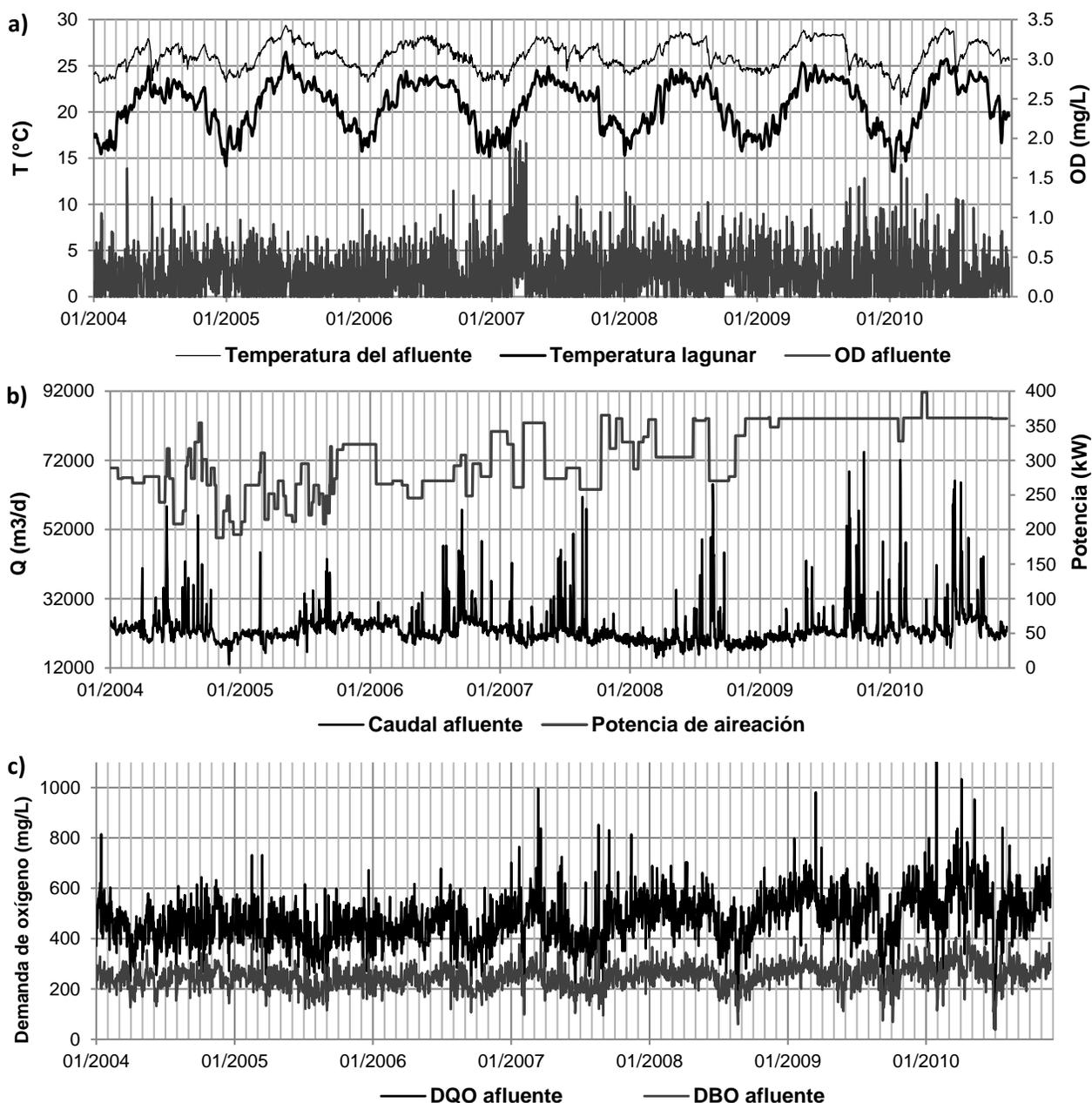
Figura 3.6. Dinámica de la concentración de oxígeno disuelto medido y estimado en el afluyente de la laguna primaria de la PTAR Norte de San Luis Potosí, durante el periodo de calibración del modelo (mayo/2006 a marzo/2007).

3.3.4. Variables de entrada a los modelos

Los datos medios diarios correspondientes a las variables de entrada para los modelos propuestos, concernientes a caudal, demanda oxígeno, sólidos suspendidos y potencia de aireación, se obtuvieron de los registros que Grupo Proagua realiza habitualmente en la operación de la PTAR “Planta Norte”. Esta investigación hace uso de un registro con siete años de datos medidos (que cubren el período: enero 2004 - diciembre de 2010). Los datos diarios de temperatura en el afluyente, efluente y la concentración de oxígeno disuelto en el afluyente se estimaron con los modelos descritos con anterioridad. Las concentraciones de saturación de oxígeno disuelto en agua limpia en condiciones de proceso ($C_{s,T,p}$) se obtuvieron interpolando los valores reportados en el Apéndice E de Metcalf y Eddy (2014b), ya que dicha variable depende de la temperatura lagunar.



La Figura 3.7 muestra la evolución de las variables de entrada involucradas en la modelación de la demanda de oxígeno en una laguna aireada facultativa. Dichas variables se utilizaron como entradas para alimentar los modelos lagunares.



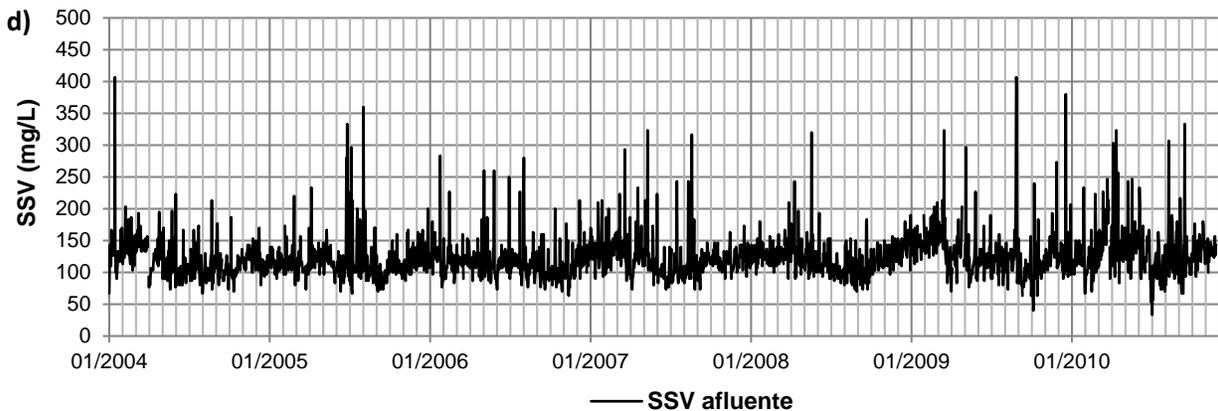


Figura 3.7. Valores promedio diarios de las variables de entrada para la modelación de la demanda de oxígeno, para todo el periodo de simulación (2004-2010): **a)** Oxígeno disuelto afluente y temperaturas lagunar y del afluente; **b)** Caudal afluente y potencia de aireación; **c)** DQO y DBO afluente; y **d)** SSV en el afluente.

En la Figura 3.7 puede notarse el amplio rango de variación, así como los pulsos repentinos en la mayoría de las variables de entrada utilizadas. También puede detectarse la variabilidad estacional en algunas de ellas (p. ej., en la DBO, DQO y SSV, principalmente), en el caudal se pueden observar los pulsos o picos asociados a episodios de lluvias.

3.3.5. Construcción de modelos

Al contar con todos los datos (medidos y/o estimados) de cada una de las variables de entrada para todos y cada uno de los modelos dinámicos utilizados, aplicados y/o modificados en este trabajo de investigación, se procedió a la implementación (construcción de modelos) en MATLAB/Simulink®, lo cual se realizó empleando los objetos predefinidos en el software para llevar a cabo las simulaciones, tales objetos fueron:

- 1) *From File*, objeto utilizado por MATLAB/Simulink para realizar la lectura de los datos de un archivo *.mat* en el cual están almacenados los valores de las variables de entrada para todo el periodo de simulación. Los datos deben ser almacenados como una matriz de dos o más filas. El primer elemento de cada columna contiene un tiempo de simulación. El resto de cada columna contiene los datos escalares o vectoriales correspondientes a la variable de entrada en cuestión.



- 2) *Embedded MATLAB Function*, en este objeto se incluye el código del modelo, mediante funciones definidas por el usuario; es decir, corresponde a un bloque que permite programar funciones de MATLAB dentro de un modelo en Simulink. La función creada es ejecutada para la simulación y genera un código específico en tiempo real.
- 3) *Integrator*, bloque destinado para realizar la integración numérica de una señal. El bloque integrador calcula la integral de su entrada en el paso de tiempo actual, partiendo de una condición inicial conocida. Simulink puede utilizar métodos diferentes de integración numérica, tanto de paso fijo como de paso variable. De acuerdo al tipo de modelo (ecuación/es diferencial/es que lo componen), se escogió el método de integración más eficiente en cuanto al tiempo de cálculo.
- 4) *To Workspace*, objeto que introduce una señal y que escribe los resultados de dicha señal en el espacio de trabajo de MATLAB. El bloque escribe los datos en una matriz o estructura que tiene el nombre especificado por el nombre de la variable del bloque con un determinado formato de salida (generalmente *.mat*). Este bloque se utilizó para almacenar los resultados de cada simulación.

El modelo creado en Simulink se almacena en un documento con extensión *.mdl*, el cual corresponde al archivo ejecutable en MATLAB. A manera de ejemplo, en la figura 3.8 se presenta una vista general de una pantalla de simulación para uno de los modelos aplicados en este trabajo de investigación.

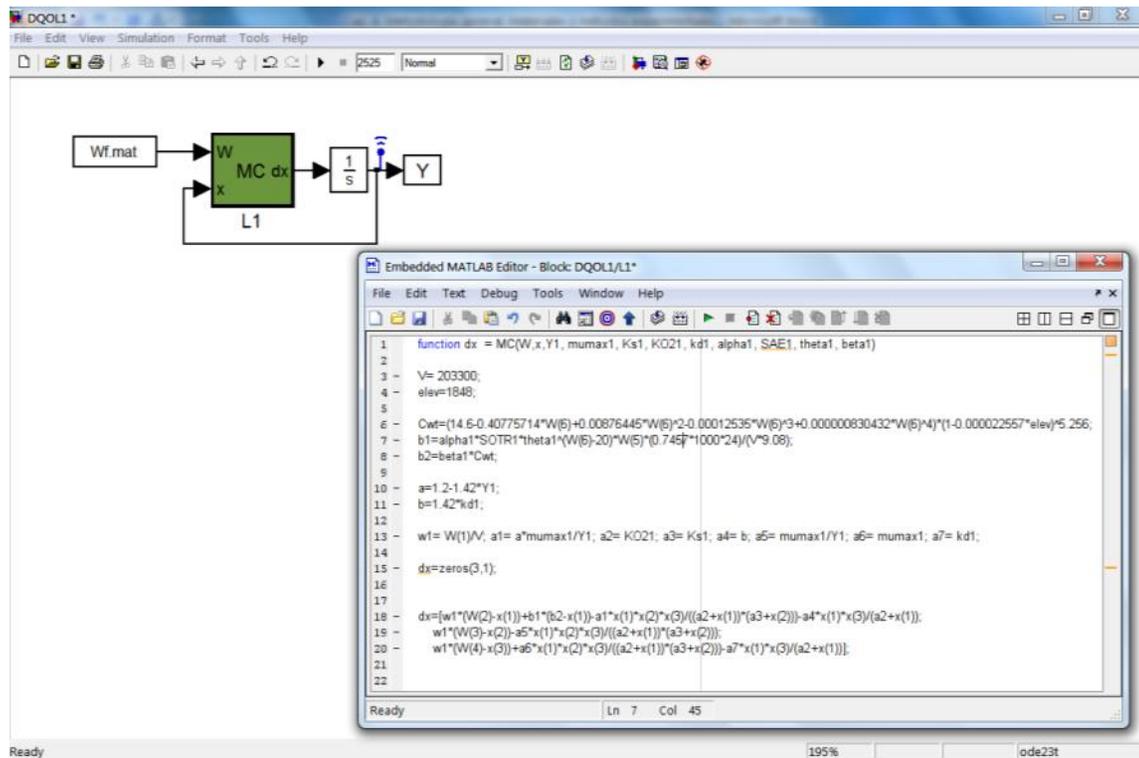


Figura 3.8. Vista general de una pantalla de simulación para uno de los modelos aplicados.

3.3.6. Calibración y validación de modelos

Debido a que en los modelos de tratamiento de aguas residuales intervienen parámetros que son función de las condiciones particulares del proceso, éstos necesitan ser ajustados de acuerdo a la respuesta del sistema, para que el modelo pueda ofrecer resultados apropiados.

“Calibrar: ajustar, con la mayor exactitud posible, las indicaciones de un instrumento de medida con los valores de la magnitud que ha de medir” (RAE, 2014). En este trabajo de investigación, la calibración de modelos de tratamiento de aguas residuales se define como el proceso mediante el cual los parámetros del modelo se adaptan (dentro de un intervalo de valores típicos recomendados en la literatura) para que éste se ajuste apropiadamente a un conjunto de datos obtenidos de una PTAR real. Este proceso se llama también identificación de parámetros.

La calibración de modelos de tratamiento de aguas residuales se basa en minimizar las diferencias entre los datos obtenidos de la PTAR real y los correspondientes resultados del modelo. Los valores óptimos de los parámetros involucrados en el proceso se obtienen cuando estas diferencias alcanzan el valor mínimo posible.



Debido a que en la simulación de la PTAR intervienen muchos parámetros, es conveniente ajustar sólo los más significativos en la respuesta del modelo, para ello es necesario un análisis de sensibilidad de parámetros.

Todos los modelos en estado no estacionario implementados en MATLAB, fueron calibrados utilizando la herramienta *Parameter Estimation* de Simulink. Dicha herramienta cuenta con varios métodos de optimización: gradiente conjugado, mínimos cuadrados no lineales, búsqueda de patrones y búsqueda simplex, entre otros. El método de optimización utilizado para calibrar cada modelo se determinó realizando algunas pruebas preliminares y para reducir el tiempo de calibración se escogió el que convergiera más rápidamente al conjunto de parámetros óptimos. Los rangos de variación y los valores típicos de los parámetros de los modelos se determinaron de acuerdo a la bibliografía y se presentan en el Capítulo 4 de esta tesis.

La función de costo para minimizar en todos los modelos construidos fue la suma de errores cuadráticos de la variable en el efluente de la laguna (valores medidos vs. estimados). Cuando el modelo incluía más de una variable (por ejemplo: *DBO*, *SSV* y *OD*), la función de costo fue la sumatoria simple de las sumas de errores cuadráticos de las variables del modelo en el efluente, excluyendo el *OD*, para el que se disponía de muy pocos datos medidos. Para este propósito, se consideraron períodos de calibración de dos años de datos consecutivos (por ejemplo, 2004-2005, 2005-2006, etc.), tomando el resto de la serie de tiempo como período de validación, en el cual se mantuvieron fijos los conjuntos de parámetros optimizados obtenidos en la calibración.

En la figura 3.9 se presenta una pantalla de ejemplo de la calibración de un modelo en MATLAB/Simulink.

La calibración de los parámetros de los modelos de series de tiempo (temperatura y oxígeno disuelto en el afluente) se realizó utilizando la herramienta de optimización *Solver*, incorporado como un complemento adicional de *Microsoft Excel*. Para esto, se evaluó la sumatoria de errores cuadráticos (valores medidos vs. estimados) y se estableció como función objetivo de cada modelo. *Solver* cuenta con dos métodos de optimización: el de Newton y el del gradiente conjugado. Análogamente a la calibración de los modelos en estado no estacionario, se escogió el método de optimización que encontrara más rápido al valor óptimo de la función objetivo; para estos casos se escogió el valor mínimo de la sumatoria de errores cuadráticos.

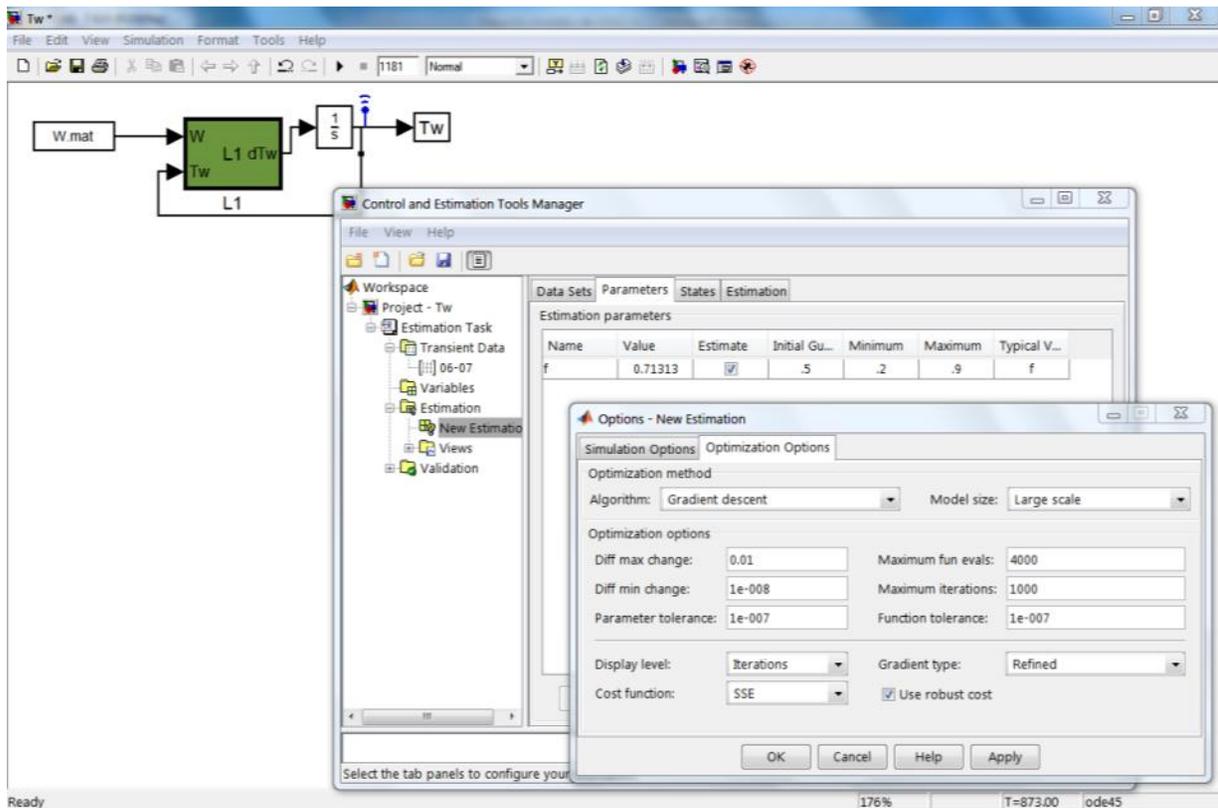


Figura 3.9. Pantalla típica de la calibración de un modelo en MATLAB/Simulink.

El período de calibración para los modelos de series de tiempo (T_i y OD_i) fue el de mayo 2006 a marzo de 2007, debido a que éste es el único período con mediciones de temperatura y oxígeno disuelto en la Planta Norte (reportados por Ábrego Góngora, 2007).

La validación de todos los modelos utilizados en este trabajo de investigación, se realizó evaluando el coeficiente de determinación y la raíz del error cuadrático medio, para todo el periodo de simulación, sin considerar el periodo de calibración.

Para los propósitos de calibración y validación se consideró la dinámica de la laguna, en la cual los cambios observados en la demanda de oxígeno suelen ser lentos, con oscilaciones irregulares que abarcan varias semanas o meses, aunque los episodios de fuertes lluvias pueden provocar respuestas más rápidas. Además, el comportamiento lagunar puede ser diferente de un año a otro, en gran medida debido a los cambios en los patrones de lluvia. Razones por las cuales se escogió un período de dos años consecutivos para la calibración (en vez de un año, por ejemplo) y el resto de las series de datos se utilizaron para las validaciones.



3.3.7. Evaluación y modificación de modelos

La evaluación del ajuste de los diferentes modelos utilizados con respecto al comportamiento de los datos medidos en el sistema real, se realizó mediante pruebas estadísticas que pudieran determinar cuantitativamente dicho ajuste.

En el caso de los modelos de temperatura (en el afluente y lagunar) y de oxígeno disuelto en el afluente, la evaluación de su ajuste se realizó mediante la determinación del coeficiente de determinación y con la raíz del error cuadrático medio: el primero, generalmente denotado como R^2 , y que corresponde al cuadrado de la correlación producto-momento de Pearson, entre dos variables; el coeficiente cuantifica la proporción de los resultados replicados por el modelo respecto a los resultados observados; es decir, la proporción de la variación total de los resultados explicada por el modelo. El segundo, RMSE, sirve para evaluar la diferencia entre un estimador y los valores reales de la variable observada; mide el promedio del cuadrado de los "errores", por lo que debe evaluarse su raíz cuadrada para conocer el error promedio en el que el estimador difiere de la variable observada.

Los ajustes obtenidos con los modelos en estado no estacionario, además de evaluarse con el R^2 y el RMSE, también fueron valorados mediante una prueba estadística no paramétrica, ya que se desconoce si las series de datos observados y/o estimados siguen una distribución normal de frecuencias. La prueba utilizada fue la de los rangos con signo de Wilcoxon, la cual determina la diferencia entre dos grupos de datos, en función de las diferencias entre cada par de observaciones (Sokal y Rohlf, 2012). Lo anterior se utilizó para determinar la equivalencia o diferencia estadística de ambas series con su respectivo nivel de significación asociado.

Con base en los resultados obtenidos con los modelos, su comportamiento y el grado de ajuste logrado, se determinó si su desempeño era satisfactorio, si era necesario realizar adecuaciones al mismo (con el análisis inherente y la discusión de sus resultados y modificaciones planteadas), o bien, realizar las conclusiones y/o recomendaciones en el uso del modelo en cuestión.

En este Capítulo se identificaron, definieron y desarrollaron un conjunto de actividades y procedimientos necesarios para llevar a cabo este trabajo de investigación de manera sistemática y objetiva. Para ello, se realizó la descripción y comportamiento medio anual de la PTAR a la cual pertenece la LAF estudiada, se aplicaron y se desarrollaron herramientas para estimar los datos



faltantes que son requeridos (como variables de entrada) por los diferentes modelos dinámicos encontrados en la bibliografía y por los propuestos en esta investigación, se indicaron los métodos de calibración y validación de dichos modelos, y se establecieron los criterios de evaluación y/o modificación de modelos.

Cabe mencionar que uno de los puntos críticos encontrados durante el desarrollo de esta tesis fue el hecho de la poca disponibilidad de datos medidos para algunas variables de entrada a los modelos (Temperatura lagunar, Temperatura y concentración de OD del afluente); por lo que fue necesario aplicar (en el mejor de los casos), o bien, desarrollar herramientas confiables de estimación, para poder generar los datos faltantes y poder aplicar los modelos.





Capítulo

4

Evaluación y propuesta de modelos de lagunas aireadas facultativas

El propósito de este trabajo de investigación es la obtención de un modelo que permita ser utilizado en la simulación y evaluación de políticas de aireación en una laguna aireada facultativa. Normalmente, para el control de la aireación en sistemas de tratamiento de aguas residuales se utilizan modelos de bajo orden que involucren pocas componentes y procesos, además de que constan de ecuaciones simplificadas (Mueller *et al.*, 2002; Olsson, 2008). Las discusiones abordadas en el capítulo 3 nos llevan a la búsqueda y/o propuesta de modelos que puedan ser manejados a través de un número limitado de ecuaciones diferenciales ordinarias, utilizando paquetes de simulación matemática de propósito general. Por último, otra de las limitantes es la utilización de los parámetros de calidad que normalmente se miden en la operación de los sistemas de tratamiento de aguas residuales (SSV, DQO, DBO), evitando con ello la utilización del fraccionamiento de la DQO en la modelación. En este capítulo se aplican, evalúan y se proponen varios modelos de reacción sencillos (pocas componentes); varios ya aplicados a sistemas lagunares, así como un modelo dinámico de 3 componentes (sustrato biodegradable, biomasa y oxígeno disuelto), el cual es evaluado, discutido y modificado luego de la comparación de sus resultados (salidas del modelo) con los valores medidos en el sistema real.



4.1. Resultados y discusión del Modelo de Bemister (1978)

Una vez resueltas las inconsistencias dimensionales, el modelo fue ejecutado y sus parámetros fueron calibrados. Las concentraciones de DBO medidas y estimados en el efluente de la laguna se presentan en la Figura 4.1. Con este modelo se obtiene un coeficiente de determinación de 0.528 con un error cuadrático medio de 11.9 mg/L para la calibración, y 0.345 con 17.6 mg/L para la validación, respectivamente (el método de optimización utilizado fue el de mínimos cuadrados no lineales). La Tabla 4.1 muestra los valores de los parámetros del modelo (iniciales y ajustados).

En la Figura 4.1 se puede observar que, aunque el modelo describe el adecuadamente el comportamiento promedio de la DBO en la primera parte del período de simulación (2004-2008), las fluctuaciones presentes en los datos medidos no son representadas por el modelo, especialmente en los casos específicos de los aumentos repentinos o disminuciones (pulsos) en la concentración de DBO del efluente de la laguna, los cuales se asocian a los picos de caudal afluente inducidos por las lluvias torrenciales. Además, en la última parte de la serie de tiempo (2009-2010), donde el rango de variación de la concentración es el más amplio de toda la serie de tiempo, el modelo claramente sobrestima la concentración del efluente. Esto ocurre a través de los picos más altos que los medidos, así como caídas menos profundas que las observadas en las concentraciones medidas en el efluente, así como a través de períodos de sobreestimación general del modelo. En cuanto a los parámetros del modelo, la Tabla 4.1 muestra que los valores ajustados son muy diferentes a los valores típicos; esto probablemente se debe –entre otras causas posibles– a la diferencia en las condiciones ambientales y de funcionamiento entre Manitoba (Canadá) y San Luis Potosí (México); o al hecho de que el modelo no tiene en cuenta la cinética de la biomasa responsable de la degradación del sustrato, ni de la responsable de la fermentación de lodos. Bemister (1978) en su documento original no proporciona valores de referencia ni los intervalos de variación de los parámetros del modelo.

El modelo Bemister (1978) sigue visiblemente la tendencia general de la DBO efluente, especialmente durante el periodo de calibración, sin embargo, el grado de ajuste se puede considerar insuficiente en términos de R^2 y RMSE. Esto es especialmente cierto para el período de validación, así como para las perturbaciones agudas que aparecen en varios años durante el verano/otoño, siendo éstas últimas asociadas a episodios o periodos de lluvia intensos. Otro aspecto a considerar es que el modelo Bemister (1978) no incluye un balance de oxígeno, ni el efecto de la concentración del oxígeno disuelto en la cinética del sustrato. Mientras que las lagunas aireadas



completamente mezcladas han sido tradicionalmente diseñadas utilizando ecuaciones de sustrato y biomasa, asumiendo que no existe limitación por el oxígeno; sin embargo, la concentración de oxígeno disuelto en lagunas aireadas facultativas puede ser baja o muy baja. En la laguna estudiada, el efluente de oxígeno disuelto (OD) osciló entre 0.0 y 1.84 mg/L, con un promedio de 0.51 mg/L (Ábrego Góngora, 2007). Puesto que un valor típico de la constante de media saturación de oxígeno de Monod en el modelo ASM1 es $K_{O,H} = 0.2 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ período (Henze *et al.*, 2000), la concentración de OD promedio en la laguna cayó en la región donde la cinética de biodegradación todavía se ve afectada por el nivel de OD. Por lo tanto, el tener en cuenta el efecto de la limitación de oxígeno podría mejorar el ajuste del modelo. Otros aspectos que podrían afectar el desempeño del modelo y que no están incluidos son: las condiciones actuales de mezcla parcial en cada sección de la laguna, la dinámica de nitrógeno, los efectos no considerados de las lluvias intensas y sus picos de flujo asociados en el desempeño de la LAF primaria.

El modelo considera $k_{L,20} = 0.002$ y $s_p = 0.4$, de acuerdo a una investigación realizada por Marais (1970). En el presente estudio, el modelo Bemister (1978) se probó teniendo en cuenta que estos parámetros también pueden ser identificados debido a las diferencias entre las condiciones climáticas y de operación de la laguna de estabilización estudiada por Marais (1970), en comparación con las prevalecientes en la LAF primaria de la "Planta Norte". Los resultados fueron: R^2 de 0.575 con RMSE de 11.4 mg/L para la calibración, y 0.362 con 17.2 mg/L para la validación, respectivamente. La Tabla 4.1 muestra los valores de los parámetros obtenidos para esta modificación al modelo original (ver "Adaptado, recalibrado" en la Tabla 4.1). La DBO efluente estimada se muestra como "DBO_{est,2}" en la Figura 4.1; en dicha figura no se aprecia una diferencia significativa entre el modelo original y el adaptado; sin embargo, el grado de ajuste del segundo caso (versión adaptada) se incrementó, esto comprueba que la suposición realizada ($k_{L,20}$ y s_p con valores distintos a los del modelo original) es parcialmente correcta.

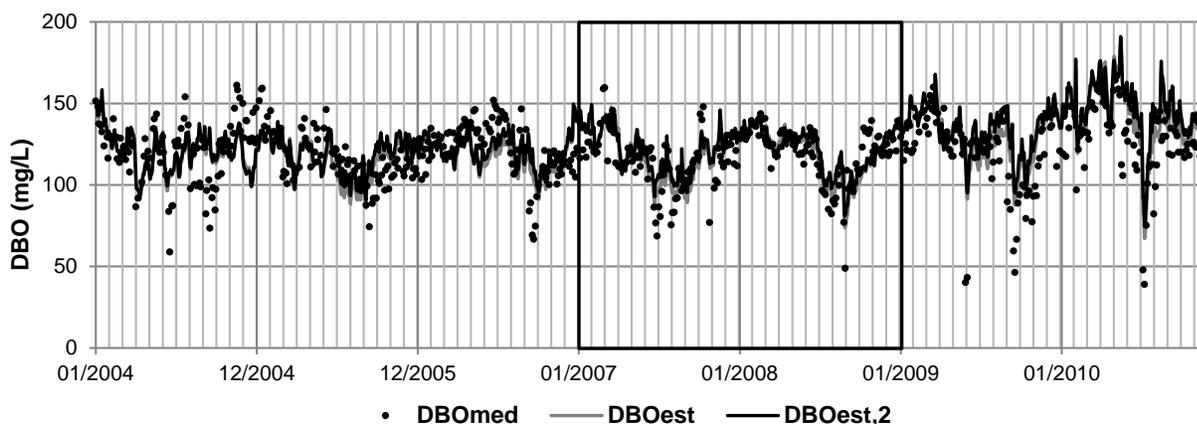


Figura 4.1. Evolución temporal de la DBO efluente de la laguna, obtenida con el modelo Bemister (1978) y su versión adaptada ($R^2= 0.528$ y 0.575 respectivamente).

Tabla 4.1. Valores de los parámetros originales del modelo de Bemister (1978) y los obtenidos en este trabajo (calibrados y adaptados-recalibrados)

Modelo	Parámetro						
	b (d^{-1})	f_{BODu} (g DBO _u g ⁻¹ DBO)	f_i (-)	i_p (-)	m ($d^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$)	$k_{L,20}$ (d^{-1})	s_p (-)
Bemister original	0.003	1.47	0.70	0.85	0.012	0.002	0.400
Calibrado, este trabajo	0.028	1.30	0.90	0.871	0.003	0.002	0.400
Adaptado, recalibrado, este trabajo	-0.010	1.20	0.930	0.726	0.004	0.010	0.191

4.2. Resultados y discusión del Modelo de Chagnon (1999)

Las concentraciones de DBO medidas y estimadas con el modelo de Chagnon (1999) para el efluente de la laguna se presentan en la Figura 4.2. Este modelo logra un coeficiente de determinación de 0.489 con un RMSE de 13.0 mg/L para la calibración, mientras que para la validación obtiene 0.290 con 18.9 mg/L para el periodo de validación, respectivamente (el método de optimización utilizado fue el de mínimos cuadrados no lineales). La Tabla 4.2 muestra los valores de los parámetros de este modelo (típicos y ajustados). Los parámetros estimados son remarcablemente similares a los propuestos en el modelo original.

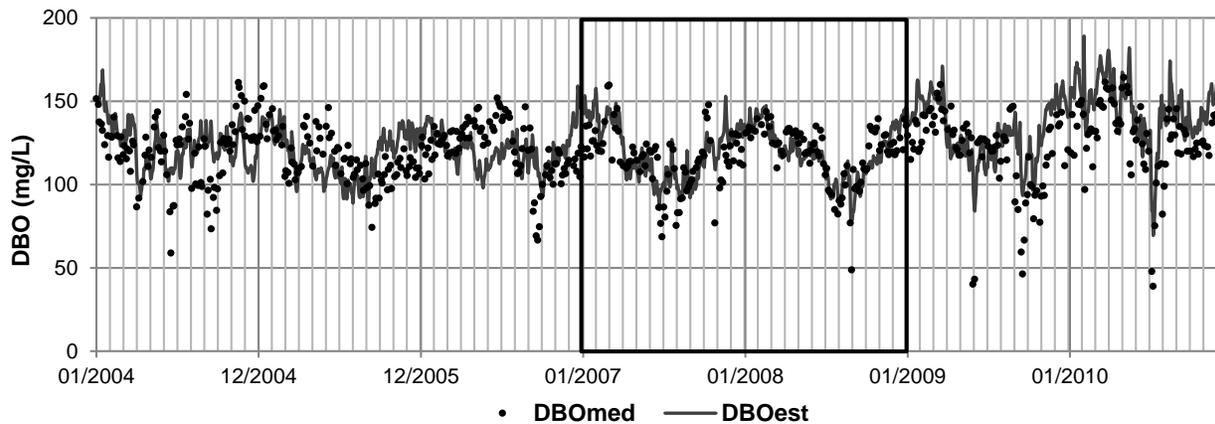


Figura 4.2. Evolución de las concentraciones de DBO medidas y estimadas en el efluente de la laguna con el modelo de Chagnon (1999). ($R^2= 0.489$ y 0.290 , calibración y validación, respectivamente).

Tabla 4.2. Parámetros del modelo de Chagnon (1999): Valores originales y calibrados en este trabajo

Modelo	Parámetro					
	$(CO_{2,S}-CO_2)$ (mg L ⁻¹)	K_{sc} (mg L ⁻¹)	R_{12} (d ⁻¹)	R_{21} (d ⁻¹)	R_{1S} (d ⁻¹)	f_i (mg IC/mg DBO)
Original	46.0*	-	0.010	0.070	0.16	-
Calibrados en este trabajo	36.0	200	0.100	0.010	0.016	0.020

* Valores estimados a partir de Morris (2011)

En la Figura 4.2 se puede observar un comportamiento similar al obtenido por el modelo Bemister (1978) para la descripción de la DBO del efluente de la LAF primaria de la “Planta Norte”; sin embargo, el índice de ajuste (coeficiente de determinación) es menor, y la sobreestimación en el período final de la serie de tiempo es mayor que la obtenida con el modelo Bemister (1978). Para ambos modelos, el grado de ajuste puede ser considerado insuficiente, especialmente para el período de validación, y las mismas consideraciones sobre los procesos de la laguna que no están incluidos en el modelo de Bemister (1978) también pueden ser aplicadas al modelo de Chagnon (1999).



4.3. Resultados y discusión del Modelo de Montalvo *et al.* (2010)

Los resultados de las concentraciones de DBO y SSV medidas y estimadas con el modelo de Montalvo *et al.*, (2010) para el efluente laguna se presentan en la Figura 4.3. En el caso de la DBO, este modelo logra un R^2 de 0.242 con RMSE de 16.8 mg/L para el periodo de calibración, y 0.230 con 19.6 mg/L para el periodo de validación, respectivamente; mientras que para los SSV, obtiene un R^2 de 0.078 con 35.8 mg/L de RMSE para el periodo de calibración, y 0.236 con 29.7 mg/L para el periodo de validación, respectivamente (el método de optimización utilizado fue el de gradiente conjugado). Los valores de los parámetros del modelo (iniciales y ajustados) se muestran en la Tabla 4.3. En este caso, el modelo subestima consistentemente la DBO efluente de la laguna primaria (112.9 mg/L para las estimaciones vs. 119.9 mg/L para los datos medidos, en promedio) y, especialmente subestima las concentraciones de SSV (79.8 mg/L para las estimaciones vs. 104.4 mg/L para los datos medidos, en promedio).

Este modelo presenta el valor de ajuste más pobre del estudio. En la Figura 4.3 se puede observar que este modelo no es capaz de describir amplias fluctuaciones mensuales en la concentración de DBO en el efluente de la LAF, y mucho menos es apto para representar los pulsos agudos observados en el comportamiento medido en laguna, asociados a episodios de lluvia. El desempeño del modelo en cuanto a la descripción de los SSV en el efluente es aún más pobre, ya que las estimaciones se apartan claramente por debajo de los datos medidos. Las consideraciones hechas anteriormente para los otros dos modelos también son aplicables en éste, pero la consideración del flujo completamente mezclado es crítica al modelar un componente parcialmente sedimentable como es el caso de los SSV. Mientras que para la DBO –soluble o particulada– será, en gran parte, biodegradada en la laguna a través de una combinación de hidrólisis/fermentación y la fijación de sustrato soluble, suponiendo que los SSV no sedimentarán, tenderán a estimar valores demasiado altos de SSV con el modelo, lo que resulta en tasas de biodegradación superiores (ya que los SSV también representan biomasa) y en consecuencia, la DBO estimada en el efluente será menor. Al minimizar los errores en la estimación de parámetros, el procedimiento tratará de reducir la concentración de SSV estimada, mediante el aumento de K_d (0.60 d^{-1} , muy alto) y μ_m (1.17 d^{-1}). Esto puede contribuir un poco a la falta de ajuste en la descripción de la DBO efluente, pero da lugar a una muy pobre representación de los SSV.

Otra causa de la falta de ajuste de este modelo puede ser el hecho de que no se considera la variación de los parámetros con respecto a la temperatura lagunar, siendo que de acuerdo con



Metcalf y Eddy (2014c), los parámetros cinéticos de un modelo basado en procesos biológicos son dependientes de la temperatura. En la Tabla 4.3, se puede observar que los valores de los parámetros ajustados difieren de los identificados por el autor del modelo; esto puede deberse a que el tipo de sustrato utilizado por el modelo original (agua residual de una industria vinícola) y las condiciones de operación de la LAF primaria de la "Planta Norte", son muy diferentes.

El efecto de la temperatura sobre los parámetros del modelo se probó utilizando la corrección de Arrhenius de la siguiente manera, de acuerdo con Metcalf y Eddy (2014c): $\mu_m = \mu_{m,20} * 1.07^{T_w-20}$; $K_S = K_{S,20} * 1.053^{T_w-20}$. Para el caso de la estimación de la DBO efluente, el modelo modificado consiguió un R^2 de 0.409 con un RMSE de 14.0 mg/L para el periodo de calibración, y 0.281 con 19.1 mg/L para la validación, respectivamente; mientras que para los SSV se obtuvo un R^2 de 0.062 con 21.7 mg/L de RMSE para el periodo de calibración, y 0.273 con 24.9 mg/L para la validación, respectivamente. Los valores de los parámetros calibrados se muestran en la Tabla 4.3 (ver 'modificado, recalibrado'). Las modificaciones propuestas mejoran el grado de ajuste del modelo (de 0.242 a 0.409 de R^2), la mitigación de la subestimación de la DBO (120.1 mg/L para las estimaciones y 119.9 mg/L para los datos medidos, en promedio) y, sobre todo para los SSV (107.8 mg/L para las estimaciones y 104.4 mg/L para los datos medidos, en promedio). Sin embargo, a pesar de la mejoría conseguida en el ajuste, éste sigue siendo de pobre a moderado. Las concentraciones estimadas en el efluente de la laguna con la versión modificada del modelo también se muestran en la Figura 4.3 y se presentan como "DBO_{est,2}" y "SSV_{est,2}", en dicha figura se puede observar que el modelo modificado –aunque de manera insuficiente– describe más adecuadamente la variación de los datos medidos en comparación con el modelo original, especialmente para el comportamiento de los SSV en el efluente de la LAF.

Tabla 4.3. Valores de los parámetros originales del modelo de Montalvo *et al.* (2010) y los obtenidos en este trabajo (calibrados y adaptados-recalibrados)

Modelo	Parámetro				
	K_d (d ⁻¹)	K_S (mg L ⁻¹)	Y (g SSV/g DBO)	μ_m (d ⁻¹)	f_{nb} (-)
Montalvo original	0.12	175.0	0.26	0.28	-
Calibrado, este trabajo	0.60	40.0	0.60	1.17	0.200
	$K_{d,20}$	$K_{S,20}$	Y	$\mu_{m,20}$	f_{nb}
Modificado, recalibrado, este trabajo	0.572	19.0	0.857	1.00	0.313

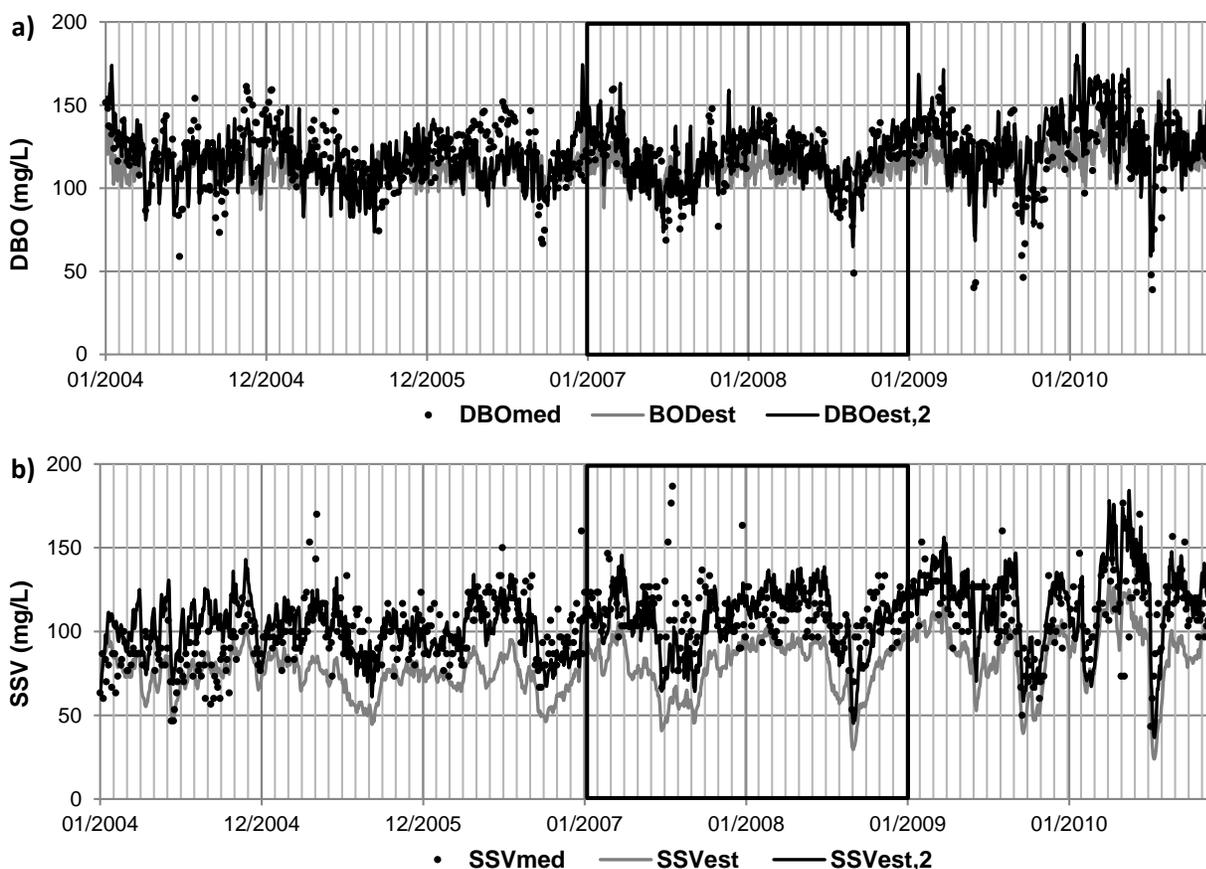


Figura 4.3. Datos medidos y simulados de las concentraciones en el efluente de la laguna para el modelo de Montalvo *et al.* (2010) y su versión adaptada: a) DBO ($R^2= 0.242$ y 0.409 , respectivamente), b) SSV ($R^2= 0.072$ y 0.078 , respectivamente).

4.4. Modelo de tres componentes (3C)

Como se menciona desde el capítulo anterior, el modelo que *a priori* mejor se ajusta a los objetivos de este trabajo de investigación es el modelo de tres componentes (3C). Para aplicar este modelo se hicieron las siguientes consideraciones: De acuerdo con Ramalho (1996): $a_{DBO}= 1.72 - 1.41Y$, $a_{DQO}= 1.2-1.42Y$ y $b= 1.42k_d \cdot AE$ se calculó mediante la fórmula propuesta por la ASCE (WEF, 2010c):



$$AE = SAE \alpha \theta^{T_w - 20} \left(\frac{\beta C_{s,T,p} - S_{O_2}}{C_{st}} \right) \quad \text{Ecuación (4.1)}$$

Dónde SAE es la eficiencia en la aireación en condiciones estándar [$\text{kg O}_2 \text{ kWd}^{-1}$]. Se adoptó un valor fijo de $SAE = 1.2 \text{ kg O}_2 \text{ kWh}^{-1}$ de acuerdo con el fabricante del aireador, equivalente a $28.8 \text{ kg O}_2 \text{ kWd}^{-1}$; α es el factor de corrección para la transferencia de oxígeno [adimensional]; θ es el coeficiente de Arrhenius para corrección por temperatura [adimensional]; T_w es la temperatura lagunar [$^{\circ}\text{C}$]; β es el factor de corrección por salinidad-tensión superficial [adimensional]; $C_{s,T,p}$ es la concentración de saturación de oxígeno disuelto en agua limpia en condiciones de proceso [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$] y C_{st} es la concentración de saturación de oxígeno disuelto en agua limpia en condiciones estándar [$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$].

En los registros de operación de la laguna no se disponen de los datos medidos para la DBO soluble afluente y efluente. En lugar de asumir los valores de la fracción soluble y particulada de la DBO afluente, se consideró que la mayoría de DBO particulada sería eventualmente hidrolizada en la laguna; es decir, convertida en DBO soluble, la cual representa al sustrato en este modelo. En consecuencia, la DBO afluente se utilizó como sustrato afluente (S). Del mismo modo, se consideró a la DBO del efluente como S . Aunque en los modelos originales el sustrato fue la DBO_5 , en los modelos desarrollados en esta investigación se consideró a la DBO última (DBO_U), equivalente a la DQO biodegradable (DQOb; ver Ecuación 4.9). Se utilizó una relación de proporcionalidad entre la DBO_U y la DBO_5 para convertir la concentración DBO_5 a DBO_U para el afluente y viceversa para el efluente (ver Ecuación 4.10). Para la modelación de la DQO, versiones basadas en la DQOb, se desarrollaron las ecuaciones correspondientes utilizando también una relación de proporcionalidad entre la DQOb y la DQO total (análoga a la de DBO_U y DBO_5 ; ver Ecuación 4.11), dicha relación se utilizó de manera similar para convertir la DQO afluente en DQOb, y viceversa para el efluente.

4.4.1. Resultados y discusión del modelo 3C

En esta investigación se utilizó el modelo de tres componentes como punto de partida y comparación, para lo cual se emplearon los registros de la Planta Norte. El modelo fue implementado en MATLAB y se llevaron a cabo las calibraciones para los periodos 2004-2005, 2005-2006, ..., 2009-2010 (el método de optimización utilizado fue el de gradiente conjugado). En la Tabla 4.4 se muestran los parámetros básicos de ajuste para todos los períodos de calibración que se ensayaron para el modelo 3C (tanto para DBO, como para DQO respectivamente). Se obtuvieron resultados de



pobres a regulares para la DQO efluente, con R^2 que van de 0.297 a 0.613. Se obtuvieron resultados similares para la DBO, con R^2 entre 0.356 y 0.526. Para el caso de la descripción de los SSV, el ajuste fue pobre para ambos modelos 3C (de 0.024 a 0.322, respectivamente). Esto debido probablemente a que los procesos de sedimentación y digestión anaerobia de sólidos, que no son tomados en cuenta en este modelo, pueden ser parcialmente responsables de la falta de ajuste respecto a los SSV. También puede observarse en la Tabla 4.4, que para ambos modelos (DBO y DQO), el período de mejor ajuste en la calibración fue 2007-2008, en la misma tabla también se presentan los valores de ajuste asociados a la validación de dicho periodo. El ajuste general obtenido en la validación es mucho más pobre que el ajuste obtenido en la calibración, especialmente para la DQO y DBO. Al igual que en la calibración, la concentración de SSV muestra un ajuste más pobre aún. Sin embargo, el RMSE es mayor que en la calibración, para todas las variables.

La prueba estadística de los rangos con signo de Wilcoxon aplicada a la validación de la DQO, resultó en un valor estadístico de 1.18 ($N = 198$), menor que el estadístico de comparación (1.96 para $p = 0.05$), lo cual indica que no hay una diferencia significativa entre las dos series de datos de concentración de DQO efluente. Se obtuvieron resultados similares para la DBO (1.15), sin embargo, para la concentración de SSV el valor calculado del estadístico de Wilcoxon fue de 11.82 ($p > 0.05$), lo que indica una falta de ajuste del modelo. En consecuencia, se consideró que esta validación resulta inaceptable.

Tabla 4.4. Parámetros básicos de ajuste de los modelos 3C por periodo de calibración.

Periodo de calibración	Modelo de DQO				Modelo de DBO			
	R^2		RMSE, mg/L		R^2		RMSE, mg/L	
	DQO _e	SSV _e	DQO _e	SSV _e	DBO _e	SSV _e	DBO _e	SSV _e
2004-2005	0.417	0.079	28.7	70.2	0.418	0.024	14.2	19.0
2005-2006	0.337	0.147	26.8	60.1	0.356	0.140	13.5	34.7
2006-2007	0.464	0.166	25.1	60.1	0.379	0.160	14.7	33.1
2007-2008	0.613	0.104	24.9	64.9	0.526	0.149	13.7	33.5
2008-2009	0.463	0.307	32.7	73.9	0.474	0.277	16.3	38.1
2009-2010	0.297	0.322	38.1	81.2	0.412	0.267	20.1	42.3
Validación de la calibración 2007-2008	0.449	0.318	42.5	69.1	0.406	0.254	23.3	41.4

El ajuste significativamente mejor de la DQO y DBO se puede atribuir al hecho de que todo el sustrato biodegradable, ya sea soluble o particulado, es un sustrato potencial en la laguna, debido



a la hidrólisis de sólidos. Por lo tanto, la modelación de la DQO es menos dependiente que los SSV en la forma en que se describe el comportamiento real de los sólidos en el modelo.

En la Tabla 4.5 se presentan los parámetros utilizados, rango de variación, valores típicos y valores ajustados. Cabe aclarar que los rangos y los valores típicos que se presentan en dicha tabla, corresponden a estudios realizados en procesos de lodos activados; sin embargo, se consideraron como punto de partida para esta investigación al no contar con valores de referencia para LAF.

Tabla 4.5. Parámetros del modelo 3C: Valores típicos, rangos de variación y parámetros estimados en la calibración con datos de 2007-2008.

Modelo	Característica	Parámetro							
		K_o (g/m ³)	K_s (g/m ³)	Y (g SSV/g sustrato)	k_d (1/d)	μ_{max} (1/d)	α (-)	β (-)	θ (-)
Basado en DQO y DBO	Valor típico	0.5	20	-	0.12	-	0.82	0.95	1.024
	Rango	0.50-2.00	10-180	0.46-0.69	0.05-0.80	3 -13.2	0.6-0.99	0.7-0.98	1.015-1.040
	Referencia	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(2)	(2)	(2)
Parámetros obtenidos en la calibración									
Basado en DQO	2007-2008	2	180	0.4	0.8	3	0.887	0.7	1.035
Basado en DBO	2007-2008	2	180	0.4	0.8	3	0.81	0.701	1.031

(1) IWA (2007)

(2) Metcalf y Eddy (2003)

La mayoría de los parámetros ajustados toman los valores extremos de los rangos de variación establecidos en la literatura: K_o , K_s , k_d y θ , adoptan el valor máximo, mientras que Y , μ_{max} y β adoptan el valor mínimo. Esto sugiere que incluso para el período con el mejor ajuste en la calibración y considerando los rangos típicos de variación de los parámetros de los sistemas de lodos activados, el modelo 3C no es capaz de reproducir de manera adecuada el comportamiento de la laguna.

En la Figura 4.4 se muestra la variación de las concentraciones simuladas y medidas para la DQO, DBO y SSV en el efluente de la laguna para todo el período de simulación. El período de calibración se muestra dentro del recuadro grueso, mientras que el período de validación del modelo (2004-2006 y 2009-2010) corresponde a lo que está fuera de dicho recuadro.

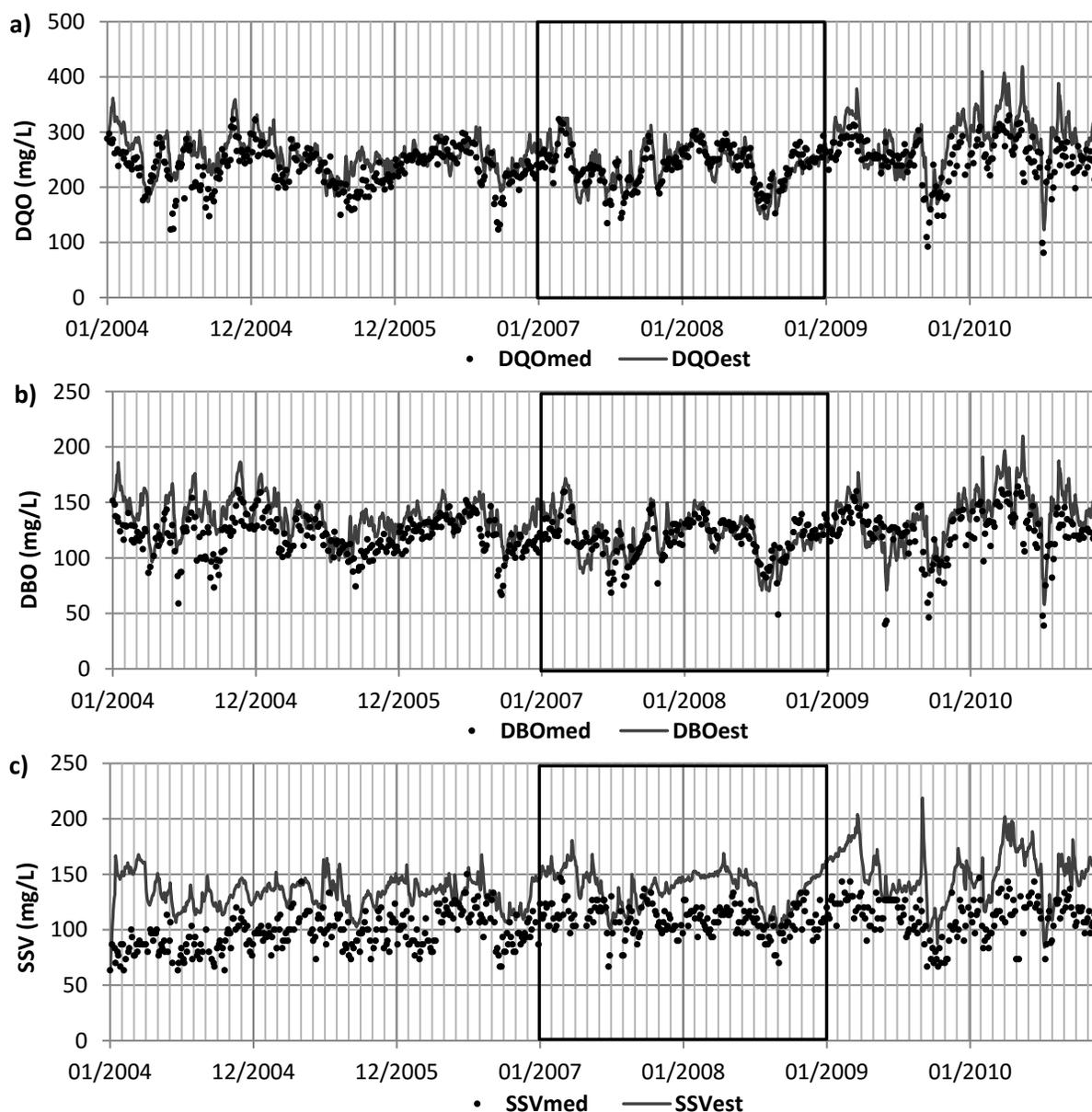


Figura 4.4. Dinámica de las concentraciones de DQO, DBO y SSV simuladas y medidas para el efluente de la laguna (modelo 3C). El recuadro grueso muestra el período de calibración 2007-2008: **a)** DQO, **b)** DBO, y **c)** SSV.

Respecto a la Figura. 4.4, en primer lugar, se pueden observar claramente algunas tendencias y que el modelo 3C se ajusta mejor en la estimación del comportamiento de la DQO y DBO que en el de los SSV, como se ha señalado anteriormente, esto ocurre no sólo en la calibración, sino también en la validación. En segundo lugar, el ajuste del modelo es visiblemente mejor para el proceso de calibración que para el proceso de validación. Esto se cumple para las tres variables, lo



cual no es de extrañar, ya que el modelo no cubre todos los procesos que ocurren en la laguna, y que pueden presentarse de distintas maneras o intensidades y en diferentes años. En tercer lugar, el modelo predice varios picos de concentraciones en el efluente que no suceden en el sistema real. Esto responde, en parte, al hecho de que la frecuencia de medición de las variables es de sólo dos veces por semana en el efluente de la laguna, por lo que algunos picos previstos podrían haber ocurrido en la planta, pero no el día de su muestreo. Además, en esta planta los picos agudos en las concentraciones son provocados por picos similares en el caudal afluente. Al comienzo de un pico de flujo provocado por la lluvia, la concentración de aguas residuales mantiene prácticamente constante o incluso se incrementa, debido al efecto de lavado provocado por el exceso de flujo en las zonas de captación y en los sistemas de alcantarillado combinado. Un pico alto de caudal resulta en un acortamiento repentino del TRH efectivo de la laguna; entonces, la alta carga orgánica no puede ser removida como normalmente sucede, lo cual se puede reflejar como un pico en la concentración del efluente. Después de las primeras lluvias, cuando el alcantarillado está relativamente limpio, si la lluvia persiste, prevalece el efecto de dilución y las concentraciones en el efluente caen bruscamente. El modelo 3C generalmente predice este comportamiento, mostrando un pico en la concentración del efluente, seguido por una fuerte disminución a manera de un valle estrecho. Sin embargo, se puede observar que durante la temporada de lluvias el modelo tiende a sobrestimar la DQO y DBO, especialmente a través de algunos picos falsos de DQO y/o DBO. Esto es sobre todo apreciable durante el período lluvioso de septiembre-2009 a septiembre-2010.

Lo anterior hace necesaria la búsqueda de modelos con menos fuentes de error, que puedan prescindir de la dinámica de los SSV, ya que al incorporar el fenómeno de la sedimentación se añadiría mayor incertidumbre al modelo; lo cual ya ha sido evaluado en Ábrego Góngora (2007), donde se concluyó que: *“una parte de la variación de las componentes estudiadas (DBO, DQO, SSV y SST) se debe a los procesos de separación establecidos en las hipótesis, pero el ajuste incompleto indica que en la laguna ocurren otros procesos que no se han considerado en el modelo”*.

4.5. Modelo de una componente (1C)

El modelo 3C incluye los elementos básicos de una laguna aireada, con flujo continuo y en mezcla completa, sin embargo, el comportamiento de los sólidos en una LAF dista en mucho de la mezcla completa, ya que una fracción de estos sedimenta hacia el fondo de la laguna, donde son



digeridos anaeróticamente (von Sperling, 2007). Por consiguiente, la utilización del flujo completamente mezclado en la modelación de LAF puede resultar, como se vio en el apartado 4.4, en una descripción pobre del comportamiento de la laguna, especialmente en lo referente a los SSV. Si bien se puede proponer mejorar el modelo mediante la utilización de modelos cinéticos y de flujo más complejos (p. ej., Sackellares *et al.*, 1987; Houweling *et al.*, 2005 y 2008; Ábrego Góngora, 2007), en este estudio se explora un acercamiento diferente: aplicar simplificaciones esenciales que permitan obtener modelos de una sola componente, basados en DBO o DQO (modelos 1C), que describan el comportamiento del sustrato exclusivamente.

Este planteamiento se fundamenta en dos características de las lagunas aireadas facultativas:

- a) Hidrólisis y fermentación de los sólidos en la laguna. Debido a los tiempos de retención de varios días en la laguna, la DBO particulada del afluente sufrirá fenómenos de hidrólisis aerobia, anóxica e incluso anaerobia, que en gran parte la convertirán en sustrato soluble para los organismos heterótrofos. Eso apunta a la posibilidad de describir la evolución del sustrato (DBO o DQO totales) sin contar con una descripción detallada de los SSV.
- b) Defecto de oxígeno en la laguna primaria. En esta laguna se remueve en torno al 50% de la demanda de oxígeno del afluente a la PTAR Norte. Las concentraciones de oxígeno disuelto tienen un rango de 0.00-1.84 mg/L, con una media de 0.51 mg/L, lo que sitúa al OD en un intervalo donde la velocidad de utilización de sustrato es muy sensible a la concentración de OD, ya que K_{O_2} se encuentra en torno a los 0.2 mg/L (IWA, 2007). Es razonable suponer que en condiciones de defecto de oxígeno la velocidad de degradación aerobia pueda estar limitada por el suministro de oxígeno.

A partir de las dos consideraciones anteriores se toman el balance de oxígeno y de sustrato del modelo 3C y se modifican para obtener un modelo de una sola componente (1C).

Deducción de las ecuaciones del modelo 1C

Si en el modelo de tres componentes se parte de la hipótesis de que en una LAF la dinámica de la concentración de oxígeno disuelto en el efluente no presenta gran variación (ya que, generalmente, dicha concentración es muy baja), entonces: $dO_2/dt \approx 0$, y si se considera que esta



concentración es igual al valor promedio medido, entonces, el balance de oxígeno disuelto de la Ecuación (2.15) se simplifica a:

$$\frac{P_{aer}AE}{V} = \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} X_{V,a} \left(\frac{a}{Y} \mu_{max} \frac{S}{K_S + S} + b \right) \quad \text{Ecuación (4.2)}$$

Se han eliminado los términos de OD en el afluente y efluente, ya que en el balance de oxígeno disuelto son mucho menores que los demás términos de dicho balance y, por lo tanto, pueden ser despreciables.

Sea $A = a + \frac{bY(K_S+S)}{\mu_{max}S}$, entonces:

$$\frac{P_{aer}AE}{AV} = \frac{1}{Y} \left(\mu_{max} \frac{S}{K_S + S} \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2} X_{V,a} \right) \quad \text{Ecuación (4.3)}$$

El lado derecho de la Ecuación (4.3) corresponde a la tasa de utilización de sustrato que se presenta en el balance propuesto en la Ecuación (2.13). Sustituyendo el lado izquierdo de la Ecuación (4.3) en la Ecuación (2.13), se obtiene la Ecuación (4.4), que consiste en una versión notablemente simplificada del balance de sustrato:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_i - S) - \frac{P_{aer} AE}{AV} \quad \text{Ecuación (4.4)}$$

Sustituyendo la expresión de AE de la Ecuación (4.1) en la Ecuación (4.4), resulta:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_i - S) - \frac{P_{aer} SAE \alpha \theta^{T_w - 20}}{AV} \left(\frac{\beta C_{s,T,p} - O_2}{C_{st}} \right) \quad \text{Ecuación (4.5)}$$

S_i y S representan el sustrato biodegradable afluente y efluente (DBO_U o $DQOb$). Como las variables utilizadas en la calibración y validación del modelo son DBO y DQO , cada S en el modelo debe ser remplazada por f_{DBOu} para DBO , o por f_{DQOb} para DQO , donde: f_{DBOu} es la relación de DBO_U a DBO y f_{DQOb} es la relación de $DQOb$ a DQO . Reasignando las variables S en términos de DBO o DQO y reagrupando, se obtiene un balance general de sustrato, basado en variables medidas en el sistema de tratamiento:



$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_i - S) - \frac{P_{aer} SAE \alpha \theta^{T_w - 20}}{f A V} \left(\frac{\beta C_{s,T,p} - O_2}{C_{st}} \right) \quad \text{Ecuación (4.6)}$$

Donde S_i y S representan la DBO_5 afluente y efluente o, alternativamente, la DQO afluente y efluente; f es f_{DBOu} para el modelo de DBO o f_{DQOb} para el modelo de DQO. Los parámetros SAE , α , f y A pueden ser agrupados en un solo parámetro condensado, φ , para obtener la forma final de la ecuación del modelo 1C:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_i - S) - \frac{\varphi P_{aer} \theta^{T_w - 20}}{V} \left(\frac{\beta C_{s,T,p} - O_2}{C_{st}} \right) \quad \text{Ecuación (4.7)}$$

Donde:

$$\varphi = \frac{SAE \alpha}{f A} \quad \text{Ecuación (4.8)}$$

Como se muestra en la Ecuación (4.8), el modelo de tres componentes fue simplificado en un modelo con una sola componente (modelo 1C), en el que la dinámica del sustrato está determinada por la transferencia de oxígeno, como se pretendía, y por el balance entrada-salida. Asimismo, los SSV no forman parte del modelo, como también se pretendía. El modelo 1C consta solamente de tres parámetros ajustables: φ [kg DBO_5 kWd⁻¹ o kg DQO kWd⁻¹], θ [adimensional], y β [adimensional].

Cabe hacer mención de que el modelo simplificado 1C no toma en cuenta de manera directa la respiración endógena sino que la considera como una demanda de oxígeno asociada a la DBO o DQO. Esto es, que los sólidos suspendidos volátiles (que son lentamente biodegradables), en este modelo, forman parte del único sustrato considerado, la DBO_U o la DQO biodegradable.

4.6. Resultados y discusión del modelo 1C

Se aplicó el modelo 1C a los datos de operación de la Planta Norte, de manera análoga a como se hizo con el modelo de 3 componentes, con la diferencia de que la concentración de OD en el efluente de la laguna se consideró constante (0.51 mg/L) durante todo el periodo de simulación. Con el modelo 1C se obtuvieron coeficientes de determinación (R^2) de 0.605 (con un RMSE de 26.4



mg/L) para el modelo de DQO durante el periodo de calibración seleccionado 2007-2008. Para el modelo de DBO se obtuvo un R^2 de 0.506 con un RMSE de 15.3 mg/L (para ambas variantes del modelo, el método de optimización utilizado fue el de mínimos cuadrados no lineales). Estos resultados son muy similares a los obtenidos en la calibración del modelo 3C para DQO y DBO, como puede observarse en la Tabla 4.6 en la que se presentan los valores de los ajustes obtenidos, así como los errores cuadráticos medios asociados al periodo de calibración seleccionado y la validación del mismo. Se obtuvieron coeficientes de determinación (R^2) de 0.448 (con un RMSE de 45.5 mg/L) para la validación del modelo de DQO. Mientras que para la validación del modelo de DBO se obtuvo un R^2 de 0.408 con un RMSE de 25.9 mg/L. Los ajustes conseguidos en la validación de ambos modelos fue menor que el obtenido durante la calibración de los mismos.

Tabla 4.6. Parámetros básicos de ajuste del modelo 1C para el periodo de calibración {validación} seleccionado.

Modelo de DQO		Modelo de DBO	
R^2 (-)	RMSE (mg/L)	R^2 (-)	RMSE (mg/L)
0.605 {0.448}	26.4 {45.5}	0.506 {0.408}	15.3 {25.9}

En la Figura 4.5 se muestra la dinámica de las concentraciones de DQO y DBO en el efluente de la laguna primaria de la Planta Norte para el periodo 2007-2008. Los puntos corresponden a los datos medidos y la línea continua corresponde a los valores estimados por el modelo; el recuadro dentro de la gráfica corresponde al periodo de calibración. Se observan resultados visualmente muy similares a los obtenidos con el modelo 3C. En esta figura puede notarse que a pesar de que el modelo tiene un ajuste satisfactorio durante el periodo de calibración, se separa de los datos medidos conforme se aleja de dicho periodo, en este modelo persiste la sobrestimación de las concentraciones en el efluente durante los periodos de lluvias intensas; lo cual también podría explicarse por el hecho de que el periodo 2007-2008 (que es el que logra reproducir mejor el modelo) no es totalmente representativo de las variaciones de DQO medidas en el efluente de la laguna durante el resto de la serie de tiempo utilizada.

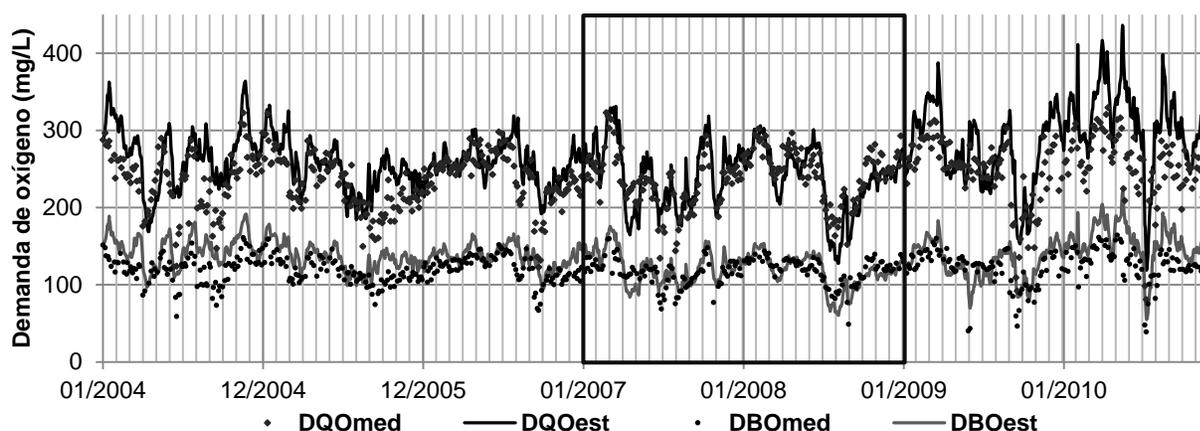


Figura 4.5. Dinámica de la demanda de oxígeno en efluente de la laguna durante el periodo de calibración 2007-2008, para el modelo 1C ($R^2_{DQO} = 0.605$, $R^2_{DBO} = 0.506$).

Los parámetros ajustados para el periodo de calibración seleccionado se presentan en la Tabla 4.7, en la que puede notarse que el modelo es más susceptible a la variación de φ y β , que al parámetro de corrección por temperatura θ , el cual incluso podría considerarse fijo para aplicaciones futuras.

Tabla 4.7. Valores de los parámetros de los modelos 1C para el periodo de calibración 2007-2008.

Modelo	Parámetro		
	φ	β	θ
DQO	0.9214	0.9630	1.0284
DBO	0.7096	0.8949	1.0272

El valor estadístico (z) de Wilcoxon para este modelo fue de 0.69 ($N=198$), mucho menor al valor del estadístico de prueba de 2.58 ($\alpha= 0.01$), indicando que no hay una diferencia altamente significativa entre la DQO medida y la estimada por el modelo durante el periodo de calibración 2007-2008, esto quiere decir que la DQO medida y la estimada por el modelo son estadísticamente iguales.

A pesar de la sencillez del modelo 1C, se consiguen con él ajustes muy similares a los obtenidos con el modelo 3C en la modelación de la DQO y DBO del efluente de la laguna, tanto para el periodo de calibración (2007-2008) como para el de validación. Sin embargo, los valores de R^2 pueden considerarse todavía bajos, no satisfactorios, especialmente en la validación. Además, es



muy notorio que ambos modelos pierden ajuste sobre todo en los periodos de lluvias intensas o frecuentes que provocan marcados picos de caudal afluente, ya que el sistema de alcantarillado que abastece a la Planta Norte es de tipo combinado.

La hipótesis número 2, planteada en el Capítulo 1, proponía que *las condiciones de exceso de sustrato y bajas concentraciones de oxígeno permiten describir la dinámica de la DBO o DQO como limitada por la transferencia de oxígeno y los flujos de entrada y salida*. Los resultados del modelo 1C no permiten afirmar que se cumpla dicha hipótesis, entre otros posibles motivos, porque los efectos de las perturbaciones provocadas por la lluvia no son descritas adecuadamente por dicho modelo.

En periodos afectados por la lluvia se producen efectos en la laguna que solo en parte están representados por el modelo 1C y, por supuesto, el 3C. Un efecto claramente visible es la sobreestimación de la DQO y DBO efluente durante los periodos de lluvia. La laguna parece ser más eficiente en la remoción de la DQO o DBO que lo que predice el modelo. Debido a que la transferencia de oxígeno rige la dinámica del proceso en el modelo 1C, esta sobreestimación de la DQO y DBO efluente apunta a que en la laguna se necesita menos oxígeno para remover 1 kg de DQO o DBO durante los periodos de lluvia. El modelo 1C, sin embargo, no lo contempla. En consecuencia, se estudió este punto con más detalle y se desarrolló una modificación al modelo para abordar tales situaciones (modelo 1C2, apartado 4.7).

4.7. Modelo de una componente con discriminación estacional (1C2)

Este modelo corresponde a una modificación del modelo de una componente, dicha modificación incluye la capacidad de alternar el valor del parámetro φ de entre dos posibles valores, esto con el objetivo de discriminar entre tiempo seco y húmedo, el último, por lo general significa fuertes lluvias episódicas en el área de influencia de la planta de tratamiento.

4.7.1. Justificación del modelo

Con los datos de la primera laguna se calculó el valor promedio del parámetro A (kg O₂/kg DBO removida) para todo el periodo de simulación de la laguna (2004-2010), resultando un valor de 2.0 kg O₂/kg DBO. Sin embargo, para el periodo septiembre-2009 a septiembre-2010 que es el que presenta picos de caudal afluente más frecuentes y una sobreestimación del modelo en cuanto a



DQO y DBO, el valor de A fue de solamente 0.90 kg O₂/kg DBO. El valor promedio de 2.0 es muy superior al valor de referencia 1.5 para LAF, lo cual probablemente indica que ocurre una nitrificación parcial en la laguna, misma que no es considerada en el modelo. Por otro lado, el valor de 0.9 está muy por debajo del O₂ requerido tanto para la remoción del sustrato soluble, como para la oxidación de los sólidos hidrolizados. Podemos afirmar, por tanto, que existe realmente un comportamiento dual (o incluso más complejo) del valor del parámetro A .

Varios factores pueden contribuir a la explicación de este comportamiento: a) Si regularmente se produce la nitrificación en la laguna, ésta puede verse afectada por los picos de caudal a través de la pérdida de biomasa nitrificante debido al acortamiento del TRH y de la edad del lodo. La disponibilidad de datos medidos en cuanto a la concentración de nitrógeno en la “Planta Norte” sólo se limitan al afluente y efluente de la planta con una frecuencia de dos mediciones mensuales, lo cual limita la evaluación de la nitrificación en la laguna primaria; b) Chebbo y Gromaire (2004) mostraron que en los sistemas de alcantarillado combinado y en condiciones de tiempo lluvioso, los sólidos tienen velocidades de sedimentación mayores que en condiciones de tiempo seco. El aumento en la sedimentación de los sólidos primarios en la laguna podría reducir temporalmente la carga orgánica efectiva, mientras que posteriormente podría verse aumentada debido a la hidrólisis de la misma; c) La materia orgánica y, en particular, los sólidos tienen una biodegradabilidad más baja durante la estación húmeda (Seidl *et al.*, 1998; Servais *et al.*, 1999). Esto significa que la relación DBO_U a DBO es mayor en condiciones de tiempo húmedo, lo que resulta en un valor menor del parámetro φ en la Ecuación (4.7), y en un aumento de la remoción de la DBO para una tasa de transferencia de oxígeno dada.

Por todo lo expuesto, es razonable asignar dos valores *estacionales* diferentes al parámetro A , uno para periodos secos (A_d) y otro para periodos de lluvia (A_w). Para ello, debe establecerse un método para detectar el periodo de lluvia y se optó por hacerlo a través del caudal promedio diario del afluente de la planta, ya que en esta planta los principales picos de caudal corresponden a episodios de lluvia (Ábrego Góngora, 2007). Para ello se introdujo un nuevo parámetro en el modelo, Q_p , que es el umbral de caudal que indica episodios de lluvia:

Si $Q > Q_p$ entonces $A = A_w$ y en esa condición el parámetro φ adopta el valor de φ_w .

En consecuencia, para el modelo 1C2 se definió que el parámetro φ tiene dos posibles valores, uno mayor para el tiempo seco (φ) y uno menor para el tiempo húmedo (φ_w). Dado que los



caudales mayores se producen durante el tiempo húmedo, se utilizó un valor umbral de caudal afluente (Q_p) para discriminar entre dos distintas condiciones del tiempo.

Los parámetros ajustables del modelo son ahora: φ [kg DQO/kWh], Q_p [m³/d], φ_w [kg DQO/kWh], θ [adimensional] y β [adimensional].

4.7.2. Resultados y discusión del modelo 1C2

Se llevó a cabo la ejecución del modelo para los datos de operación de la “Planta Norte” en conjunto con los datos estimados para el afluente con la metodología descrita en el capítulo 3. Los resultados de este modelo (para DQO y DBO), valores de ajuste y parámetros estimados se presentan a continuación.

En la Tabla 4.8 se presentan los valores de ajuste del modelo en la descripción de la DQO y DBO del efluente de la laguna, tanto en la etapa de calibración como en la de validación del mismo. Como se puede observar, el coeficiente de determinación de la calibración del modelo 1C2 para la DQO fue de 0.658, con un RMSE de 25.8 mg/L. El modelo DBO presentó un R² de 0.602 y un RMSE de 15.1 mg/L (para ambas variantes del modelo, el método de optimización utilizado fue el de mínimos cuadrados no lineales). La validación del modelo 1C2 durante 2004-2006 y 2009-2010 arrojó un coeficiente de determinación de 0.550 y un RMSE de 41.9 mg/L para la DQO y 0.513 con 23.2 mg/L para la DBO, respectivamente. La prueba estadística de los rangos con signo de Wilcoxon no mostró una diferencia significativa entre ambos conjuntos de datos a un nivel de $p = 0.05$.



Tabla 4.8. Parámetros básicos de ajuste del modelo 1C2 para el periodo de calibración {validación} seleccionado.

Modelo de DQO		Modelo de DBO	
R ²	RMSE	R ²	RMSE
(-)	(mg/L)	(-)	(mg/L)
0.658	{0.550}	25.8	{41.9}
0.602	{0.513}	15.1	{23.2}

Los valores de los parámetros obtenidos con la calibración se utilizaron para la simulación de todo el período de 2004-2010; dichos valores se presentan en la Tabla 4.9. La evolución de las concentraciones de DQO y DBO medidas y calculadas en el efluente de la laguna se presentan en la Figura 4.6, en la cual puede notarse que la principal diferencia respecto a los modelos 3C y 1C es una ligera reducción en la sobreestimación de la DQO, especialmente durante 2010.

Tabla 4.9. Valores de los parámetros ajustables del modelo 1C2 para el periodo de calibración 2007-2008.

Modelo	Parámetro				
	φ	φ_w	β	θ	Q_p
DQO	0.9625	1.431	0.9145	1.0236	29,648
DBO	0.6048	0.8785	0.9669	1.0237	26,499

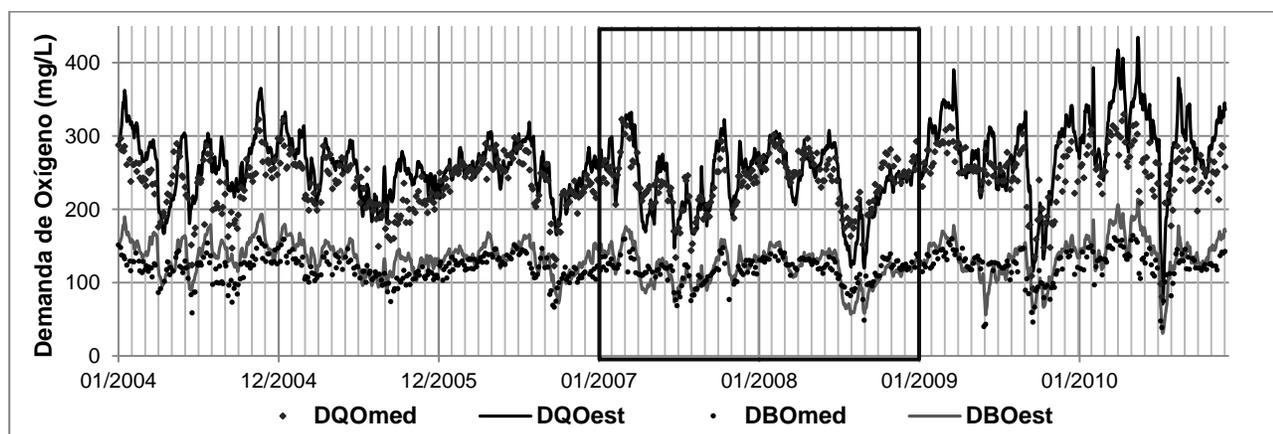


Figura 4.6. Dinámica de la demanda de oxígeno en efluente de la laguna durante el periodo de calibración 2007-2008, para el modelo 1C2 ($R^2_{DQO} = 0.658$, $R^2_{DBO} = 0.602$).



La validación del modelo 1C2 también representó mejoras con respecto a los modelos 3C y 1C, con R^2 superiores a 0.5 (0.550 y 0.513), y también valores de RMSE inferiores (41.9 y 23.2 mg/L, para DQO y DBO respectivamente). Todo lo anteriormente considerado respecto a la calibración y validación del modelo 1C2, representa una mejora en cuanto a la modelación de la DQO y DBO en una LAF. Sin embargo, los resultados del ajuste en la validación, siempre inferiores a los encontrados en la calibración, indican que menos del 60% de la variación de la DQO y DBO es explicada por el modelo fuera del periodo de calibración. Particularmente, la sobreestimación de la concentración de dichas variables persiste durante 2010.

El hecho de que el valor de φ_w sea mayor en comparación con el de φ , apoya la hipótesis de un comportamiento diferenciado de acuerdo a las condiciones del tiempo (seco o húmedo) y por lo tanto, esto también podría ser un indicador de que el parámetro A varía en función del caudal afluente.

4.8. Modelo con parámetros A y f variantes en el tiempo (1C3)

De acuerdo a los resultados obtenidos con el modelo 1C2 y partiendo de su hipótesis, en la que se establece que el parámetro A puede adoptar uno u otro valor (A_w) dependiendo si el caudal afluente alcanza el valor umbral (Q_p); permitió la introducción de dos modificaciones al modelo: Primera, el parámetro φ se desagrupa en sus parámetros originales α , f y A . Segunda, f y A se establecieron como variables a lo largo del tiempo, A en función del caudal afluente asociado a las condiciones del tiempo y f de acuerdo a la razón entre DQO_b y DQO mencionada en el apartado 4.4.

Respecto al parámetro f en el modelo de la DQO; es decir, f_{DQO_b} , la relación DQO_b - DQO , se determinó de la siguiente manera:

$$f_{DQO_b} = \frac{DQO_b}{DQO} = \frac{DBO_U}{DQO} \quad \text{Ecuación (4.9)}$$

En la Ecuación (4.9) la DBO_U es directamente proporcional al valor de la DQO, y debido a que en este trabajo de investigación no se cuenta con valores medidos de DBO_U , dicha proporcionalidad se consideró constante en los modelos 1C y 1C2; sin embargo, de acuerdo con Davis (2010), la expresión estándar para definir la DBO en aguas residuales es la siguiente:



$$DBO_t = DBO_U(1 - e^{-kt}) \quad \text{Ecuación (4.10)}$$

Dónde t es tiempo de análisis de la muestra (d), e es el número de Euler (2.7182...), k es la constante de reacción de primer orden (d^{-1}).

Sustituyendo la Ecuación (4.10) en la Ecuación (4.9), y llamando “simplemente” DBO a la DBO_5 , como generalmente se hace, entonces:

$$f_{DQOb} = \frac{DBO}{DQO(1 - e^{-5k})} \quad \text{Ecuación (4.11)}$$

Como puede observarse en la Ecuación (4.11) y a diferencia del modelo 1C2, el valor de f es variable y está en función de la concentraciones de DBO y DQO del afluente (las cuales son comúnmente analizadas en las PTAR), así como de la constante de reacción k .

Respecto al modelo de DBO, se propuso un acercamiento similar al del modelo de 1C2 de DQO, con la diferencia de que la relación DBO_U a DBO, denotada como f_{DBOu} , es constante y se define a partir de la Ecuación (4.10) de la siguiente manera:

$$f_{DBOu} = \frac{DBO_U}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5k}} \quad \text{Ecuación (4.12)}$$

Como puede notarse en la Ecuación (4.12), f_{DBOu} depende de la constante de reacción de la DBO, k . Como en este estudio no se conocen los valores de dicha constante, por lo tanto, el valor de f_{DBOu} se determinó mediante la identificación de parámetros.

Respecto a la tasa de utilización de oxígeno en la oxidación de sustrato, parámetro A , y como se menciona en el último párrafo del apartado 4.7.2, en este modelo, 1C3, se considera que la variación del parámetro A sea una función continua del caudal afluente. De acuerdo a los valores obtenidos del parámetro φ en el modelo 1C2 (ver Tabla 4.9), se vislumbra que en la época húmeda se requiere menor cantidad de oxígeno para oxidar la materia orgánica, por lo tanto, a manera de hipótesis, se establece que A decrece linealmente con el caudal según el modelo siguiente:

$$A = A_r - m(Q - Q_p) \quad \text{Ecuación (4.13)}$$



Dónde: A_r es el valor de referencia cuando Q es igual a Q_p , m es la tasa de variación de A con respecto a Q ; es decir, la pendiente de la recta.

Los parámetros ajustables del modelo 1C3 son: α [adimensional], θ [adimensional], β [adimensional], A_r [g O₂ (g DQO)⁻¹], m [g O₂ d m⁻³ (g DQO)⁻¹], Q_p [m³ d⁻¹] y k [d⁻¹].

4.8.1. Resultados y discusión del modelo 1C3

Con las modificaciones hechas al modelo 1C, en cuanto al cálculo de A como una variable continua, dependiente del caudal afluente, a diferencia del modelo 1C2 en el que se considera una variable discreta y dicotómica, así como el hecho de considerar que f es también variable en función de las concentraciones de DBO y DQO del afluente, se obtienen los resultados que se comentan a continuación.

En la tabla 4.10 se presenta el grado de ajuste del modelo 1C3, expresado como R^2 y RMSE para las concentración de DQO y DBO, respectivamente, en el efluente de la laguna primaria en estudio. Para el periodo de calibración seleccionado (2007-2008), el modelo 1C3 de DQO proporcionó un coeficiente de determinación de 0.709, con error cuadrático medio de 24.3 mg/L. Mientras que para la descripción del comportamiento de la DBO en la laguna, se obtuvo un coeficiente de determinación de 0.612 con un error cuadrático medio de 14.2 mg/L (para ambas variantes del modelo, el método de optimización utilizado fue el de mínimos cuadrados no lineales). Estos resultados son mejores que los obtenidos en todas las calibraciones realizadas con el modelo 3C para la DQO y DBO, respectivamente. La validación del modelo 1C3 para el periodo conjunto 2004-2006 y 2009-2010, obtuvo un coeficiente de determinación de 0.537 y un RMSE de 39.3 mg/L para la DQO y 0.529 con 20.4 mg/L para la DBO, respectivamente. La prueba estadística de los rangos con signo de Wilcoxon determinó que no hay una diferencia significativa entre ambas series de datos a un nivel de $p=0.05$, obteniéndose el menor valor del estadístico de validación entre los modelos 3C, 1C, 1C2 y 1C3, implicando, por tanto, el mejor ajuste.



Tabla 4.10. Parámetros básicos de ajuste del modelo 1C3 para el periodo de calibración {validación} seleccionado.

Modelo de DQO		Modelo de DBO	
R ²	RMSE	R ²	RMSE
(-)	(mg/L)	(-)	(mg/L)
0.709	{0.537} 24.3	0.612	{0.529} 14.2
	{39.3}		{20.4}

En la Figura 4.7 se presentan las variaciones de las concentraciones de DQO y DBO medidas y calculadas para el efluente de la laguna primaria de la “PTAR Norte”, en la cual puede notarse que la principal diferencia respecto a los modelos 3C, 1C y 1C2, es una ligera reducción en la sobreestimación de la DQO, especialmente durante 2010.

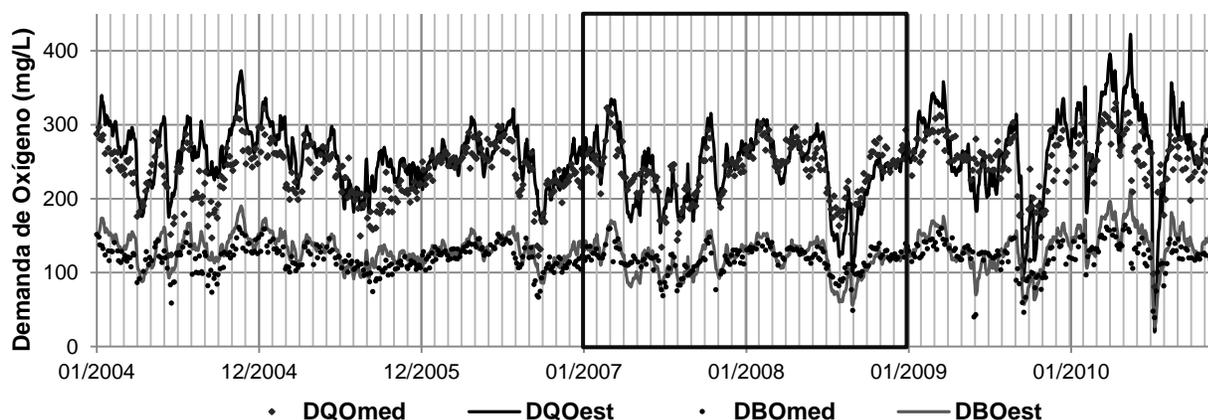


Figura 4.7. Evolución temporal de la demanda de oxígeno en efluente de la laguna, obtenida con el modelo 1C3 ($R^2_{DQO} = 0.709$, $R^2_{DBO} = 0.613$).

Los valores óptimos de los parámetros ajustables del modelo 1C3, para el periodo de calibración seleccionado se presentan en la Tabla 4.11, con estos parámetros se ejecutaron las simulaciones que se presentaron en la Figura 4.7.

Tabla 4.11. Valores óptimos de los parámetros ajustables del modelo 1C3 para el periodo de calibración 2007-2008.

Modelo	Parámetro						
	α	β	θ	Q_p	A_r	$m / 10^{-5}$	k
DQO	0.8426	0.903	1.0259	18,403	1.59	2.3174	0.2882
DBO	0.8187	0.941	1.0257	22,455	1.60	2.0735	0.1949



Con los valores de los parámetros presentados en la Tabla 4.11, para el modelo de DQO se obtuvo el coeficiente de determinación de 0.709 presentado en la Tabla 4.10; sin embargo, cabe mencionar que durante el proceso de calibraciones que se llevó a cabo en este modelo, se encontró una combinación de parámetros que reportaba un R^2 de 0.757, sin embargo, en el periodo de validación, durante un lapso de 5 días (del 07/07/2010 al 11/07/2010) aparecen valores de DQO demasiado bajos (menores de 40 mg/L, incluso 2 de esos 5 valores son negativos) en comparación con los valores medidos en el efluente, por lo que se descartó dicha combinación de parámetros.

Si bien en la Figura 4.7 el aspecto general de las gráficas es similar a las modelo 1C2, la mayoría de los picos falsos estimados por dicho modelo han sido visiblemente mitigados con las modificaciones propuestas (modelo 1C3), especialmente de nov./2009 a dic./2010, y también durante febrero-marzo de 2009.

La calibración del modelo 1C3 claramente tiene un RMSE inferior, mejor R^2 que los otros modelos aplicados en este estudio, así como el mejor resultado en la prueba de Wilcoxon. El modelo 1C3 es el mejor de todos los modelos abordados en este estudio. Aunque nuevamente, el ajuste obtenido en la validación es menor que el logrado en la calibración: en este caso, el modelo es capaz de explicar el 53.7 y 52.9% de la variación total de las concentraciones de DQO y DBO medidas en el efluente de la laguna primaria, respectivamente.

La mejoría en el ajuste del modelo, permite justificar que las hipótesis planteadas son válidas, al menos de manera parcial, ya que aunque no se logra determinar el total de la variación, el modelo explica, según los resultados de validación, una parte importante de la misma (>53%).

4.9. Modelo 1C3 reducido en parámetros (1C3r)

Respecto al modelo 1C3 podría decirse que es sencillo en cuanto al número de ecuaciones que lo componen, pero no podría decirse lo mismo en cuanto al número de parámetros que lo integran (7 en total), lo que puede considerarse excesivo. Sin embargo, cuatro de ellos (α , β , θ y k) son parámetros que se utilizan normalmente en la modelación de los procesos de tratamiento de aguas residuales y sus valores típicos se pueden encontrar en la bibliografía (0.82, 0.95, 1.024 y 0.23, respectivamente); por lo tanto, los parámetros ajustables del modelo 1C3 podrían reducirse a



tres (A_r , m y Q_p), ya que corresponden a parámetros nuevos en la modelación de LAF y el presente trabajo de investigación pretende servir como un referente de este nuevo modelo.

Por otro lado, también se realizó un análisis de sensibilidad paramétrica del modelo, utilizando un enfoque numérico de acuerdo con White *et al.* (2000) y Singh *et al.* (2006). Los siete parámetros del modelo se variaron $\pm 5\%$ con respecto a sus valores ajustados (presentados en la Tabla 4.11), utilizando como función objetivo la sumatoria de los errores cuadráticos entre las concentraciones estimadas por cada variante (14 variantes en total, 2 por parámetro) y las concentraciones medidas en el efluente de la laguna, los resultados de este análisis se presentan en la Tabla 4.14.

4.9.1. Resultados y discusión del modelo 1C3r

Se llevó a cabo la identificación de los parámetros A_r , m y Q_p para el periodo 2007-2008, ya que en dicho periodo se obtuvo el mayor coeficiente de determinación para el modelo 3C, que fue el que se seleccionó como punto de comparación para todos los modelos propuestos y aplicados en este trabajo de investigación.

En la Tabla 4.12 se presentan los coeficientes de determinación y los errores cuadráticos medios asociados al ajuste del modelo en el comportamiento de la DQO y DBO en el efluente de la laguna primaria de la "PTAR Norte". Para el periodo de calibración 2007-2008, el modelo 1C3r de DQO proporcionó un coeficiente de determinación de 0.712, con error cuadrático medio de 25.6 mg/L. Mientras que para la descripción del comportamiento de la DBO en la laguna, se obtuvo un coeficiente de determinación de 0.628 con un error cuadrático medio de 14.6 mg/L (para ambas variantes del modelo, el método de optimización utilizado fue el de mínimos cuadrados no lineales). Estos resultados son incluso un poco mejores (en cuanto al R^2) que los obtenidos con el modelo 1C3 (del cual se derivó el 1C3r), tanto para la concentración de DQO, como para la de DBO, respectivamente. La validación del modelo 1C3r para el periodo conjunto 2004-2006 y 2009-2010, obtuvo un coeficiente de determinación de 0.546 y un RMSE de 40.4 mg/L para la DQO y 0.524 con 21.0 mg/L para la DBO. Nuevamente las concentraciones de demanda de oxígeno medidas son estadísticamente iguales a las estimadas por el modelo en el efluente de la laguna, esto de acuerdo a la prueba estadística de los rangos con signo de Wilcoxon con $p = 0.05$.



Los valores de los tres parámetros ajustados para el periodo de calibración seleccionado se presentan en la Tabla 4.13, en la cual se puede notar que no hay una diferencia sustancial entre los valores estimados para los modelos *1C3* y *1C3r*.

Tabla 4.12. Parámetros básicos de ajuste del modelo *1C3r* para el periodo de calibración {validación} seleccionado.

Modelo de DQO		Modelo de DBO	
R ² (-)	RMSE (mg/L)	R ² (-)	RMSE (mg/L)
0.712 {0.546}	25.6 {40.4}	0.628 {0.524}	14.6 {21.0}

Tabla 4.13. Valores óptimos de los parámetros ajustables del modelo *1C3r* para el periodo de calibración 2007-2008.

Modelo	Parámetro		
	Q_p	A_r	$m / 10^{-5}$
DQO	18,350	1.4697	2.2354
DBO	22,423	1.4964	1.8950

El ajuste del modelo *1C3r* resultó en valores similares a los de *1C3*, en calibración y validación (Tablas 4.10 y 4.12), tanto para la concentración de DQO, como para la de DBO; sin embargo, la diferencia principal de ambos modelos es el número de parámetros ajustables, el cual se reduce significativamente (de 7, a solamente 3) y por ende, el tiempo de calibración también se reduce. Esto convierte al modelo *1C3r* como el mejor y más sencillo de todos los modelos que se propusieron y/o aplicaron en este trabajo de investigación.

Respecto al análisis de sensibilidad paramétrica, en la Tabla 4.14 se presenta el análisis de sensibilidad paramétrica del modelo, en la cual se muestran (de manera descendente) los valores de la función objetivo para cada variación en los parámetros del modelo.

En la Tabla 4.14 se puede notar que los parámetros que afectan en mayor grado la respuesta del modelo corresponden a: k , A_r , β y α , respectivamente.



Tabla 4.14. Análisis de sensibilidad paramétrica del modelo

1C3 (periodo de calibración 2007-2008).

Parámetro	Valor de la función objetivo
$k_{-5\%}$	167,716
$A_{r,-5\%}$	155,687
$\beta_{+5\%}$	153,380
$\alpha_{+5\%}$	148,078
$\beta_{-5\%}$	139,898
$\alpha_{-5\%}$	135,722
$A_{r,+5\%}$	135,463
$k_{+5\%}$	123,225
$Q_{p,-5\%}$	119,265
$m_{+5\%}$	116,137
$\theta_{+5\%}$	115,867
$Q_{p,+5\%}$	115,454
$m_{-5\%}$	114,715
$\theta_{-5\%}$	114,701

Los valores óptimos de los cuatro parámetros que afectan más la respuesta del modelo se presentan en la Tabla 4.15, con la utilización de dichos parámetros, el modelo de DQO obtuvo un coeficiente de determinación de 0.708, con error cuadrático medio de 24.3 mg/L para calibración, mientras que para la validación fueron de 0.559 y 35.7 mg/L (para R^2 y RMSE, respectivamente). Para la descripción del comportamiento de la DBO, el modelo logró un coeficiente de determinación de 0.611 con un error cuadrático medio de 14.2 mg/L en la calibración, con R^2 de 0.541 y 19.1 mg/L de RMSE para la validación, respectivamente (en ambas variantes del modelo, el método de optimización utilizado fue el de mínimos cuadrados no lineales). Resultados muy similares a los obtenidos identificando el total de los parámetros del modelo 1C3.

Tabla 4.15. Valores óptimos de los parámetros más significativos del modelo 1C3 para el periodo de calibración 2007-2008.

Modelo	Parámetro			
	k	A_r	β	α
DQO	0.2583	1.5219	0.9340	0.8163
DBO	0.1866	1.6987	0.9656	0.8180



4.10. Resumen de los modelos propuestos

En este capítulo se propusieron una serie de modelos, basados originalmente en un modelo de tres componentes existente en la bibliografía, que luego fue modificado y disminuido a una sola componente, dicho modelo modificado también fue sujeto también a varias adecuaciones de acuerdo al comportamiento del modelo, según los resultados que fueron obteniéndose y la capacidad que tenían en la descripción de las concentraciones de DQO y DBO en el efluente de la laguna primaria de la planta de tratamiento objeto de estudio. Esto con el fin de llegar a un modelo sencillo en cuanto al número de ecuaciones, procesos y parámetros; que pudiera ser utilizado como herramienta eficaz para determinar el comportamiento de la demanda de oxígeno en una laguna aireada facultativa y posteriormente pudiera ser utilizado para determinar la energía necesaria en la aireación de una LAF, con una metodología más fundamentada en comparación con la que comúnmente se utiliza dichos sistemas de tratamiento.

A manera de resumen de los modelos abordados en este capítulo se presenta la Tabla 4.16 en la que se muestran los coeficientes de determinación alcanzados por cada modelo y el error asociado a cada estimación. En negritas se muestran los dos mejores resultados por el grado de ajuste. Obsérvese como 13 de los 16 mejores resultados corresponden a los modelos 1C3 y 1C3r, sin que los otros 3 valores marcados sean mucho mejores que los correspondientes a 1C3 y 1C3r.

En la Tabla 4.17 se presentan los parámetros involucrados en cada modelo. En la Tabla 4.18 se muestran los valores que toman los parámetros ajustables (identificables) de los modelos propuestos en este trabajo de investigación.

Tabla 4.16. Valores de ajuste obtenidos por cada modelo en la determinación de la demanda de oxígeno, calibración {validación}.

Modelo	DQO		DBO	
	R ² (-)	RMSE (mg/L)	R ² (-)	RMSE (mg/L)
3C	0.613 {0.449}	24.9 {42.5}	0.526 {0.406}	13.7 {23.3}
1C	0.605 {0.448}	26.4 {45.5}	0.506 {0.408}	15.3 {25.9}
1C2	0.658 { 0.550 }	25.8 {41.9}	0.602 {0.513}	15.1 {23.2}
1C3	0.709 {0.537}	24.3 { 39.3 }	0.613 { 0.529 }	14.2 { 20.4 }
1C3r	0.712 { 0.546 }	25.6 { 40.4 }	0.628 { 0.524 }	14.6 { 21.0 }



Tabla 4.17. Parámetros, características y modelos propuestos en los que se utiliza.

Parámetro	Unidades	Rango	Valor típico	Referencia	Modelo en el que se utiliza		
					1C	1C2	1C3
α	-	0.6-1.2	0.82	M-E	✓ ^b	✓ ^{b,c}	✓
β	-	0.7-0.98	0.95	M-E	✓	✓	✓
θ	-	1.015-1.040	1.024	M-E	✓	✓	✓
A	g O ₂ /g DBO	1.5-2.25	1.5	MDDEP, EPA (2002)	✓ ^b	✓ ^b	-
f_b	g DBO _U /g DBO	1.1-2.2 ^a	1.5 ^a	M-E	✓ ^{b,c}	✓ ^{b,c}	-
f_c	g DQOb/g DQO	0.75-0.85	-	R-P	✓ ^{b,c}	✓ ^{b,c}	-
Q_p	m ³ /d	-	-	-	-	✓	✓
A_w	g O ₂ /g DQO	-	-	-	-	✓ ^c	-
A_r	g O ₂ /g DQO	-	-	-	-	-	✓
m	g O ₂ · d /g DQO · m ³	-	-	-	-	-	✓
k	d ⁻¹	0.12-0.46	0.23	M-E	-	-	✓

^a Calculado a partir de las constantes cinéticas de la DBO de M-E.

^b Incluido en φ

^c Incluido en φ_w

M-E Metcalf y Eddy (2003)

MDDEP MDDEP (2013)

R-P Rössle y Pretorius (2001)

Tabla 4.18. Valores estimados de los parámetros ajustables de los modelos propuestos en este trabajo de investigación.

Modelo	Parámetro												
	A	f	α	φ	φ_w	β	θ	Q_p	A_w	A_r	$m / 10^{-5}$	k	
DQO	1C	- ^b	- ^b	- ^b	0.9214	-	0.9630	1.0284	-	-	-	-	-
	1C2	- ^b	- ^{b,c}	- ^{b,c}	0.9625	1.4310	0.9145	1.0236	29,648	- ^c	-	-	-
	1C3	-	-	0.8426	-	-	0.9030	1.0259	18,403	-	1.5899	2.3174	0.2882
	1C3r	-	-	-	-	-	-	-	18,350	-	1.4697	2.2354	-
DBO	1C	- ^b	- ^b	- ^b	0.7096	-	0.8949	1.0272	-	-	-	-	-
	1C2	- ^b	- ^{b,c}	- ^{b,c}	0.6048	0.8785	0.9669	1.0237	26,499	- ^c	-	-	-
	1C3	-	-	0.8321	-	-	0.8432	1.0262	26,788	-	2.6775	3.5641	0.1241
	1C3r	-	-	-	-	-	-	-	22,423	-	1.4964	1.8950	-

^b Incluido en φ

^c Incluido en φ_w



4.10.1. Recapitulación de los modelos propuestos

A continuación se presenta una recapitulación (en forma de lista) con los resultados más importantes, obtenidos con cada uno de los modelos propuestos en este trabajo de investigación:

- Basándose en resultados de validación, el modelo 3C permitió explicar el 44.9% y 40,6% de la variación observada, respectivamente, en la DQO y la DBO del efluente de la laguna. Sin embargo, no logra describir adecuadamente los periodos con bajas concentraciones atribuibles a la dilución provocada por las lluvias, especialmente en cuanto a los SSV, ya que el modelo logró explicar solamente el 10.4% y el 14.5% (DO y DBO, respectivamente) de la variación que se presenta. El ajuste insuficiente en la validación del modelo 3C indica que se debe descartar la primera hipótesis de esta investigación, que proponía que un modelo como el 3C permite describir adecuadamente el comportamiento de SSV, DBO (o DQO) y OD en una laguna aireada facultativa primaria.
- Se formuló un nuevo modelo (1C) con una sola variable de estado (DQO o DBO) y dos parámetros ajustables (φ y β) a partir del modelo 3C. En este nuevo modelo la cinética de remoción de la materia orgánica está determinada principalmente por la transferencia de oxígeno.
- El modelo de una componente (1C), a pesar de su sencillez, permitió conseguir ajustes equivalentes a los obtenidos con el modelo 3C en la descripción del comportamiento de la DQO y la DBO del efluente de la laguna estudiada. Sin embargo, ambos modelos pierden ajuste principalmente en los periodos de bajas concentraciones. Por ello, como se indicó en el primer apartado de este subcapítulo, también debe descartarse la segunda hipótesis de esta investigación, que propone que se puede describir la dinámica del sustrato como limitada por la transferencia de oxígeno y los flujos de entrada y salida. Sin embargo, como se verá, la combinación de la segunda hipótesis con la tercera permitió obtener resultados diferentes.
- La modificación hecha al modelo 1C para que diferenciara los periodos húmedos de los secos (modelo 1C2), permitió mejorar la descripción del comportamiento lagunar en la



determinación de la DQO y la DBO en el efluente de la laguna (55.0% y 51.3% de la variación en la validación, respectivamente), en comparación con los modelos 1C y 3C.

- Se verificó (parcialmente) que la tasa de utilización de oxígeno en la oxidación de sustrato depende del caudal afluente a la laguna.
- El modelo 1C3 (modificación del 1C2) que considera a los parámetros A y f como variables en función del caudal y las concentraciones de DBO y DQO afluentes a la laguna, permitió explicar el 53.7 y 52.9% de la variación que se presenta en la dinámica de la DQO y DBO, respectivamente, en el efluente de la laguna.
- Se demostró que optimizando sólo tres parámetros del modelo 1C3 (A_r , m , Q_p), se alcanza aproximadamente el mismo grado de ajuste en la validación (54.6 y 52.4%), que al optimizar el total de los parámetros ajustables que componen dicho modelo.
- Los resultados de los modelos 1C2, 1C3 y 1C3r indican que combinando la hipótesis 2 (estado estacionario de la biomasa activa) con la 3 (demanda de oxígeno dependiente de las condiciones de operación en la laguna, tanto climatológicas como de aireación) se obtiene un modelo que explica razonablemente bien la dinámica de la demanda de oxígeno en la laguna.



Conclusiones y recomendaciones

Los resultados encontrados en este trabajo de investigación permitieron, luego de un proceso analítico, llegar a las conclusiones que se presentan a continuación:

- La mayoría de los modelos existentes de LAF se centran en aspectos hidrodinámicos y en menor medida en la composición de las aguas residuales y sus procesos de transformación, y, debido a su complejidad, requieren de una caracterización avanzada del agua residual, así como de software especializado para su aplicación.
- De los tres modelos encontrados en la bibliografía, el primero de ellos, el de Bemister (1978), permite una descripción moderada de la variación en la concentración medida de la DBO en el efluente de la laguna, pero las fluctuaciones en los datos medidos no son representados adecuadamente por el modelo, especialmente en los casos de pulsos de concentración (asociados con picos de caudal) y sobreestima las concentraciones efluentes en la última parte de la serie de tiempo. El segundo, de Chagnon (1999), proporciona un ajuste de pobre a moderado en la descripción de la DBO, con un comportamiento similar al obtenido con el primero, pero la sobrestimación en la final de la serie de tiempo es mayor; tiene la necesidad de la generación de datos para algunas variables de entrada que no son fácilmente medibles. El tercero, de Montalvo *et al.* (2010), presenta un valor de ajuste pobre, y no es capaz de describir las fluctuaciones medidas en las concentraciones efluentes de la LAF, tampoco es capaz de describir los pulsos observados en el comportamiento medido, no considera la dependencia de la temperatura de los parámetros cinéticos; se propusieron modificaciones y el grado de ajuste en la descripción de la DBO y SSV; específicamente para los sólidos se incrementó significativamente con respecto al ajuste obtenido con el modelo original; sin embargo, para ambas variables, el grado de ajuste continuó siendo de pobre a moderado.
- Una versión dinámica de un modelo térmico simple (en estado estacionario), proporcionó una buena o muy buena estimación de la temperatura lagunar con un mínimo requerimiento de recursos computacionales para la modelación.



- El modelo dinámico de tres componentes (DBO o DQO, SSV y O_2), no fue capaz de describir adecuadamente el comportamiento observado en el efluente de la laguna aireada facultativa primaria objeto de estudio, especialmente difiere en la descripción del comportamiento de los SSV. En consecuencia, la primera hipótesis de esta investigación no se ha verificado y debe descartarse. La falta de ajuste de este modelo se puede atribuir a que no se representan en él varios procesos que ocurren en las LAF: sedimentación de los sólidos y su solubilización, posibilidad de nitrificación y los efectos de las lluvias torrenciales en el caudal y en la composición del afluente.
- La estrategia de: a) evitar la modelación de los SSV para enfocarse en la DQO y DBO; y b) asumir que la dinámica de la laguna primaria está determinada solamente por la transferencia de oxígeno y por la entrada-salida de sustrato (modelo 1C), permitió una descripción similar de la concentración de DQO y DBO (utilizando un modelo significativamente más simple), que la obtenida con el modelo 3C.
- El análisis de los datos de la planta en cuanto a su desempeño (durante un período de 13 meses), confirmó que los requerimientos de oxígeno por unidad de DBO removida es especialmente afectado por episodios de lluvias fuertes, dichos requerimientos estuvieron muy por debajo del promedio típico de las LAF (0.90 vs. 2.0 kg O_2 /kg DBO). Para explicar este efecto se sugirieron tres causas probables. Dicho efecto se incorporó al modelo 1C2 a través de dos valores diferentes para el parámetro condensado φ , en función de las condiciones del tiempo (seco o húmedo). Esta modificación en el modelo logró una mejoría significativa en la reproducción del comportamiento real de la laguna.
- La desagregación del parámetro condensado φ en sus componentes originales, el establecimiento de una dependencia lineal del parámetro A con respecto al caudal afluente y la integración de la información de DBO y DQO en el cálculo de la DQOb (modelo 1C3), permitió una mejora adicional al modelo en la descripción del comportamiento de las concentraciones de DQO y DBO en el efluente de la laguna. El modelo 1C3 consta de 7 parámetros ajustables; sin embargo, en esta investigación se demostró que el número de parámetros identificables se podría reducir a 3 (modelo 1C3r), sin una disminución significativa del coeficiente de determinación asociado; por lo tanto, se considera que el modelo 1C3r es el mejor del presente trabajo de investigación en cuanto a la descripción del comportamiento de



la demanda de oxígeno en la laguna, además de que su calibración es la más sencilla y rápida que cualquiera de los modelos abordados en esta tesis.

- A pesar de que los modelos 1C logran un ajuste adecuado en la descripción de la demanda de oxígeno en una LAF, durante algunos períodos de episodios de lluvia el modelo sobreestima las concentraciones. Aunque este efecto se fue mitigando significativamente conforme se fueron realizando las modificaciones aquí propuestas (evolución del modelo 3C hasta el 1C3), todavía se requiere mejorar la representación en el modelo de las etapas lluviosas.
- Por lo indicado en las tres anteriores conclusiones, se ha comprobado que la segunda hipótesis de esta investigación (dinámica con biomasa activa en estado estacionario) solamente se cumple si se combina con la tercera hipótesis (demanda de oxígeno por consumo de sustrato variable en función de las condiciones de la laguna, parámetro A , particularmente por las lluvias). Referente a la tercera hipótesis, cabe mencionar que tanto experimentalmente como mediante modelación se ha determinado que en la laguna aireada el parámetro A depende de las condiciones climatológicas y del proceso.
- El conjunto de modelos presentados, particularmente el 1C3 y 1C3r, proporcionan un enfoque sencillo y eficaz para la modelación de LAF primarias, incluyendo el efecto de la temperatura y los episodios de lluvias fuertes. Con la ventaja de que utilizan como variables de entrada parámetros de las aguas residuales que se analizan comúnmente en las plantas de tratamiento (DBO, DQO, caudal, temperatura y potencia de aireación).
- La información presentada en esta tesis, así como los resultados obtenidos mediante la aplicación de los modelos desarrollados, pueden contribuir a una mejora en la operación de la planta, si los productos originados en la presente investigación son utilizados para determinar la potencia de aireación necesaria para la remoción de la materia orgánica contenida en el afluente de la PTAR (bajo distintos escenarios o proyecciones de operación).



De acuerdo a los alcances planteados en la investigación, así como de los resultados obtenidos y las limitaciones encontradas en la misma, se proponen las siguientes recomendaciones para trabajos futuros:

- Se sugiere la aplicación del modelo 1C3 con datos de otros sistemas lagunares aireados, con el objetivo de validar el modelo ante otras condiciones de funcionamiento del proceso lagunar.
- Se requiere trabajo de investigación encaminado a la propuesta de alternativas que permitan mejorar la representación de los periodos de lluvia en los modelos de LAF.
- Aunque las tres causas apuntadas de desajuste del modelo en los periodos de lluvias (perturbación de la nitrificación, sedimentación incrementada, menor biodegradabilidad del afluente) son razonables, son aspectos que deberían verificarse experimentalmente en la propia laguna, para lo cual es recomendable realizar análisis más frecuentes de las concentraciones de nitrógeno amoniacal en el afluente, así como de los nitritos y nitratos en el efluente lagunar, con el objetivo de añadir la cinética del nitrógeno al modelo y con ello poder describir de una manera más detallada la dinámica de la de la demanda de oxígeno en una LAF primaria.
- Los mismos fenómenos anteriores deberían incorporarse al modelo lagunar (por separado, luego de dos en dos y luego conjuntamente) para verificar la significancia de cada uno de ellos en la respuesta de la laguna primaria. Hacerlo implica *a priori* añadir al modelo, por ejemplo: biomasa nitrificante, efectos de sedimentación y una nueva definición de la composición del afluente, lo que parece difícil de hacer bajo los requerimientos de baja complejidad que se fijaron para estos modelos. Por tanto, antes de hacerlo se requiere un estudio detallado de las opciones más aconsejables.



Productos científicos de esta investigación

El trabajo de investigación realizado durante el desarrollo de la presente Tesis de Doctorado permitió la escritura de los siguientes **artículos científicos**.

Publicado:

Ábrego-Góngora, C.J., Briones-Gallardo, R., Bernal-Jácome, L.A., Escalas-Cañellas, A. (2015). Evaluation of Three Dynamic Models for Aerated Facultative Lagoons. *J. Water Resource Prot.*, **7**, 1131-1142.
<http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2015.714093>

En revisión:

Ábrego-Góngora, C.J., Briones-Gallardo, R., Bernal-Jácome, L.A., Escalas-Cañellas, A. Dynamic modeling of a primary aerated facultative lagoon: Excess substrate, limiting oxygen, and the effect of episodic heavy rains.

Enviado a la revista científica *Ecological Engineering* (The Journal of Ecosystem Restoration) de la Editorial ELSEVIER.





Referencias

- Ábrego Góngora, C. J. (2007). *Modelación dinámica de la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos en una laguna aireada facultativa para el tratamiento de aguas residuales municipales*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí - PMPCA. México.
- Ábrego-Góngora, C.J., Briones-Gallardo, R., Bernal-Jácome, L.A., Escalas-Cañellas, A. (2015). Evaluation of Three Dynamic Models for Aerated Facultative Lagoons. *J. Water Resource Prot.*, **7**, 1131-1142.
- Alex, J., Binh To, T., Hartwig P. (2002a). Improved design and optimization of aeration control for WWTPs by dynamic simulation. *Water Sci. Technol.*, **45**, 4-5,366-372.
- Alex, J., Kolisch, G., Krause K. (2002b). Model structure identification for wastewater treatment simulation based on computational fluid dynamics. *Water Sci. Technol.*, **45**, 4-5,325-334.
- Baléo, J., Humeau, P., Le Cloirec, P. (2001). Numerical and experimental hydrodynamic studies of a lagoon pilot. *Water Res.*, **35**, 9, 2268-2276.
- Banda, C. G., Sleight, P. A., Mara, D. D. (2006a). 3D-CFD modelling of E. coli removal in baffled primary facultative ponds: Classical design optimization. *7th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds*, Bangkok, Thailand.
- Banda, C. G., Sleight, P. A., Mara, D. D. (2006b). CFD-based design of waste stabilization ponds: Significance of wind velocity. *7th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds*, Bangkok, Thailand.
- Bemister, Andrew E. (1978). *Cold Temperature Bio-kinetics of Aerated Lagoons*. Tesis Doctoral. University of Manitoba. Canadá.
- Chabir, D., El Ouarghi, H., Brostaux, Y., Vassel, J. L. (2000). Some influences of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds. *Water Sci. Technol.* **42**, 10–11, 237–246.



- Chagnon, F. J. (1999). *Design and Dynamic Modeling of Waste Stabilization Ponds*. Tesis de Maestría. Massachusetts Institute of Technology. Estados Unidos de América.
- Chebbo, G., Gromaire, M.C. (2004). The experimental urban catchment 'Le Marais' in Paris: what lessons can be learned. *Jour. Hydrol.*, **299**, 312-323.
- Conagua (2007). Diseño de Lagunas de Estabilización. En: *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*. Libro II. Sección III. Comisión Nacional del Agua, México.
- Conagua (2014). Datos diarios de la estación meteorológica #24081 del Servicio Meteorológico Nacional. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/Diarios/24081.txt>
- Davis, M. (2010). *Water and wastewater engineering. Design Principles and Practice*. WEF press and McGraw-Hill Companies, Inc.
- De Kretser, D. , Matthews, B. Williams, M. (2002). Maryvale Mill uses CFD to investigate natural and mechanically induced flows in an aerated lagoon. *Pap. Technol.*, **43**, 9, 35-38.
- De Kretser, D., Matthews, B., Williams, M., (2003). Use of Computational Fluid Dynamics to Investigate Natural and Mechanically Induced Flows in an Aerated Lagoon. *Tappi J.*, **2**, 4, 12-14.
- Delatolla, R. A., Babarutsi, S. (2005). Parameters affecting hydraulic behavior of aerated lagoons. *J. Environ.Eng-ASCE*, **131**, 10, 1404-1413.
- Díaz C., Fall Ch., Quentin E., Jiménez M. C., Esteller M. V., Garrido S. E., López C. M., García D. (2003). *Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas*. RYDA-CYTED/CIRA-UAMEX, Toluca, México. Disponible en: <http://tierra.rediris.es/hidrored/contenidos.html>
- Dorego N.C., Leduc R. (1996). Characterization of hydraulic flow patterns in facultative aerated lagoons. *Water Sci. Technol.*, **34**, 11, 99-106.
- Eawag (2014). Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems [en línea]. URL: [http:// www.aquasim.eawag.ch](http://www.aquasim.eawag.ch).



- Ekama, G.A., Wentzel, M.C., Sötemann, S.W. (2006). Tracking the inorganic suspended solids through biological treatment units of wastewater treatment plants. *Water Res.*, **40**, 19, 3587–3595.
- Envirosim (2014). BioWin Wastewater Modeling Software [en línea]. URL: <http://www.envirosim.com>.
- Escalas-Cañellas, A. (2006). Modelación matemática de procesos biológicos de tratamiento. En: *Tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas y su impacto en los sistemas acuáticos*. Universidad de Concepción. Concepción, Chile, 5 de julio de 2006.
- Escalas-Cañellas, A., Ábrego-Góngora, C. J., Barajas-López, M. G., Houweling, D., Comeau, Y. (2008). A time series model for influent temperature estimation: Application to dynamic temperature modelling of an aerated lagoon. *Water Res.*, **42**, 10-11, pp. 2551-2562.
- Ferrara, R.A., Harleman, D. R. F. (1978). *A Dynamic Nutrient Cycle Model for Waste Stabilization Ponds*. Tesis Doctoral. Department of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology. Estados Unidos de América.
- Fogler, S. (2001). *Elementos de ingeniería de las reacciones químicas*. 3ª ed. México: Ed. Pearson.
- Google Earth (2014). Programa de imágenes satelitales. Google® 2014. Disponible en: <http://earth.google.es>
- Grupo Proaqua S.A. (1997). *Design and performance of the San Luis Potosi Tangamanga II – Norte WWTP, brief description*. Grupo Proaqua del Potosí S.A.
- Grupo Proaqua S.A. (2006) *Manual de procedimientos internos*. Grupo Proaqua del Potosí S.A.
- Gujer W., Larsen, T. (1995). The implementation of biokinetics and conservation principles in ASIM. *Water Sci. Technol.*, **31**, 2, 257-266.
- Hafez, M. M., Oshima, K., Kwak, D. (2010). *Computational Fluid Dynamics Review 2010*. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd. New Jersey, London, Singapore, Beijing, Shanghai, Hong Kong, Taipei, Chennai.



- Hemmis (2014). Worldwide Engine for Simulation, Training and Automation [en línea].
URL: <http://www.hemmis.com>.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Van Loosdrecht, M., (Eds.) (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2d and ASM3*. Scientific and Technical Report No. 9. IWA Publishing, London.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., Brdjanovic, D., (Eds.) (2008). *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. Cambridge University Press. London, UK.
- Houweling, D. (2006). *Modélisation de l'enlèvement d'azote ammoniacal en étangs aérés facultatifs*. Tesis doctoral. École Polytechnique de Montréal. Canadá.
- Houweling, D., Kharoune, L., Escalas, A., Comeau, Y. (2005). Modelling ammonia removal in aerated facultative lagoon. *Water Sci. Technol.* **51**, 12, 139-142.
- Houweling, D., Kharoune, L., Escalas, A., Comeau, Y. (2008). Dynamic modelling of nitrification in an aerated facultative lagoon. *Water Res.*, **42**, 1, 424-432.
- Hydromantis, Inc. (2014). Wastewater and Water Treatment Applications [en línea].
URL: <http://www.hydromantis.com>.
- Ifak system. (2014). SIMBA – Software for dynamic simulation of biological wastewater systems [en línea]. URL: <http://www.ifak-system.com>.
- IWA (2007). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Publishing. London, UK.
- Jupsin, H., Vasel, J. L. (2007). Modelisation of the contribution of sediments in the treatment process case of aerated lagoons. *Water Sci. Technol.*, **51**, 11, 21–27.
- Karahan-Gül, Ö., van Loosdrecht, M., Orhon, D. (2003). Modification of Activated Sludge Model no. 3 considering direct growth on primary substrate. *Water Sci. Technol.*, **47**, 11, 219-225.
- Lee T., Wang F., Newell R. (1999). Dynamic modelling and simulation of activated sludge process using orthogonal collocation approach. *Water Res.*, **33**, 1, 73-86.
- Levenspiel, O. (2004). *Ingeniería de las reacciones químicas*. 3ª ed. México: Limusa.



- Makinia, J. (2010). *Mathematical Modelling and Computer Simulation of Activated Sludge Systems*. IWA Publishing. London, UK.
- Mancini, J. L., Barnhart, E. L. (1968). Industrial waste treatment in aerated lagoons. En: *Advances in water quality improvement*. University of Texas Press. Texas, USA.
- Mara, D., Pearson, H. (1998). *Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries*. Lagoon Technology International Ltda. Leeds, Inglaterra.
- Marais, G.R. (1970). Dynamic Behavior of Oxidation ponds. Presentado en: 2nd. International Symposium for Waste Treatment Lagoons. Kansas City, Missouri.
- MDDEP (2013). Lagooning. En: *Conventional Domestic Wastewater Treatment Technologies: Study Guide*. (en Francés). Quebec Ministry for Sustainable Development, Environment, Fauna and Parks. Retrieved: 22 February 2014. Disponible en: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-uRMSEs/domestique/Chap6.pdf>
- Mendonça, S. (2000a). *Sistemas de lagunas de estabilización*. McGraw-Hill Interamericana. Santa Fé de Bogotá, Colombia. Pág. 257-258.
- Mendonça, S. (2000b). *Sistemas de lagunas de estabilización*. ...Pág. 198-199.
- Mendonça, S. (2000c). *Sistemas de lagunas de estabilización*. ... Pág. 236.
- Mendonça, S. (2000d). *Sistemas de lagunas de estabilización*. ... Pág. 201.
- Mendonça, S. (2000e). *Sistemas de lagunas de estabilización*. ... Pág. 259-260.
- Mendonça, S. (2000f). *Sistemas de lagunas de estabilización*. ... Pág. 218-220.
- Mendonça, S. (2000g). *Sistemas de lagunas de estabilización*. ... Pág. 277-278.
- Metcalf y Eddy, Inc. (1996). *Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª ed. McGraw-Hill/Interamericana Editores SA de CV. México.
- Metcalf y Eddy, Inc. (2003a). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4a ed. New York. McGraw-Hill, New York (NY, EUA). Pág. 495.



- Metcalf y Eddy, Inc. (2003b). *Wastewater Engineering...* Pág. 733.
- Metcalf y Eddy, Inc. (2003c). *Wastewater Engineering...* Pág. 652.
- Metcalf y Eddy, Inc. (2003d). *Wastewater Engineering...* Pág. 688.
- Metcalf y Eddy, Inc. (2003e). *Wastewater Engineering...* Pág. 731.
- Metcalf y Eddy. (2003f). *Wastewater Engineering...* Pág. 633.
- Metcalf y Eddy. (2003g). *Wastewater Engineering...* Pág. 844.
- Metcalf y Eddy. (2014a). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5a ed. New York. McGraw-Hill Education, New York (NY, EUA). Pág. 597.
- Metcalf y Eddy. (2014b). *Wastewater Engineering...* Pág. 1923.
- Metcalf y Eddy. (2014c). *Wastewater Engineering...* Pág. 594.
- Middlebrooks, J. E., Pano, A. (1983). Nitrogen removal in aerated lagoons. *Water Res.*, **17**, 10, 1369–1378.
- Miller, G. T. (1994). *Ecología y medio ambiente: introducción a la ciencia ambiental, el desarrollo sustentable y la conciencia de conservación del planeta tierra*. 7ª ed. Iberoamérica. México.
- Montalvo, S., Guerrero, L., Rivera, E., Borja, R., Chica, A., Martín, A. (2010). Kinetic evaluation and performance of pilot-scale fed-batch aerated lagoons treating winery wastewaters. *Bioresource Technol.*, **101**, 10, 3452-3456.
- Morris, R. A. (2011). *Investigation of the Optimal Dissolved CO₂ Concentration and pH Combination for the Growth of Nitrifying Bacteria*. Tesis Doctoral. University of South Florida. USA.
- Mueller, J. A., Boyle, W. C., Pöpel, H. J. (2002). *Aeration: Principles and Practice*. CRC Press LLC. Washington, D.C. USA.
- Nameche, T. H., Vassel, J. L., (1998). Hydrodynamic studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilization ponds. *Water Res.*, **32**, 10, 3039–3045.



- Oliveira-Esquerre K. P., Da Costa A., Bruns R., (2002). Simulation of an industrial wastewater treatment plant using artificial neural networks and principal components analysis. *Braz. J. Chem. Eng.*, **19**, 4, 365 - 370.
- Oliveira-Esquerre K. P., Seborg, D. E., Mori, M., Bruns, R. E., (2004). Application of steady-state and dynamic modeling for the prediction of the BOD of an aerated lagoon at a pulp and paper mill Part II. Nonlinear approaches. *Chem. Eng. J.* **105**, 61 - 69.
- Olsson, G.(2008). Process Control. En: *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. Cambridge University Press. London, UK.
- Olvera, J. M. (2014). Cuenca hidrológica de la Planta Norte de San Luis Potosí, SLP. *Comunicación personal del M. en I. Juan Manuel Olvera Delgado, Jefe de Plantas de tratamiento de Grupo Proagua SA de CV*. 06 de febrero de 2014, San Luis Potosí, SLP.
- Ouldali, S., Leduc, R., Van Nguyen, V. (1989). Uncertainty modeling of facultative aerated lagoon systems. *Water Res.*, **23**, 4, 451-459.
- Padukone, N., Andrews, G. (1989). A simple, conceptual mathematical model for the activated sludge process and its variants. *Water Res.*, **23**, 12, 1535-1543.
- Pougatch, K., Salcedean, M., Gartshore, I., Pagoria, A. (2007). Computational modelling of large aerated lagoon hydraulics. *Water Res.*, **41**, 2109–2116
- Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Ed. Reverté. Barcelona, España.
- RAE (2014). Diccionario de la Lengua Española. Real Academia Española. 22ª edición [en línea]. URL: <http://buscon.rae.es/drael>.
- Reiger, L.P. (2004). *Aeration control in activated sludge systems*. Tesis Doctoral, Swiss Federal Institute Of Technology Zurich [en línea]. URL: <http://www.eawag.ch>
- Rieger, L., Alex, J., Gujer, W., Siegrist, H. (2006). Modelling of aeration systems at wastewater treatment plants. *Water Sci. Technol.* **53**, 4-5, 439–447.



- Romero, J. (1999). *Tratamiento de Aguas Residuales por Lagunas de Estabilización*. 3ª ed. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería – Alfaomega. Distrito Federal, México.
- Rössle, W.H., Pretorius, W.A. (2001). A review of characterization requirements for in-line prefermenters - Paper 1: Wastewater characterization. *Water SA*, **27**, 3, 405-412.
- Rosso, D., Larson, L., Stenstrom, M. (2008). Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. *Water Sci. Technol.* **57**, 7, 973-978.
- Sackellares, R. W., Barkley, W. A., Hill, R. D. (1987). Development of a dynamic aerated lagoon model. *J. Water Pollut. Control Fed.* **59**, 10, 877-883.
- Safieddine, T. (2007). *Hydrodynamics of Waste Stabilization Ponds and Aerated Lagoons*. Tesis Doctoral. Department of Bioresource Engineering, McGill University. Montreal, Canadá.
- Sah, L., Rousseau, D.P.L., Hooijmans, C.M., (2012). Numerical Modelling of Waste Stabilization Ponds: Where Do We Stand?. *Water Air Soil Pollut.* **223**, 3155–3171.
- Sah, L., Rousseau, D.P.L., Hooijmans, C.M., Lens, P.N.L., (2011). 3D model for a secondary facultative pond. *Ecol Modell.* **222**, 1592-1603.
- Salter, H., Ta, C., Ouki, S., Williams, S. (2000). Three-dimensional computational fluid dynamic modelling of a facultative lagoon. *Water Sci. Technol.* **42**, 10, 335-342.
- Sánchez Carrasco, N. Barajas-López, M.G., Escalas-Cañellas, A. (2008). Emisiones de gases de efecto invernadero en las plantas de tratamiento de aguas residuales: estimación para plantas de diferentes tecnologías en el estado de San Luís Potosí, México. Memoria, presentada en el *Congreso Internacional de Gestión Sostenible del Agua: Reutilización, Tratamiento y Evaluación de la Calidad*. Medellín, Colombia, 16-18 de julio de 2008.
- Sánchez-Luna, E., (2005). Diseño de Lagunas de Estabilización. En *III Curso de Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales*. UASLP, San Luís Potosí, México, 15 de abril al 18 de mayo de 2005.



- SCFI (1987). NMX-AA-42-1987 Calidad del agua.- Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y escherichiacoli presuntiva. Aprobada y publicada el 3 de junio de 1987, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas, México. (Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx>)
- SCFI (1999). NMX-AA-113-SCFI-1999 Análisis de agua.- Determinación de huevos de helminto - método de prueba. Aprobada y publicada el 5 de agosto de 1999, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas, México. (Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx>)
- SCFI (2000). NMX-AA-006-SCFI-2000 Análisis de agua.- Determinación de materia flotante en aguas residuales y residuales tratadas - método de prueba. Aprobada y publicada el 18 de diciembre de 2000, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas, México. (Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx>)
- SCFI (2001a). NMX-AA-034-SCFI-2001 Análisis de agua.- Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Aprobada y publicada el 1 de agosto de 2001, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas, México. (Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx>)
- SCFI (2001b). NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis de agua.- Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Aprobada y publicada el 17 de abril de 2001, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas, México. (Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx>)
- SCFI (2001c). NMX-AA-028-SCFI-2001 Análisis de agua.- Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas - método de prueba. Aprobada y publicada el 17 de abril de 2001, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas, México. (Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx>)
- SCFI (2001d). NMX-AA-029-SCFI-2001 Análisis de aguas.- Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Aprobada y publicada el 17 de abril de 2001, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas, México. (Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx>)



- SCFI (2001e). NMX-AA-026-SCFI-2001 Análisis de agua.- Determinación de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Aprobada y publicada el 17 de abril de 2001, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Dirección General de Normas, México. (Disponible en: <http://www.economia-noms.gob.mx>)
- Seidl, M., Servais, P., Martaud, M., Gandouin, C., Mouchel, J.M. (1998). Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events. *Water Sci. Technol.* **37**, 1, 25-33.
- SEMARNAT (1996). NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 24 de junio de 1996. México. (Disponible en: [www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Normas Oficiales Mexicanas vigentes/NOM-001-ECOL.pdf](http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Normas%20Oficiales%20Mexicanas%20vigentes/NOM-001-ECOL.pdf))
- Servais, P., Seidl, M., Mouchel, J.M. (1999). Comparison of Parameters Characterizing Organic Matter in a Combined Sewer during Rainfall Events and Dry Weather. *Water Env. Res.* **71**, 4, 408-417.
- Shammas, N.K., Wang, L.K., Wu, Z. (2009). Waste stabilization ponds and lagoons. En: *Handbook of Environmental Engineering, Volume 8. Biological treatment processes*. Humana Press.
- Shilton, A. N., Harrison, J. (2003). Integration of coliform decay within a CFD (computational fluid dynamic) model of a waste stabilization pond. *Water Sci. Technol.* **48**, 2, 205-210.
- Shilton, A. N., Mara, D. D. (2005). CFD (computational fluid dynamics) modelling of baffles for optimizing tropical waste stabilization pond system. *Water Sci. Technol.* **51**, 12, 103-106.
- Singh, J., Patterson, R. I., Kraft, M., Wang, H. (2006). Numerical simulation and sensitivity analysis of detailed soot particle size distribution in laminar premixed ethylene flames. *Combust. Flame*, **145**, 1, 117-127.
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J. (2012). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 4th edition. W. H. Freeman and Co. New York, NY, USA.



- Stropky, D., Pougatch, K., Nowak, P., Salcudean, M., Pagoria, P., Gartshore, I., Yuan, J. (2007). RTD (residence time distribution) predictions in large mechanically aerated lagoons. *Water Sci. Technol.*, **55**, 11, 29-36.
- USGS (2015). The World's Water. En: *The USGS Water Science School*. [en línea] URL: <http://water.usgs.gov/edu/earthwherewater.html>. Consultado el 20 de julio de 2015.
- van Loosdrecht, M. C.M., Ekama, G. A., Wentzel, M. C., Brdjanovic, D., Hooijmans, Ch. M. (2008). Modelling Activated Sludge Processes. En: *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. Cambridge University Press. London, UK.
- Vega, G. P., Pena, M. R., Ramírez, C., Mara, D. D. (2003). Application of CFD modelling to study the hydrodynamics of various anaerobic pond configurations. *Water Sci. Technol.* **48**, 2, 163-171.
- von Sperling, M. (2007). *Waste stabilization ponds* (Vol. 3). Biological Wastewater Treatment Series. IWA publishing. London. New York. Pág. 59.
- WEF (2010a). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. WEF Manual of Practice No. 8. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practices No. 76, Vol. II Liquid Treatment Processes. WEF, Alexandria (VA, EU) y ASCE, Reston (VA, EUA).18-7.
- WEF (2010b). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants* ... Pág. 18-15.
- WEF (2010c). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants* ... Pág. 14-201.
- Wang, L. K., Shamas, N. K., & Hung, Y. T. (Eds.). (2010). *Advanced biological treatment processes* (Vol. 9). Humana Press, Springer Science & Business Media.
- White, M. A., Thornton, P. E., Running, S. W., Nemani, R. R. (2000). Parameterization and sensitivity analysis of the BIOME-BGC terrestrial ecosystem model: net primary production controls. *Earth Interact.* **4**, 3, 1-85.
- Wood, M., Greenfield, P., Howes, T., Johns, M., Keller, J. (1995). Computational fluid dynamic modelling of wastewater ponds to improve design. *Water Sci. Technol.* **31**, 12, 111-118.