

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
FACULTAD DE INGENIERÍA
CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA



**Modelación del Proceso de Lodos Activados en la Planta
de Tratamiento de Aguas Residuales Noreste,
del Área Metropolitana de Monterrey, NL**

TESIS

que para obtener el Grado de Doctor en Ingeniería
con Énfasis en Ciencias del Agua

Presenta:

MC Jimmy Luis Loaiza Navía

Director: Dr. Cheikh Fall

Toluca, Edo de México, Septiembre de 2007



Universidad Autónoma del Estado de México
Facultad de Ingeniería
Cerro de Coatepec, s/n Ciudad Universitaria,
Toluca, Méx. C.P. 50130
Tel.: (01-722) 2 14 08 55 Fax: 2 15 45 12

Ciudad Universitaria, Toluca, México, 15 a Agosto de 2007.

M. en C. JIMMY LUIS LOAIZA NAVÍA
Presente.

A continuación transcribo el tema y capitulado aprobados por esta Institución para el desarrollo de su tesis dirigida por el Dr. Cheikh Fall, de **DOCTORADO EN INGENIERÍA ÁREA CIENCIAS DEL AGUA.**

“MODELACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES NORESTE DEL ÁREA METROPOLITANO DE MONTERREY, NL”

	Lista de abreviaturas
	Resumen
	Abstract
Capítulo 1:	Introducción
Capítulo 2:	Antecedentes
Capítulo 3:	Estado de arte
Capítulo 4:	Planteamiento del problema
Capítulo 5:	Material y Métodos
Capítulo 6:	Campaña de muestreo y análisis (Resultados)
Capítulo 7:	Fraccionamiento del sustrato y parámetros cinéticos (Resultados)
Capítulo 8:	Calibración hidrodinámica y del sedimentador (Resultados)
Capítulo 9:	Calibración del modelo biológico (Resultados)
Capítulo 10:	Conclusiones y recomendaciones
	Bibliografía
	Anexos

Asimismo, para la aprobación de la tesis y demás trámites deberá sujetarse al reglamento respectivo de esta Institución.

A T E N T A M E N T E
“PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO”
“2007, 50 Aniversario Luctuoso del Poeta Enrique Carniado”

DR. MARTÍN CARLOS VERA ESTRADA
DIRECTOR

c.c.p. Archivo
*mgb



FACULTAD DE INGENIERIA
U.A.E.M.

La universidad pública construye el futuro



Agradecimiento

A Dios, por haberme dado todo en la vida y haber permitido que llegue a esta etapa, esperando a través de esta situación, poder cumplir con la misión que tiene para mí.

A la República Mexicana, que supo acogerme desde hace más de 20 años, y gracias a ella, haber logrado alcanzar una educación de alto nivel, que espero poner al servicio de México y sus instituciones.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca que permitió haber logrado culminar el presente programa doctoral.

Al Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), especialmente el Dr. Cheikh Fall, Director de la presente Tesis quien supo conducirme paso a paso hasta culminar con este momento tan importante y al Comité Doctoral por sus valiosas aportaciones.

A la Facultad de Ingeniería Civil de la UANL, por haberme dado la oportunidad de poder acceder al Doctorado en Ingeniería, en especial al Ing. Oscar Moreira Flores y al Ing. Justino César González Álvarez M.I., sin cuyo decidido apoyo no hubiese podido alcanzar esta importante meta.

A Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, IPD, que me brinda la oportunidad de desarrollarme profesionalmente y por las facilidades para llevar a cabo la presente investigación. En especial al Ing. Emilio Rangel Woodyard, Ing. Juan Emilio García, Ing. Salvador del Cos, Ing. Jesús Ma. Rendón, Ing. Roberto Rodríguez, Biol. José Luis Contreras, entre otros, esperando retribuir con gratitud la confianza depositada.

Dedicatoria

A mi esposa Gabriela, por su comprensión, apoyo y paciencia, que me permitió sacar adelante este importante logro en mi vida.

A mis hijos Nilda, Jaime y Miriam, quienes representan todo en mi vida, como un ejemplo de superación personal.

A mis queridos padres, Dr. Alberto Loaiza Beltrán (+) y Dra. Nilda Navía de Loaiza, quienes me dieron la vida y supieron darme el ejemplo basado en el trabajo y el esfuerzo para alcanzar las metas, siempre de la mano de Dios.

A mis hermanos Tommy y María Esther y sus familias, a mis familiares en Bolivia y en todo el mundo, entre ellos a mis tíos M. Sc. Eng. Tomás Navía Rivero y Dr. Jaime Navía Rivero, esperando que nuestros lazos familiares se vean fortalecidos.

A mi patria Bolivia, en la esperanza de que haya una verdadera reconciliación del pueblo boliviano, privilegiando los lazos que nos unen y trabajando para que las diferencias sean áreas de oportunidad que permitan fincar en la unidad y solidaridad de los bolivianos, un mejor mañana para nuestra nación.

A los compañeros de trabajo de SADM y UANL, y demás amigos, sin cuyo aliento hubiera sido difícil culminar este importante logro.

CONTENIDO

		Pag
	Agradecimiento	
	Dedicatoria	
	Lista de Abreviaturas	9
	RESUMEN	11
	ABSTRACT	13
1	INTRODUCCIÓN	15
2	ANTECEDENTES	19
2.1	Principio del proceso de Lodos Activados	20
2.1.1	Crecimiento de heterótrofos	20
2.1.1	Crecimiento de autótrofos	22
2.2	Normatividad en México	24
2.3	Presentación de la Planta Noreste	26
2.3.1	Primera ampliación	28
2.3.2	Segunda ampliación	29
2.3.3	Información histórica de la planta	31
2.4	Presentación del modelo ASM1 de lodos activados	34
2.4.1	Antecedentes de modelación de plantas de lodos activados	34
2.4.2	Trabajos sobre modelación en el CIRA	35
2.4.3	Ventajas y límites de la modelación dinámica	37
2.4.4	Nociones básicas de modelación	38
2.4.5	Los componentes del modelo	39
2.4.6	Los procesos del ASM1	41
2.4.7	Los parámetros del modelo	44
2.5	Estudios de hidrodinámica y pruebas de trazador	45
2.6	Conceptos sobre la calibración del sedimentador	48
3	ESTADO DE ARTE	51
3.1	Selección de modelos de lodos activados	52
3.2	Definición general y métodos de calibración	54
3.3	Rangos de los parámetros del ASM1	60
3.4	Ejemplos de casos de modelación	63
4	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	66
4.1	Justificación	67

	4.1.1	Justificación contextual	67
	4.1.2	Justificación científica	68
	4.2	Hipótesis	69
	4.3	Objetivos y metas	69
	4.3.1	Objetivo general	69
	4.3.2	Objetivos específicos	70
	4.3.3	Meta	71
5		MATERIAL Y MÉTODOS	72
	5.1	Generalidades y plan experimental	73
	5.2	Delimitación de los procesos objeto de modelación	75
	5.2.1	Selección de modelos biológicos	76
	5.2.2	Colecta de datos rutinarios de la planta	77
	5.2.3	Evaluación de los datos colectados y control de calidad	78
	5.3	Conversión de los datos para ASM1	80
	5.4	Protocolo de caracterización de la STOWA	81
	5.4.1	Fraccionamiento de la DQO	81
	5.4.2	Curva de DBO	82
	5.4.3	Fraccionamiento del nitrógeno	83
	5.5	Caracterización con el modelo Influent Advisor	85
	5.6	Calibración hidráulica	85
	5.6.1	Fases de las pruebas de trazador	86
	5.6.2	Pre-simulación para el diseño de las pruebas de trazador	87
	5.6.3	Medición dinámica de caudales	90
	5.6.4	Realización de las pruebas de trazador	91
	5.6.5	Modelación hidráulica	92
	5.7	Caracterización y modelación de la sedimentación	93
	5.7.1	Prueba de sedimentación en columna	94
	5.7.2	Medición suplementaria del índice de sedimentabilidad	95
	5.8	Campaña de muestreo y análisis	96
	5.8.1	Localización de puntos de muestreo	96
	5.8.2	Tipos de muestras y medición de parámetros in situ	97
	5.8.3	Filtraciones a 0.45 y 0.1 μm	98
	5.8.4	Análisis físico-químicos	99
	5.9	Coefficientes cinéticos y estequiométricos	100
	5.9.1	Montaje de los experimentos	100

	5.9.2	Relación de experimentos de respirometría	101
	5.9.3	Coeficiente de rendimiento heterótrofo, Y_H	102
	5.9.4	Tasa de decaimiento heterótrofo, b_H	102
	5.9.5	Tasa máxima de crecimiento específico heterótrofo, μ_H	104
5.10		Calibración final del modelo biológico	105
	5.10.1	Aplicaciones	107
6		CAMPAÑA DE MUESTREO Y ANÁLISIS (RESULTADOS)	109
	6.1	Colecta de datos de rutina	110
	6.2	Filtración de las muestras	111
	6.3	Datos de la campaña	112
	6.4	Muestras horarias de influente y efluente	115
	6.5	Evaluación de datos y control de calidad	116
	6.6	Balances de masa	117
	6.7	Perfiles en los reactores	120
	6.7.1	Perfil de oxígeno disuelto	121
	6.7.2	Perfil de temperatura	122
	6.7.3	Perfiles de nitrógeno	122
	6.7.4	Tasa de utilización de oxígeno (r_{O_2})	124
	6.8	Padrón de flujo	125
7		FRACCIONAMIENTO DEL SUBSTRATO Y PARÁMETROS CINÉTICOS (RESULTADOS)	127
	7.1	Fraccionamiento de la DQO	128
	7.1.1	Curva de DBO	128
	7.1.2	Fraccionamiento del nitrógeno	132
	7.2	Parámetros cinéticos y estequiométricos	134
	7.2.1	Coeficiente de rendimiento heterótrofo, Y_H	134
	7.2.2	Tasa de decaimiento heterótrofo, b_H	136
	7.2.3	Tasa máxima de crecimiento específico heterótrofo, μ_H	137
	7.3	Conclusiones parciales del capítulo 7	138
8		CALIBRACIÓN HIDRODINÁMICA Y DEL SEDIMENTADOR (RESULTADOS)	139
	8.1	Calibración del modelo hidráulico	140
	8.1.1	Pre-simulación de los reactores biológicos	140
	8.1.2	Flujos durante la campaña	143
	8.1.3	Calibración de los modelos hidráulicos	145

	8.1.4	Conclusiones de la calibración hidráulica	150
	8.2	Modelación del sedimentador	151
	8.2.1	Características de los lodos en la planta	151
	8.2.2	Velocidades de sedimentación zonal	152
	8.2.3	Análisis del punto de estado	156
	8.2.4	Conclusiones de la calibración del sedimentador	157
9		CALIBRACIÓN DEL MODELO BIOLÓGICO (RESULTADOS)	158
	9.1	Características del programa GPS-X	159
	9.2	Fase 0: Estimación de S_i con DBO y DQO del efluente	161
	9.3	Fase 1: Fraccionamiento del influente con Influent Advisor	162
	9.4	Fase 2: Estimación del caudal de purga de lodo (Q_{WAS})	166
	9.5	Fase 3: Calibración del sedimentador	168
	9.6	Fase 4: Calibración final en estado estacionario	171
	9.6.1	Discusión sobre la tasa de consumo de oxígeno	176
	9.6.2	Resumen de la calibración en estado estacionario	178
	9.6.3	Índices operativos técnicos (estado estacionario)	179
	9.7	Fase 5: Verificación con base en promedios diarios	179
	9.8	Fase 6: Verificación con datos dinámicos diurnos	182
	9.9	Modelo de la planta completa	187
	9.10	Aplicaciones del modelo	189
	9.10.1	Escenario de incremento de flujo y/o DQO	189
	9.10.2	Mejoría en el sistema de aeración	190
	9.10.3	Dejando fuera los reactores VLR	191
	9.11	Conclusiones sobre la calibración biológica	192
10		CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	194
	10.1	Conclusiones	195
	10.2	Recomendaciones	197
		BIBLIOGRAFÍA	198
		ANEXOS	202

LISTA DE ABREVIATURAS

ASCE	Asociación Americana de Ingenieros Civiles
ASM1	Modelo de lodos activados N°1
ASM2	Modelo de lodos activados N°2
ASM2d	Modelo de lodos activados N°2d (modificado del ASM2)
ASM3	Modelo de lodos activados N°3
CNA	Comisión Nacional del Agua o CONAGUA
CRTC	Comité Técnico de Investigación en Clarificadores
CV	Carga volumétrica
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
F/M	Relación alimento-microorganismos
IVL	Índice volumétrico del lodo
IWA	International Water Association (siglas en inglés)
LPS	Litros por segundo
NOM	Norma oficial mexicana
NTK	Nitrógeno total Kjeldall
OD	Concentración de oxígeno disuelto
OUR	Tasa de consumo de oxígeno (siglas en inglés)
PSI	Libras por pulgada cuadrada (presión)
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
Ptot	Fósforo total
θ	Coefficiente de corrección de temperatura
θ	Tiempo de retención hidráulico
θ_c	Tiempo de retención celular (equivale a SRT)
Q_{WAS}	Flujo de purga de lodos
Q_{RAS}	Flujo de retorno de lodos
SADM	Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey
SCFM	Pies cúbicos por minuto estándar (flujo de aire)
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
SRT	Tiempo de retención de sólidos (siglas en inglés)
SS_D	Sólidos suspendidos dispersos del efluente clarificado
SS_E	Sólidos suspendidos del efluente clarificado
SS_F	Sólidos suspendidos floculados del efluente clarificado
SSLM	Sólidos suspendidos de licor mezclado
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
STOWA	Dutch Foundation for Applied Water Research (siglas en inglés)
Ton seca	Tonelada de sólidos (lodos) en base seca
Verticel™	Proceso de lodos activados patentado por USFilter™
VLR	Vertical Loop Reactor (siglas en inglés)

WERF	Wastewater Environment Research Federation (siglas en inglés)
% ST	Por ciento de sólidos totales, medida de concentración
S_i	Substrato orgánico soluble inerte
S_s	Substrato soluble rápidamente biodegradable
X_i	Substrato orgánico particulado inerte
X_s	Substrato particulado lentamente biodegradable
X_{BH}	Biomasa activa heterótrofa
X_{BA}	Biomasa activa autótrofa
X_p	Materia particulada inerte producto del decaimiento
S_o	Oxígeno disuelto
S_{NO}	Nitritos y nitratos
S_{NH}	Nitrógeno amoniacal libre y ionizado
S_{DN}	Nitrógeno orgánico soluble biodegradable
X_{ND}	Nitrógeno orgánico particulado biodegradable
S_{ALK}	Alcalinidad
Y_A	Coefficiente de rendimiento de autótrofos
Y_H	Coefficiente de rendimiento de heterótrofos
f_p	Coefficiente de inertes del decaimiento
i_{XB}	Fracción de nitrógeno en la biomasa
i_{XP}	Fracción de nitrógeno en los productos
μ_H	Tasa máxima crecimiento específico de heterótrofos,
μ_A	Tasa máxima crecimiento específico de autótrofos
K_S	Coefficiente semi-saturación (substrato)
K_{OH}	Coefficiente semi-saturación, (oxígeno en heterótrofos)
K_{NO}	Coefficiente semi-saturación, (nitratos)
b_H	Tasa de decaimiento de heterótrofos
b_A	Tasa de decaimiento de autótrofos
K_{NH}	Coefficiente semi-saturación (NH_3)
K_{OA}	Coefficiente semi-saturación, (oxígeno en autótrofos)
i_{VT}	Relación SSV/SST
frscod	Fracción soluble de la DQO total
frsi	Fracción inerte soluble de la COD
frxs	Fracción del substrato de la DQO particulada
frxu	Fracción no biodegradable de la DQO particulada
frxbh	Fracción de biomasa heterótrofa de la DQO particulada
frxba	Fracción de biomasa autótrofa de la DQO particulada
frsnh	Nitrógeno amoniacal del NTK
i_{CV}	Relación DQO particulada/SSV
f_{DBO}	Relación DBO_5/DBO_U
i_{XBN}	N contenido en biomasa activa
i_{XUN}	N endógeno contenido/masa inerte

RESUMEN

Dentro de los últimos 25 años, uno de los avances más significativos con referencia al conocimiento sobre tratamiento de aguas residuales, es el desarrollo de una serie de modelos dinámicos capaces de simular el comportamiento complejo de los procesos biológicos a escala real de una planta (lodos activados, digestión anaerobia, bio-películas, entre otros). En particular, el modelo de lodos activados N°1 (ASM1, por sus siglas en inglés) ha sido ampliamente utilizado en el mundo, no así en México; cuya aplicación representa oportunidades de ahorros, mejores diseños y desempeño de las plantas del país.

En la presente investigación, se utilizó un enfoque de modelación para estudiar el caso de la Planta Noreste, una de las tres plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) del área metropolitana de Monterrey, NL, cuyo incremento continuo de flujo, desde su puesta en marcha, derivó en dos ampliaciones mayores en menos de 10 años. La planta, cuya capacidad actual es de 1,250 LPS, utiliza un proceso de lodos activados en cuatro líneas, idénticas dos a dos, formadas por dos reactores centrales alargados ($2 \times 17,830 \text{ m}^3$) de 7 compartimientos cada uno, y dos líneas laterales ($2 \times 4,640 \text{ m}^3$) que tienen cada uno un reactor VLR (variante de zanja de oxidación con circulación vertical del agua) seguido por un tanque de aeración de burbuja fina (BF).

El objetivo principal de la investigación fue modelar, con el ASM1, el proceso de lodos activados de la Planta Noreste, para describir su comportamiento en cuanto a remoción de materia orgánica, nitrógeno y producción de lodo, con el fin de que el modelo calibrado sirva como herramienta de toma de decisión en el futuro.

La metodología utilizada consistió en la integración y puesta en práctica de diferentes estudios intermedios, así como el desarrollo de una secuencia específica de calibración del modelo, con base a una serie de métodos y recomendaciones dispersadas en la literatura. Los estudios intermedios fueron: caracterización para determinar las fracciones de DQO y nitrógeno del influente, determinación de la estructura del modelo hidráulico de la planta, modelación de la sedimentación y realización de pruebas respirométricas.

Para el estudio de fraccionamiento, se realizó una recopilación y análisis de los datos de rutina, a partir de cuya base, se diseñó y realizó una campaña de muestreo y análisis, a fin de caracterizar el influente y efluente (compuestos de carbono y nitrógeno, total y soluble) y determinar así el fraccionamiento de la DQO y del nitrógeno según los requerimientos y la nomenclatura estandarizada del ASM1 (S_s , X_s , S_i , X_i , S_{NH} , S_{ND} , etc). La campaña incluyó la medición de algunos flujos internos en diversas corrientes, la medición de las tasas de consumo de oxígeno, perfiles de oxígeno disuelto, de nitrógeno amoniacal, de nitratos y de temperatura, entre otros. Para el fraccionamiento, se evaluaron dos métodos de cálculo: uno basado en el modelo incluido en el módulo "Influent Advisor" del programa GPS-X, y el otro basado en un modelo conocido en la literatura como "protocolo de caracterización de la STOWA". En promedio, las fracciones S_s , X_s , S_i y X_i , respecto a la DQO total del influente, fueron respectivamente 17%, 41%, 5%, 37% con el método incluido en el GPS-X, contra 13%, 56%, 4%, 27% con base en el método STOWA. Lo anterior mostró que los dos métodos no son equivalentes. Para mantener la coherencia en el estudio, se optó seguir el trabajo con los resultados procedentes del "Influent-Advisor de GPS-X".

Otro requisito importante del procedimiento de calibración fue conocer la hidrodinámica de los reactores, por lo que se llevaron a cabo pruebas de trazador con Rhodamina WT. Los datos se analizaron con un enfoque innovador basado en el uso de un simulador (Aquasim), que permitió establecer que el reactor central, diseñado y construido como flujo tipo pistón con 7 celdas, se representa mejor por un modelo virtual de 5 tanques de mezcla completa (CSTR) en serie, el primero (anóxico) de 2,180 m³ y cuatro (aerados) de 3,912.5 m³. Con las pruebas de trazador, se mostró por otro lado, que el reactor lateral, se representa mejor por un arreglo virtual de 3 CSTR's en serie (uno de 3040 m³ que describe al VLR y dos de 800 m³ que describen al tanque de burbuja fina, más una pequeña recirculación interna de 262 m³/d, del tanque 3 al 1).

En cuanto a la calibración del sedimentador secundario, el estudio permitió determinar los parámetros del modelo de Vesilind (v_0 11.5 m/h y n 0.38 m³/kg) a partir de pruebas de sedimentación en columna, y comprobar que son identificables de forma única. Estos datos fueron transferidos luego al programa de calibración del modelo biológico.

Finalmente, para la calibración del modelo biológico, se utilizó el programa GPS-X; la base de datos fue carbón-nitrógeno (cnlib), el modelo biológico fue ASM1 y la opción de modelo de influente fue "CODfractions" (mismo que fue evaluado previamente con "Influent Advisor"). Se desarrolló y aplicó un procedimiento de calibración, que junto a las etapas previas de caracterización del influente, hidrodinámica de los reactores y calibración del sedimentador, consistió en las siguientes fases: Fase cero (estimación de S_i con base a DBO y DQO del efluente), Fase uno (transferencia de los parámetros de fraccionamiento en simulador), Fase dos (estimación del volumen de purga Q_{WAS}), Fase tres (terminación de la calibración del sedimentador), Fase cuatro (calibración en estado estacionario), Fase cinco (verificación de la calibración en estado estacionario con promedios diarios) y Fase seis (verificación con base a datos dinámicos diurnos). Así mismo se construyó el modelo de la planta completa (cuatro reactores y tres clarificadores) para plantear las aplicaciones del modelo.

El modelo calibrado fue capaz de describir de forma adecuada la calidad del efluente (carbono y nitrógeno) y la producción del lodo, en especial en estado estacionario. Por lo que se considera exitosa la secuencia de calibración desarrollada y puesta en práctica en el proyecto, y que presenta una contribución al esfuerzo internacional de estandarización de los procedimientos de calibración del ASM1.

Los resultados obtenidos de la aplicación del modelo calibrado sugieren que se podría dejar fuera de operación al menos un reactor VLR, en el verano, sin afectar el desempeño de la planta. En el futuro, se recomienda incluir el proceso de aeración en la modelación, así como otra campaña de muestreo que permita complementar y verificar la calibración del modelo en régimen dinámico.

Probablemente, sin precedente de que se tenga referencia, la investigación llevada a cabo representa el primer caso de una planta de tratamiento de lodos activados en la República Mexicana, en el que se llevó a cabo un estudio extenso de modelación y calibración con el ASM1. Lo anterior constituye una contribución substancial en los esfuerzos llevados a cabo para introducir la práctica de modelación en las plantas del país.

ABSTRACT

Within the last 25 years, one of the most significant advances, as for knowledge on wastewater treatment, is the development of a series of dynamic models capable to simulate the complex behavior of the biological processes into a full scale plant (activated sludge, anaerobic digestion, bio-films, between others). Especially, the Activated Sludge Model N°1 (ASM1) has been worldwide used, not thus in Mexico, but it represents opportunities of savings, better designs and performance of the plants of the country.

In the present investigation, a modeling approach was in use to study the case of the Noreste plant, one of three municipal wastewater treatment plants (WWTP) in metropolitan area of Monterrey, NL, whose continuous increase of flow, from its start, derived in two major extensions in less than 10 years. The plant which current capacity belongs to 1,250 LPS uses a process of activated sludge in four lines, identical two to two formed by two central long reactors ($2 \times 17,830 \text{ m}^3$) of 7 compartments each one, and two lateral lines ($2 \times 4,640 \text{ m}^3$) that have each one a VLR (variant of an oxidation ditch, but with a vertical flow of the water) followed by a fine bubble aeration (FB) tank..

The principal aim of this investigation was the modelling, with ASM1, of the activated sludge process at the Noreste WWTP, to describe its behavior with respect to organic matter and nitrogen removal, as well as sludge production rate, so that the calibrated model can be used as a decision tool in the future.

The methods used to carry out this investigation consisted of the integration and realization of different intermediate studies, as well as the development of a specific sequence of calibration for the biological model, based on a series of methods and recommendations that are dispersed in the current literature. The intermediate studies were: characterization to determine the COD and nitrogen fractions of the influent, determination of the hydraulic structure of the model of the plant, modelling the sedimentation basin and accomplishment of respirometric experiments.

For the study of the fractions, a compilation and analysis of routine data was made, from which, a campaign of sampling and analysis was designed and realized with the aim to characterize the influent and effluent (compounds of carbon and nitrogen, total and soluble) and to determine therefore the COD and nitrogen fractions, according to the requirements and the standardized nomenclature of ASM1 (S_s , X_s , S_i , X_i , S_{NH} , S_{ND} , etc). The campaign also included the measurement of some internal flows in diverse currents, the measurement of the rates of oxygen consumption, the profiles of dissolved oxygen, ammoniacal nitrogen, nitrate and temperature, between others. For the fractioning, two methods of calculation were evaluated: one based in the model included in the module "Influent Advisor" of GPS-X program, and other one based on a model known in the literature like "Characterization Protocol of the STOWA ". In average, the fractions S_s , X_s , S_i and X_i , expressed with respect to the total COD, were respectively 17%, 41%, 5%, 37% with the method included in the GPS-X, against 13%, 56%, 4%, 27% based in the STOWA method. This showed that both methods are not equivalent. Then soon, to maintain the coherence in the study, it was chosen to follow the work with the results coming from the "Influent-Advisor of GPS-X".

Another important requirement of the calibration procedure was to know the hydrodynamics of the reactors, for what a tracer test with Rhodamine WT was carried out. The information was analyzed with an innovative approach based on the use of a simulator (Aquasim), which allowed to establish that the central reactor, designed and constructed as a piston flow type with 7 cells, is better represented by a model of 5 virtual in series completely mixed tanks (CSTR), the first one (anoxic) of 2,180 m³ and four (aerated) of 3,912.5 m³. With the tracer test, it also appeared that the lateral reactor is better represented by a virtual arrangement of three CSTRs in series (one of 3040 m³ that describes to the VLR and two of 800 m³ that describe to the tank of fine bubble (BF), plus a small internal recirculation of 262 m³/d, from tank 3 to tank 1).

For the secondary settler calibration, the study allowed to find the parameters of Vesilind model ($v_0 = 11.5$ m/h and $n = 0.38$ m³/kg) from a series of sedimentation test in a column, and to verify that n and v_0 are uniquely identifiable. These data was transferred then to the program of calibration for the biological model.

Finally, for the calibration of the biological model, the GPS-X program was used; the data base library selected was the carbon-nitrogen (cnlib) option, the biological model was ASM1 and the influent model was "CODfractions" (the same that was evaluated before with the "Influent Advisor"). A procedure of calibration was developed and applied, to itself, which was combined with the previous stages carried out to characterize the influent, the hydrodynamics and the sedimentation, and consisted of the following phases: Phase zero (estimation of S_i based on the BOD and COD of the effluent), Phase one (transference of the parameters of fractionation into the simulator), Phase two (estimation of waste activated sludge flow Q_{WAS}), Phase three (completion of the calibration of the settler), Phase four (calibration in steady state), Phase five (verification of the calibration in steady state with daily averages) and Phase six (verification with dynamic diurnal data). Also the model of the complete plant was constructed (four reactors and three clarifiers) for its use during the applications studies..

The calibrated model was able to adequately describe the quality of the effluent (carbon and nitrogen) and the sludge production, especially in steady state; reason why the calibration sequence of developed and put in practice in the project was considered as a successful experience. This represents a contribution to the international effort of standardization of the procedures of calibration for ASM1.

The results obtained from the application of the calibrated model suggested that, at least, a VLR reactor could be kept outside of operation in the summer, without affecting the performance of the plant. In the future, a recommendation is made to include the modelling of the aeration process, as well as realize another sampling campaign that allows to complement and verify the calibration of the model in dynamic conditions.

Probably, without any precedent, this investigation represents the first full modelling case of a wastewater activated sludge plant in Mexico, in which an extensive sampling program for influent characterization, hydraulics modelling and calibration with ASM1 were carried out. This constitutes a substantial contribution in the efforts realized to introduce the practice of modelling in the WWTP of the country.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

Uno de los indicadores más importantes que usa el Banco Mundial, relacionado con el desarrollo de las poblaciones, es la disponibilidad y sustentabilidad del recurso agua. Lo anterior va asociado con las acciones para mantener la calidad de las fuentes de abasto, lo cual significa descargar las aguas residuales bajo normas, con el fin de preservar en tiempo y forma los recursos hidráulicos, considerados patrimonio de las futuras generaciones.

En México, en materia de saneamiento y control de la contaminación, ya se dieron los pasos necesarios por parte de las autoridades, al consolidar un conjunto de normas para descarga a cuerpos receptores y/o para reuso (NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997). Sin embargo, a la fecha existe rezago en su cumplimiento a nivel nacional, ya sea por falta de recursos técnicos, económicos o de personal dedicado.

En cuanto a Monterrey y su área metropolitana, actualmente toda el agua residual es descargada bajo tratamiento en el Río Pesquería, a través de tres plantas (Dulces Nombres 5,000 LPS, Norte 2,500 LPS y Noreste 1,250 LPS). Este programa de saneamiento formó parte del gran Proyecto Monterrey IV, iniciado a finales del siglo pasado, y cuyo alcance fue la implementación de la Presa El Cuchillo, su acueducto de 104 km y 2.13 m de diámetro con sus estaciones de bombeo, la adecuación de la planta potabilizadora de San Roque y la ampliación de la infraestructura de agua y drenaje.

Debido a la condición de clima caluroso en Monterrey y la escasez de agua, el reuso de agua tratada ha sido y seguirá siendo un factor importante para el sostenimiento de la actividad industrial, sin embargo, para fomentar el reuso de

forma generalizada, deberá de mejorarse la calidad del efluente de las plantas de tratamiento y cumplir requisitos cada vez más exigentes, donde destaca la remoción de nutrientes.

El presente trabajo de modelación aborda a la Planta Noreste, en virtud de haber visto incrementar su caudal en un tiempo relativamente corto, de forma por demás inusual, lo que derivó en dos ampliaciones sucesivas. A la fecha está ya operando muy próxima al límite del flujo de diseño (1,250 LPS) y se prevén más incorporaciones de agua residual, debido a nuevos desarrollos habitacionales fincados en su cuenca de aportación.

Lo anterior sienta la necesidad de contar con un soporte adecuado para la toma de decisiones técnicas y económicas que permitan ampliar y/o mejorar su desempeño y la consecuente implementación de estrategias para su control, lo cual se puede alcanzar a través de su modelación.

El primer paso será la implementación del modelo de lodos activados N°1 (ASM1), para describir el proceso. La calidad de las predicciones del modelo depende de una calibración confiable, para lo cual se requiere de información detallada del comportamiento hidráulico y un conocimiento pleno de las características del agua residual, de las propiedades de sedimentación y de la cinética de producción del lodo, lo que constituye el objeto de la presente tesis doctoral.

El interés para desarrollar el presente trabajo de modelación y simulación del proceso de lodos activados en la planta Noreste, del área metropolitana de Monterrey, NL, radica en el objetivo de implementar el modelo ASM1, y a través del mismo, la búsqueda de equilibrio entre la economía y estabilidad del proceso, tratando de optimizar el uso de la infraestructura existente (tanques, equipos, etc), a fin de obtener un producto final que cumpla las expectativas que tiene previsto el organismo operador.

Para llevar a cabo la investigación, se diseñó una campaña intensa de medición, muestreo y análisis; tanto a escala real, como de laboratorio; experimentos de respirometría, pruebas de trazador y sedimentabilidad, la utilización de Aquasim para estimación de parámetros y el programa GPS-X para calibración del modelo ASM1 en la Planta Noreste.

Para una mejor comprensión, el capítulo 2 está centrado en los antecedentes, mientras que el capítulo 3 presenta el estado de arte respecto a la modelación, lo que permite el planteamiento del problema en el capítulo 4. Los materiales y métodos se detallan en el capítulo 5. La campaña de muestreo y análisis se presenta en el capítulo 6, para abordar el fraccionamiento del substrato y la obtención de los parámetros cinéticos en el capítulo 7. La calibración hidráulica de los reactores y la del sedimentador se encuentran en el capítulo 8, para finalmente presentar la calibración del modelo biológico en el capítulo 9. En el capítulo 10 se plantean las conclusiones y recomendaciones. Los anexos y la relación de la bibliografía consultada se encuentran al final.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES

ANTECEDENTES

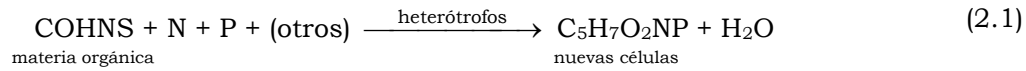
2.1 PRINCIPIO DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

El proceso de lodos activados involucra simplemente la puesta en contacto del agua residual con un cultivo de microorganismos bajo condiciones aeróbicas. Es un proceso de flujo continuo con biomasa suspendida, debiendo mantenerse constante la concentración adecuada dentro del reactor, a través del retorno de lodos, la purga y el control del tiempo de retención de sólidos (SRT).

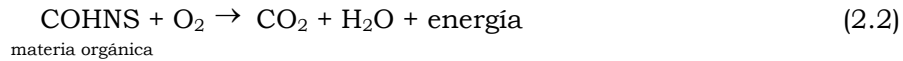
2.1.1 Crecimiento de heterótrofos

La remoción de la fracción carbonácea está definida a través del crecimiento de los microorganismos heterótrofos, que utilizan la materia orgánica como fuente de carbono para síntesis de células nuevas (crecimiento) y oxidación de otra fracción de la materia orgánica y otros productos simples, (MOP OM-9, 1987). La materia orgánica se transforma en biomasa activa y CO_2 , estos organismos serán capaces de agruparse formando flóculos biológicos, con características adecuadas de sedimentación y pasar al clarificador donde tiene lugar la separación por gravedad. En el fondo del tanque se concentra la fase sólida (lodo) para retornar al proceso, mientras que el sobrenadante (efluente clarificado) desborda por la canaleta con la calidad acorde al límite de descarga. Otra porción pequeña de lodo es purgada desde la línea de retorno, la cantidad a purgar corresponde a la producción diaria de lodo. La composición de la biomasa (base seca) es 80% orgánico y el resto inorgánico, la fracción volátil suele definirse como $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{NP}$. La parte inorgánica incluye K, Na, Mg, S, Ca, Fe y otros elementos (trazas). La biomasa heterótrofa lleva a cabo la conversión de la materia orgánica (COHNS), según las siguientes relaciones estequiométricas (ecuaciones 2.1, 2.2 y 2.3):

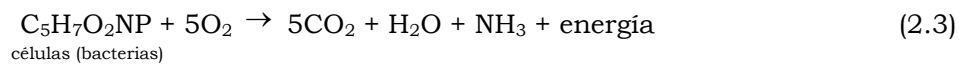
Síntesis celular:



Oxidación del sustrato:



Metabolismo endógeno:



El proceso original ha sido modificado en el transcurso de los años, en función del factor de carga (F/M), por la manera de alimentación y/o suministrar el oxígeno y por las características del influente (proceso de Krauss). La tabla 2.1 presenta una relación parcial de dichas modalidades, Metcalf & Eddy (2003).

Tabla 2.1 Diversas modalidades del proceso de lodos activados						
PROCESO	θ_c , d	F/M, d-1	CV, Kg/m ³ /d	SSLM, g/l	$\theta = V/Q$, h	Qr/Q
Convencional tipo pistón	3-15	0.2-0.5	20-40	1-3	4-8	0.25- 0.75
Mezcla completa	1-15	0.2-1.0	50-120	1-6.5	3-5	0.25-1.0
Alimentación escalonada	3-15	0.2-0.5	40-60	1.5-3	3-5	0.25-0.75
Estabilización por contacto (*)	5-15	0.2-0.6	60-75	1-3 4-9	0.5-1 3-6	0.50-1.50
Aeración extendida	20-30	0.05-0.2	10-25	1.5-5	18-36	0.50-1.50
Proceso alta tasa	5-10	0.4-1.5	100-1,000	3-6	2-4	1.0-1.50
Proceso Krauss	5-15	0.3-0.8	40-100	2-3	4-8	0.50-1.0
Oxígeno puro	3-10	0.25-1.0	100-200	3-8	1-3	0.25-0.50
Zanja de oxidación	10-30	0.05-0.3	5-30	1.5-5	8-36	0.75-1.50

(*) Los valores dobles se refieren los tanques de contacto y estabilización. SSLM = sólidos suspendidos de licor mezclado. CV = carga volumétrica

Referente a la tasa de carga orgánica aplicada; hay tres tipos de modalidades: baja, media y alta carga, referida a la masa de sustrato (F) aplicada a diario a una cantidad de biomasa activa (M), esta relación se llama F/M (ecuación 2.4):

$$F/M = \frac{S_o}{\theta * X} \quad (2.4)$$

Donde: F/M = relación alimento-microorganismos, g DQO/g VSS/d; S_0 = concentración de sustrato aplicado (inicial), g DQO/m³; θ = tiempo de retención hidráulico, V/Q , d y X = biomasa, g VSS/m³

Las características del influente, las condiciones ambientales, el tipo de reactor (grado de mezclado) y forma de operación determinan en gran medida el tipo de población que se desarrollará. Un aspecto importante constituye el suministro de oxígeno, necesario para el soporte del crecimiento de la biomasa heterótrofa y autótrofa, así como para la oxidación de la fracción carbonácea y del nitrógeno amoniacal y para mantener un nivel de OD.

Los caudales, en general, son notados con (Q). Las concentraciones de la biomasa y del sustrato se denotan por X y S, respectivamente. Para referirse al influente (condiciones de entrada) se suele utilizar el subíndice (o), para el efluente el subíndice (e), para el retorno de lodos el subíndice (r) y para la purga el subíndice (w). En la figura 2.1, se presenta el esquema del proceso.

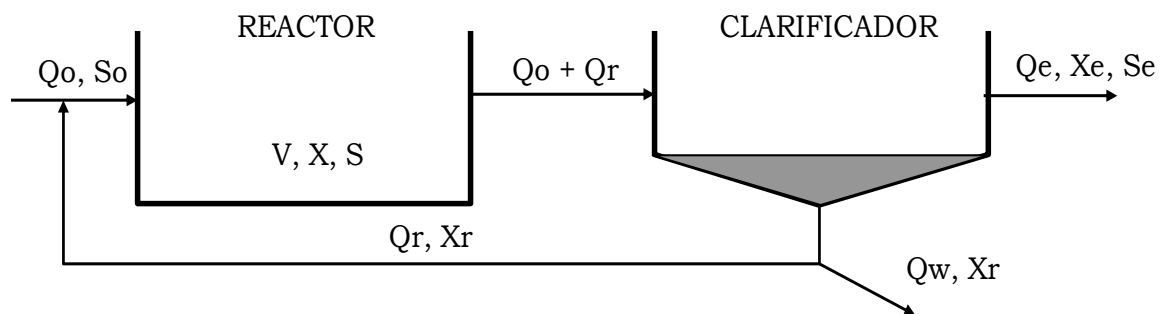


Figura 2.1.- Esquema del proceso de lodos activados

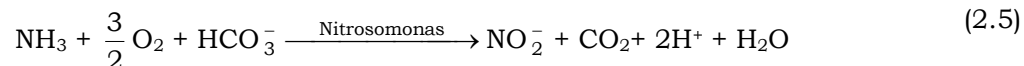
2.1.2 Crecimiento de autótrofos

Las bacterias autótrofas que oxidan el amoníaco a nitritos y nitratos (llevan a cabo la nitrificación), tienen la habilidad para utilizar la materia inorgánica (CO_2) como fuente de carbono. Siendo autótrofos estos organismos, obtienen su energía

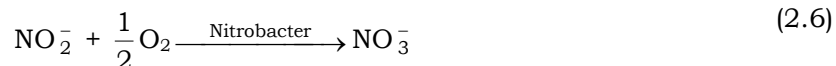
a partir de la oxidación del amoníaco (NH₃) a nitrato (NO₃); por lo cual su tasa de reproducción es más lenta, comparada con los heterótrofos; la energía disponible es relativamente pequeña, pero suficiente, ya que los organismos nitrificantes están presentes en cantidades limitadas, pero son suficientes para completar la nitrificación. Además requieren condiciones aeróbicas y temperatura acorde.

En la demanda bioquímica de oxígeno total, existe una fracción asociada con la oxidación del nitrógeno amoniacal; esto ocurre cuando la edad del lodo es mayor y el sistema tiene capacidad para suministrar el oxígeno suplementario. Las bacterias autótrofas del género *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* son responsables de la conversión que se da en dos etapas, ecuaciones 2.5 y 2.6 (Metcalf & Eddy, 2003).

En la primera de ellas, el amoníaco es convertido en nitrito:



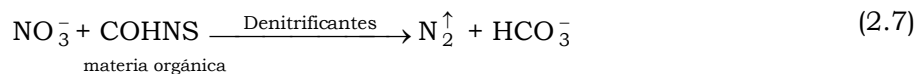
En la segunda etapa, el nitrito es convertido en nitrato:



Durante la conversión del amoníaco a nitrato se produce acidez mineral, si la alcalinidad es insuficiente, el descenso del pH inhibirá la nitrificación; por cada kg de amoníaco que se oxida, se consumen 7.14 kg de alcalinidad (CaCO₃), 4.6 kg de O₂, se producen 0.15 kg de células nuevas y se consumen 0.09 kg de CO₂. La concentración aceptable de OD es entre 2.0 a 2.5 g/m³. Metcalf & Eddy, (2003) menciona que θ_c > 8 d, previene el sostenimiento adecuado de la población de organismos nitrificantes evitando escapen del sistema vía purga de lodos.

Estrictamente, la nitrificación no representa la remoción del nitrógeno, es solamente un cambio de forma con una consiguiente eliminación de la demanda de oxígeno y toxicidad asociados con el amoníaco. Para remover el nitrógeno es

necesaria la denitrificación, que se da en un ambiente anóxico, por bacterias heterótrofas, donde los nitratos se reducen a nitrógeno gaseoso (N₂), y escapa del sistema. Cuando ocurre denitrificación, la alcalinidad y demanda de oxígeno se benefician con un crédito (recuperan en parte lo que se consumió durante la nitrificación). Sin embargo, este proceso no opera con una oxidación intermedia del NH₃, (40 a 80%); la condición de estabilidad se alcanza cuando ocurre la oxidación completa del amoníaco (> a 90%). La denitrificación se describe de la siguiente manera (ecuación 2.7):



El desempeño exitoso de una planta de tratamiento depende de la rapidez con que el substrato es adsorbido, sintetizado y oxidado por la biomasa activa, así como del tiempo que permanece en el sistema (edad de lodo); cuanto más eficiente sea el proceso aprovechando dichos factores y condiciones, tanto más eficiente resultará el tratamiento. Para lo cual es fundamental el control del tiempo de retención de sólidos, la concentración del licor mezclado, la tasa de retorno de lodos, el volumen de la purga y el mantenimiento de las condiciones aeróbicas a través del oxígeno disuelto.

2.2 NORMATIVIDAD EN MÉXICO

Según se mencionó al inicio del presente trabajo, es importante tener referencia de la normatividad en México. La norma NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF 1997) establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria. Esta norma no se aplica a descargas de aguas provenientes de drenajes separados de aguas pluviales. Dependiendo del cuerpo receptor y del uso de éste, se tienen los límites indicados en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (tabla 2.2)

Tabla 2.2 Límites permisibles para contaminantes básicos - NOM-SEMARNAT-001-1996

Parámetros en (g/m ³)	Ríos					
	Riego agrícola (A)		Uso público urb. (B)		Protección vida acuática (C)	
	PM	PD	PM	PD	PM	PD
Temp, °C (1)	NA	NA	40	40	40	40
G&A (2)	15	25	15	25	15	25
Materia flotante (3)	A	A	A	A	A	A
S Sed, (m/l)	1	2	1	2	1	2
SST	150	200	75	125	40	60
DBO5	150	200	75	150	30	60
Ntot	40	60	40	60	15	25
Ptot	20	30	20	30	5	10

A = ausente; PD = prom diario; PM = prom mensual; NA = no aplicable; (A, B y C): Cuerpo receptor según Ley Federal de Derechos; (*) Medición total (1) Instantáneo; (2) Muestra simple; (3) Ausente

La tabla 2.2 solo presenta la columna de “Descarga a Ríos” de dicha norma, es la que aplica a la Planta Noreste; destaca el inciso C (Protección de vida acuática) por sus límites más estrictos. Según se observa, esta norma (NOM-001) es poco exigente en cuanto a los nutrientes (N y P), pero aún así dista mucho de los límites de descarga en países desarrollados, por ejemplo, en el caso de Suecia, se tienen como límites 10 g/m³ de DBO, 10 g/m³ de nitrógeno total y 0.3 g/m³ de fósforo (Manbem y Palmgren, 2004).

Sin embargo, la posibilidad de reuso (comercialización), plantea el interés para mejorar la calidad del efluente y el desempeño de la planta, con base en la modelación. La normatividad contempla este aspecto, por lo que, en julio de 1997 fue publicada la NOM-003-SEMARNAT-1997, (DOF, 1998) estableciendo límites máximos permisibles de contaminantes, para las aguas residuales tratadas que se reutilicen en servicios al público, ver tabla 2.3

Tabla 2.3 Límites máximos para reuso del agua - NOM-003-SEMARNAT-1997

Tipo de reuso	Promedio mensual				
	Colif fecales NMP/100 ml	H. Helminto h/l	G&A g/m ³	DBO ₅ g/m ³	SST g/m ³
Servicios al público con contacto directo	240	1	15	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1,000	5	15	30	30

El agua reusada en servicios al público, no deberá contener concentraciones de metales pesados y cianuros mayores a los límites máximos permisibles establecidos en la columna que corresponde a embalses naturales y artificiales con uso en riego agrícola (tabla 2.2 NOM-001-SEMARNAT-1996)

Se mencionan dos tipos de reuso (contacto directo o indirecto), destacan los límites en coliformes fecales y huevos de helminto. Así mismo, los valores de DBO y SST, que son aún más estrictos que la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Para el caso de la Planta Noreste, el área de oportunidad es el reuso de agua que, interconectando las otras plantas en un circuito, se podrá dar servicio a giros como generación de energía eléctrica, torres de enfriamiento y riego de áreas verdes de los parques industriales del área metropolitana de Monterrey, NL.

2.3 PRESENTACIÓN DE LA PLANTA NORESTE

La planta Noreste es parte del sistema de saneamiento del área metropolitana de Monterrey, que fue diseñada y construida en 1994 y terminada en mayo de 1995, por el consorcio ganador de la licitación internacional bajo la modalidad de “Responsabilidad Total Única”, es decir, llave en mano.



Figura 2.2.- Vista aérea de la Planta Noreste (año 2000)

La capacidad original prevista fue 500 LPS y fue proyectada considerando dos trenes, sin tratamiento primario, bajo el concepto de aeración extendida con reactores de flujo tipo pistón de 15,847 m³ cada uno, incluyendo una zona de

anoxia de 3,875 m³ al inicio, con agitación sumergida y una zona aerobia de 11,972 m³ con aeración superficial, más dos tanques aerados superficialmente ubicados a los costados, de 4.434 m³ cada uno, cuyo “influyente” era lodo de retorno para su reactivación, según se aprecia en la figura 2.2

Cada reactor tiene 114.5 m de largo, 34.6 m de ancho y 4.0 m de tirante normal. Como es un tanque de flujo tipo pistón, cuenta con mamparas, a manera de laberinto con 7 celdas, las dos primeras (anoxia) de 14 m de largo y las cinco restantes de 17.3 m cada una. En cada celda de anoxia se tenía 2 agitadores sumergibles de 5 HP (4 por reactor) y las celdas aerobias estaban equipadas con 10 turbinas de baja velocidad de aeración superficial de 100 HP (2 por celda). En cuanto a los tanques de reactivación del lodo de retorno, cada uno tiene 71.8 m de largo, 14.36 de ancho y un tirante de 4.3 m (altura requerida para verter por gravedad al reactor). El arreglo de las turbinas consistía en cinco unidades de 75 HP por cada tanque. El diseño original consideraba la denitrificación, ya que estaba prevista una recirculación interna de licor mezclado a una tasa de 2 a 3 veces el flujo nominal, donde convergen el influente y el lodo de retorno previa reactivación. De esta forma, el lodo alcanzada la estabilización. Ver figura 2.3.

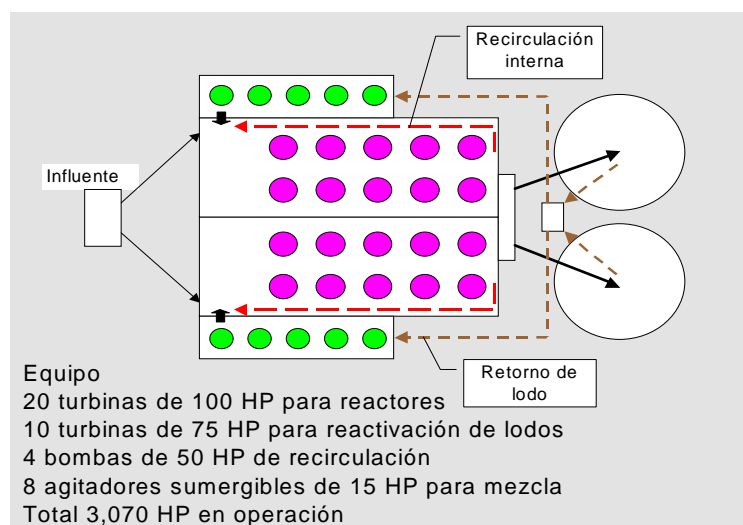


Figura 2.3.- Configuración original de los reactores para 500 LPS

2.3.1 Primera ampliación

La capacidad fue rebasada al poco tiempo, por lo que el año 2000 fue ampliada a 750 LPS. El proyecto consistió en convertir los tanques laterales en reactores Verticell™, para 250 LPS, el tirante quedó en 4.5 m (vol. nuevo 4,640 m³ c/u).

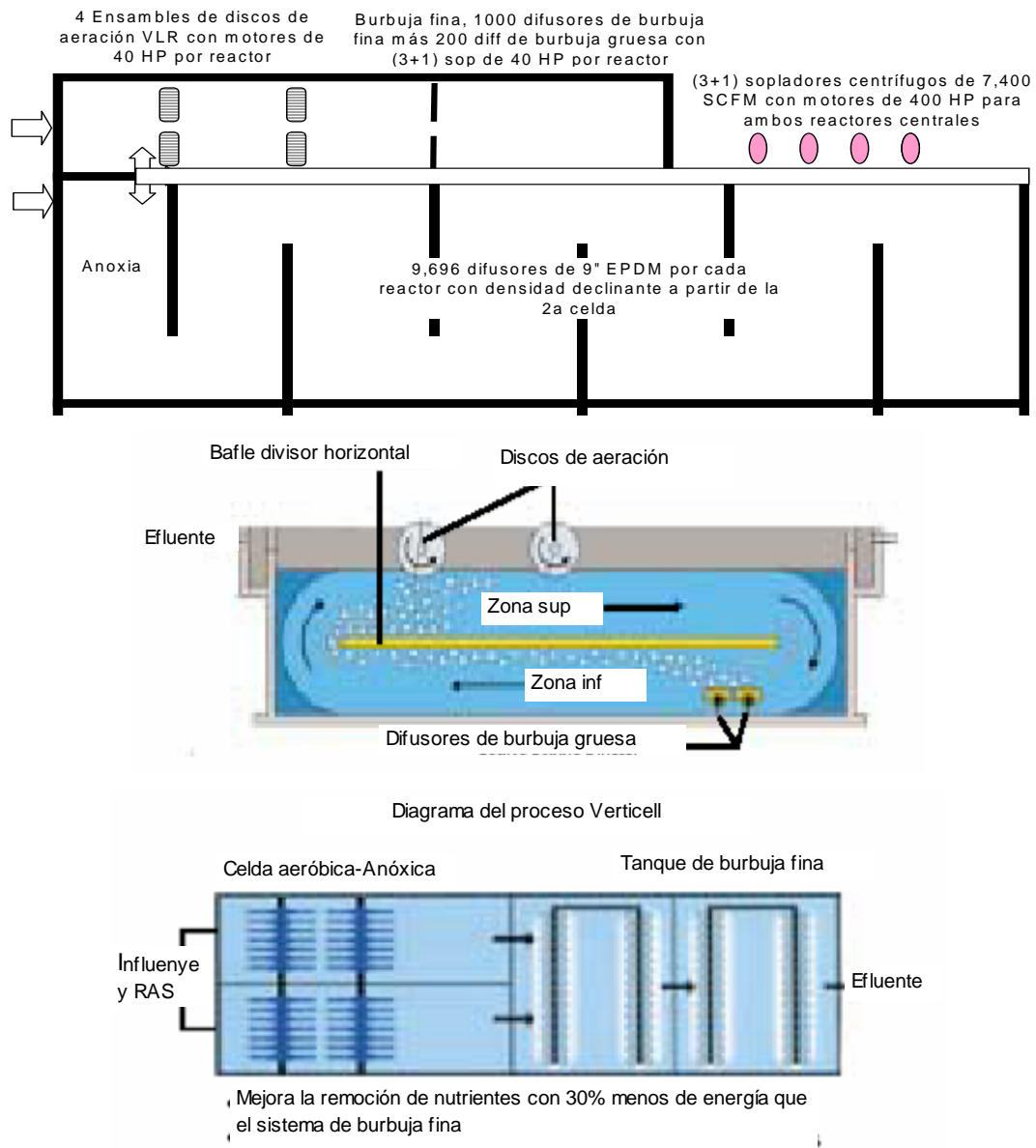


Figura 2.4.- Información del sistema de aeración actual de reactores centrales y VLR's

Los reactores Verticell™, consisten en dos partes, la primera es el reactor VLR (Vertical Loop Reactor) por sus siglas en inglés, tiene una placa horizontal a media altura, en el fondo tiene difusores de burbuja gruesa para propiciar el flujo en la parte inferior y en la superficie cuenta con ensambles de discos de aeración. La segunda parte consiste en un tanque de burbuja fina. (figuras 2.4 y 2.5). El aire para la burbuja fina y para la burbuja gruesa es alimentado por 3 sopladores de desplazamiento positivo (40 HP).

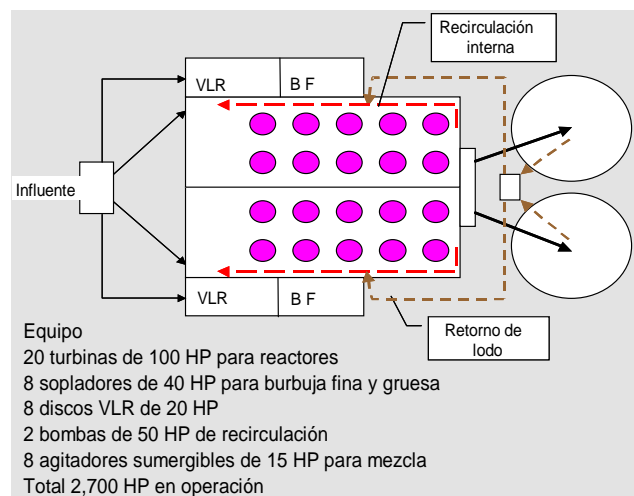


Figura 2.5.- Configuración de la primera ampliación a 750 LPS

Esto tuvo como consecuencia la combinación de dos tecnologías, la mayor parte del flujo (500 LPS) se trataba en los reactores centrales con el proceso original y la otra fracción (250 LPS) en los reactores Verticell™, cuyo diseño requería una edad de lodo de 5.7 d. Como el retorno de lodos era compartido, había duda que si al cabo del tiempo sería la misma edad de lodo. Aunque la calidad del efluente fue aceptable, el nitrógeno amoniacal se vio con baja eficiencia de remoción.

2.3.2 Segunda ampliación

Con el tiempo el flujo ha mantenido un franco incremento (según se observa en las gráficas históricas), por lo que se planeó una segunda ampliación, esta vez a

1,250 LPS, que a la fecha ya se encuentra operando. La distribución de flujo es 500 LPS para cada reactor central y 125 LPS para cada reactor lateral. El alcance consistió en reemplazar el sistema original de turbinas de aeración superficial por un sistema nuevo de 19,392 difusores de fondo de burbuja fina de 9", a fin de tener escalonamiento en su densidad, considerando solo 6 celdas, con un requerimiento de aire de 22,200 SCFM vs 8.5 PSIG, para lo cual se requirieron 3 sopladores centrífugos de 400 HP, así como la implementación de un nuevo (tercer) clarificador secundario de 50 m de diámetro, (figura 2.6), además la ampliación de la capacidad de pretratamiento (rejilla y desarenador, etc). Con lo anterior quedó cancelada la denitrificación, ya que la recirculación interna quedó fuera de servicio, además que el tiempo de retención se redujo a la mitad.

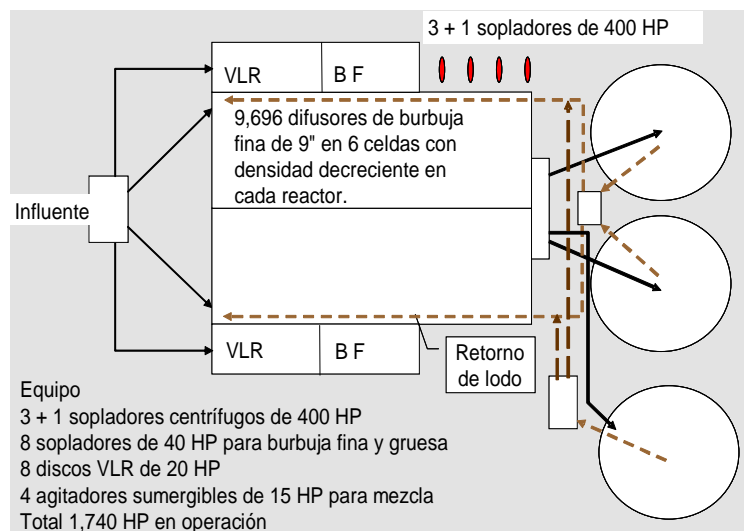


Figura 2.6.- Configuración de la segunda ampliación

Para lograr mayor eficiencia de transferencia de oxígeno, el tirante se fijó en 4.5 m, quedando el volumen en 17,828 m³. La primer celda mantiene el ambiente anóxico, como selector biológico y control de filamentosos. Las restantes celdas tienen ambiente aeróbico con un sistema de difusores de fondo de burbuja fina (11,396 difusores de 9" por reactor), con diseño escalonado, el aire es proveído por (3+1) sopladores centrífugos de 7,400 SCFM vs 8.5 PSIG y motor de 400 HP.

2.3.3 Información histórica de la planta

Flujo influente.- A fin de ilustrar en forma objetiva el historial del influente, se ha recopilado información desde junio de 1996 a agosto de 2006. Se presentan los flujos promedios mensuales tanto del influente que llega por el colector y flujo tratado (ver figura 2.7). Hay que considerar que en el influente total, están incluidas además, aguas pluviales incorporadas al drenaje.

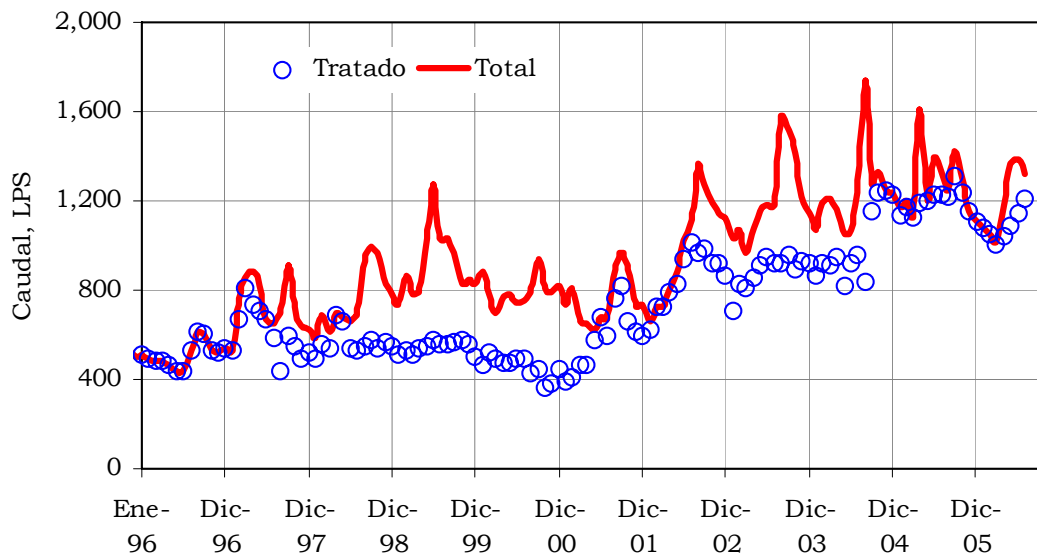


Figura 2.7.- Gráfica histórica del flujo en la planta Noreste

Se observa que de 1997 al 2001, el flujo influente se mantuvo de forma sostenida, alrededor de 800 LPS; la primera ampliación empezó a operar en 2001, pero el flujo continuó creciendo, lo que derivó en la segunda ampliación, que entró en operación a fines de 2004.

Calidad del influente.- Solo se incluyen SST, DQO, DBO, NTK y NH₃. Se observa que de 2000 a 2002, se presentó un incremento en general de los contaminantes, pero, a partir de 2003 han ido a la baja. Lo anterior respalda la presunción de

infiltraciones en la red de drenaje ubicada en la cuenca de aportación a la planta, ya que los flujos mínimos no lo son tanto respecto al promedio diario. Se presenta la siguiente gráfica de calidad del influente, desde enero de 1996. (figura 2.8).

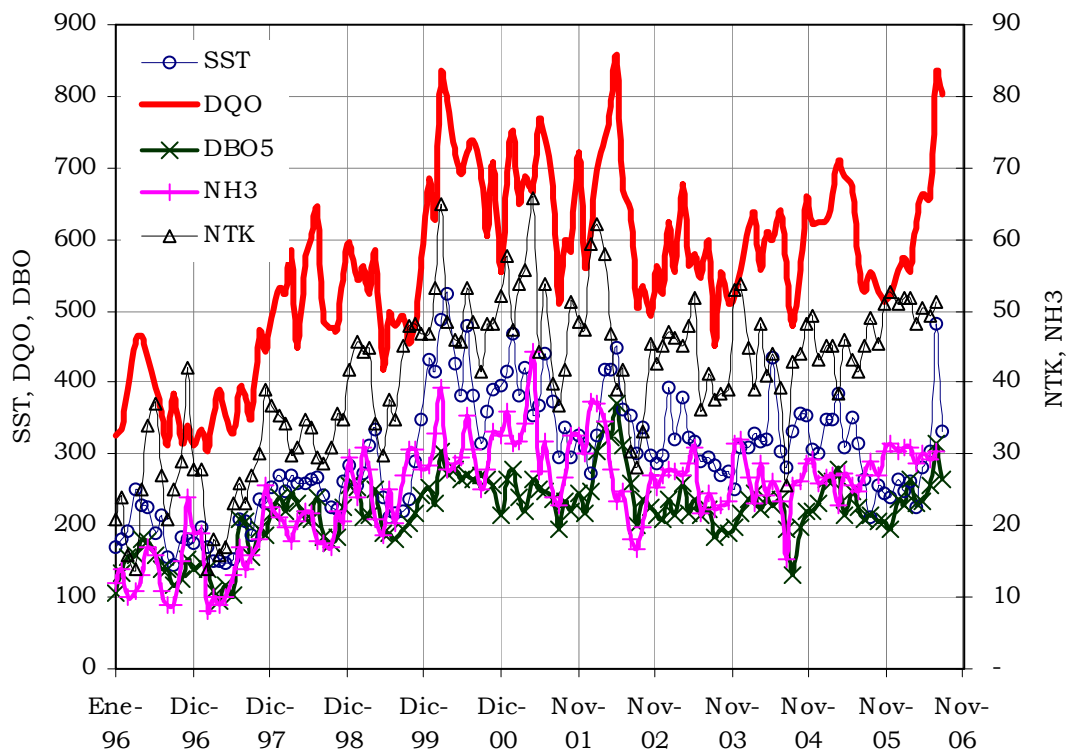


Figura 2.8.- Gráfica histórica de la caracterización del influente (en g/m³)

Actualmente la Planta Noreste está muy próxima al flujo de diseño (1,250 LPS) y se prevé en un futuro cercano mayor incremento de flujo, debido a nuevos desarrollos habitacionales en su cuenca de aportación. Sin embargo, la frecuencia de descargas industriales, ya sea por sobrecarga y/o toxicidad, se ha incrementado últimamente, debido a que se han instalado más empresas en la cuenca de aportación y a la carencia de un primario repercute en su desempeño.

Lo anterior exhibe la necesidad de contar con el soporte técnico adecuado para la toma de decisiones que permitan expandir y/o eficientar el desempeño de la

planta con las consecuentes implementaciones de estrategias para su control, lo cual se puede alcanzar a través de su modelación.

Calidad del efluente.- También se incluyeron los mismos parámetros (solo para fines de comparación), se puede observar que la DQO se mantuvo alta durante los primeros años, pero a la fecha anda en el orden de 60 g/m^3 , la DBO se ha mantenido debajo de 10 g/m^3 durante todo el tiempo. Ver figura 2.9

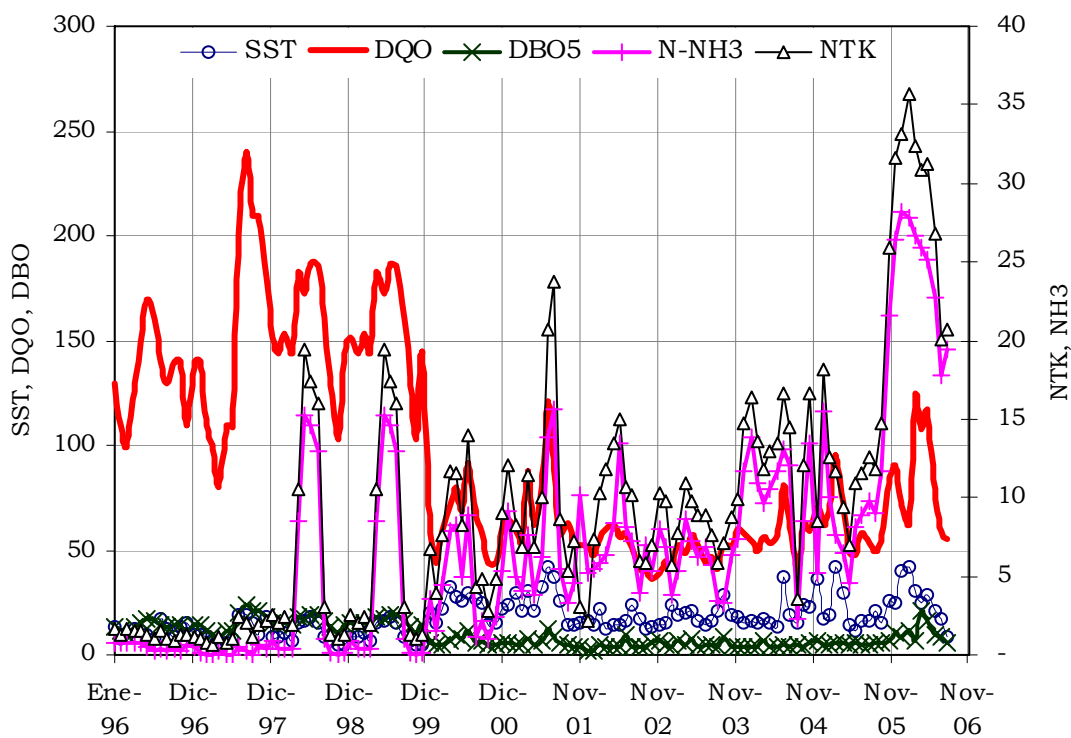


Figura 2.9.- Gráfica histórica de la caracterización del efluente (en g/m^3)

En cuanto al nitrógeno, se observa que al inicio estuvo por debajo de 5 g/m^3 , pero luego se vio incrementado. Pudiese ser consecuencia de reducir la edad del lodo y/o haber cancelado la denitrificación. Sin embargo, se observa en el último año, que NH_3 y NTK (eje secundario) se han visto muy altas con respecto a los datos históricos, lo que sí es motivo de preocupación.

2.4 PRESENTACIÓN DEL MODELO ASM1 DE LODOS ACTIVADOS

2.4.1 Antecedentes de modelación de plantas de lodos activados

En los años setentas, la Universidad de Cap Town (Sudáfrica) fue una de las pioneras en modelación dinámica de plantas con los trabajos del profesor GVR Marais. En 1982, la IWA (antes IAWQ) incentivó la formación de un grupo internacional de estudio (Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Activated Sludge Process), encargado de desarrollar la modelación dinámica del proceso de lodos activados. Entre los que se encuentran Henze (Dinamarca), Grady (USA), Gujer (Suiza) y Marais (Sudáfrica).

Las conclusiones del grupo fueron publicadas en el año 1987 (Henze *et al.* 2002) con el documento que se conoce como ASM1, dedicado a describir la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación. Los logros destacables fueron el consenso en los procesos que integran el modelo, la estandarización de símbolos, la presentación matricial del modelo, la propuesta de valores de inicio de parámetros cinéticos, la adopción de la DQO fraccionada para caracterizar las aguas residuales y los lodos, y un código de programación para el desarrollo futuro de software de modelación, (Fall *et al.* 2006).

La última acción propulsó la existencia actual de varios software y programas que tienen implementados los conceptos del ASM1, ya sea para fines de diseño, operación de plantas o simplemente investigación, como: Aquasim, Biowin, GPS-X, SSSP, West, Simba, etc. Aquasim es un programa que se presta bien en la docencia e investigación (Reichert *et al.* 1995), mientras los demás, incluyendo GPS-X están destinados en usos profesionales en plantas de tratamiento.

En la tabla 2.4 presenta un resumen de los programas (software) disponibles actualmente, (WERF 2003). Todos requieren licencia, para poderse utilizar.

	Aquasim	BioWin	EFOR	GPS-X	SIMBA	SOAT	WEST
Introducción	1988	1990	1990	1991	1994	1994	1998
Versión actual	v.3.00	BW-32	2001	v.4.1	v.4.0	v.4.2	v.3.0
Usuarios en general %							
Consultores	20	66	60	40	24	50	40
Operadores		12	30	20	23	48	10
Académicos	80	20	10	30	30	2	45
Otros		2		10	23		5
Usuarios según su ubicación en el mundo							
Ubicación	Mundial	Mundial	Europa	Mundial	Europa	UK, EU	Mundial
Compatibilidad	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí

En 1995, los trabajos del grupo de estudio renovado se prolongaron para publicar la versión ASM2, la cual está dirigida a predecir el comportamiento y remoción del fósforo; posteriormente, en 1999 hubieron dos otras modificaciones con la aparición de la versión ASM2d (versión modificada del ASM2) y de la versión ASM3 (alternativa al ASM1). El capítulo 3, da una descripción de estos modelos.

2.4.2 Trabajos sobre modelación en el CIRA

En el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), de la Universidad Autónoma del Estado de México, el Cuerpo Académico (CA) “*Tratamiento de aguas y control de la contaminación*” ha decidido hacer de la modelación uno de los temas de investigación en el que buscará lograr el liderazgo a nivel nacional.

Para lograr este objetivo, se han realizado varios esfuerzos y actualmente está vigente la obtención de un financiamiento del Gobierno Federal (SEP-CONACYT) para el fortalecimiento de la línea de investigación en modelación, intercambios con CA's de renombre internacional, ampliación de infraestructura, proyectos de investigación y formación de recursos humanos (cursos, conferencias y tesis).

En el capítulo formación de recursos humanos.

- ✓ Financiamiento de parte de la UAEM, de la estancia de un profesor en Holanda para profundizar y actualizarse en los últimos desarrollos en el tema.

- ✓ Aceptación en el grupo de modelación de la UNESCO-IHE de un estudiante a nivel de doctorado del programa de Talentos Universitarios de la UAEM, con una beca del CONACYT, para que fortaleciera el CA a su regreso. Aceptación en proceso de otro estudiante procedente del CIRA en el mismo programa.
- ✓ Cursos para la formación de recursos humanos competentes en el tema: cursos en Monterrey, IMTA y CIRA y conferencias en los últimos tres años.
- ✓ Intercambios de profesores entre el CA del CIRA y un grupo de investigación de UNESCO_IHE y TU_Delft de Holanda. Convenio de colaboración permanente.

En el capítulo de las tesis:

- ✓ “Estudio respirométrico de parámetros cinéticos y estequiométricos para el modelo de lodos activados (ASM1) en varias plantas de tratamiento de aguas residuales de Toluca” (Rafael Chávez y Erica Millán, Maestría).
- ✓ “Determinación de los componentes del ASM1 en aguas residuales típicas de zonas metropolitanas mexicanas con aplicación del protocolo de la STOWA” (Guadalupe Vázquez, maestría).
- ✓ “Modelación del proceso de lodos activados de la planta de tratamiento de aguas residuales Noreste de Monterrey” (Tesis doctoral, Jimmy Loaiza).
- ✓ “Modelación y simulación del proceso de aeración extendida de la planta tratadora de aguas residuales municipales de Bucerías, Nayarit” (doctorado en proceso, Miguel Ángel Espinosa).

En el capítulo de la infraestructura se cuentan con:

- ✓ Desarrollo de software propio de adquisición de datos y control (AdquiDatos-UAEM), que permitió iniciar los experimentos de respirometría sin necesidad de financiamiento externo.
- ✓ Adquisición de software de modelación como los paquetes de Aquasim, GPS-X y Capdet-Works.6

- ✓ Desarrollo de infraestructura para llevar a cabo experimentos de respirometría por triplicado y con control de temperatura, inspirado el equipo armado en la planta de Monterrey, con un programa de adquisición de datos más acorde.
- ✓ Desarrollo de un programa computacional propio para encontrar la tasa de respiración (r_{O_2}), lo que facilita mucho los cálculos de los respirogramas.

2.4.3 Ventajas y límites de la modelación dinámica

La modelación dinámica permite predecir la calidad del efluente, la demanda de oxígeno y la producción de lodo en respuesta a las fluctuaciones en tiempo real de flujo y carga. Una vez calibrada la planta, se puede optimizar la configuración y su funcionamiento, así como responder a preguntas respecto a su capacidad y los impactos de modificaciones previstas. La modelación constituye una valiosa herramienta de ayuda y un medio gráfico para convencer a los administradores sobre decisiones en materia económica.

Se pueden hacer estudios en diversos escenarios sin perturbar el funcionamiento de la planta, ni poner en riesgo sus equipos, se puede utilizar con fines de proyección, diagnóstico, probar cambios de operación, optimización de operación y estimación de costos. En caso de que la planta aún no exista físicamente, se pueden probar configuraciones innovadas y comparar sus variantes. Se puede reducir las necesidades de estudio piloto, el tiempo y la inversión que se requiere para esto, llevando a cabo estudios por modelación y probar solamente en escala piloto algunas soluciones identificadas.

Es también el medio ideal para la formación y concientización de los operadores sobre algunos aspectos críticos (Fall *et al.* 2006).

Todavía falta realizar investigación para evaluar la aplicabilidad y calibrar los modelos en el case de efluentes industriales.

Como principales límites de la modelación, se debe notar la necesidad de realizar estudios anteriores para calibrar los modelos. Los datos que se necesitan para esto son generalmente diferentes de los datos rutinarios de caracterización que se tienen en las plantas de tratamiento.

2.4.4 Nociones básicas de modelación

Los modelos son una descripción matemática de una serie de procesos que ocurren en un espacio delimitado (tanques y reactores). Sin embargo, uno debe darse cuenta que el hecho de que un modelo se ajuste bien a los datos experimentales y que prediga bien el comportamiento del sistema estudiado, no significa que los mecanismos del modelo son correctos del punto de vista microbiológico (Van Loosdrecht y Henze, 1999).

Los modelos se expresan a través de balances de masas que toman en cuenta la cinética de reacción de los procesos de transformación, la hidrodinámica del reactor y el transporte de materia a través de los límites del sistema.

Los procesos individuales que forman el modelo están relacionados a través de ecuaciones de leyes de conservación de masas (balances), las cuales deben resolverse para poder describir los cambios en el estado del sistema a través de las variables de estado (concentraciones de biomasa, oxígeno, DQO, nitrógeno); los balances de masas de un modelo resultan en un sistema de ecuaciones diferenciales totales y/o parciales y de ecuaciones algebraicas. Su resolución necesita en general algún programa o software, (Fall *et al.* 2006)

Una de las decisiones más importantes que tomó el “Task Group” fue la de optar por una notación matricial para presentar el ASM1. Es una forma estructurada de presentar los elementos básicos del modelo y su interrelación en una sola tabla. Este tipo de notación tiene su origen de Petersen E. E. (1965)

2.4.5 Los componentes del modelo

El modelo ASM1 en su versión original (Henze *et al.* 2002), cuenta con un total de trece componentes, siete disueltos y seis particulados (tabla 2.5), así como ocho procesos (tres de crecimiento, dos de decaimiento, dos de hidrólisis y uno de amonificación).

Tabla 2.5 Variables de estado del ASM1

S_i	Orgánicos solubles inertes	g DQO/m ³
S_s	Substrato soluble rápidamente biodegradable	g DQO/m ³
X_i	Substrato orgánico inerte particulado	g DQO/m ³
X_s	Substrato particulado lentamente biodegradable	g DQO/m ³
X_{BH}	Biomasa activa heterótrofa	g DQO/m ³
X_{BA}	Biomasa activa autótrofa	g DQO/m ³
X_p	Materia particulada inerte producto del decaimiento	g DQO/m ³
S_o	Oxígeno disuelto	g DQO/m ³ (-)
S_{NO}	Nitritos y nitratos	g N/m ³
S_{NH}	Nitrógeno amoniacal libre y ionizado	g N/m ³
S_{DN}	Nitrógeno orgánico soluble biodegradable	g N/m ³
X_{ND}	Nitrógeno orgánico particulado biodegradable	g N/m ³
A_{ALK}	Alcalinidad	u. molares

Los primeros 7 se relacionan con sustancias carbonáceas del agua y lodo (como DQO), 4 se relacionan con sustancias nitrogenadas, la lista se completa con el oxígeno y la alcalinidad. El componente de alcalinidad no es esencial al modelo, es para detectar alguna caída de pH durante la nitrificación, (Fall *et al.* 2006). La DQO carbonácea la conforman las fracciones biodegradable, no biodegradable y la fracción de biomasa que viene con el influente como se aprecia en la Fig. 2.10. La fracción de biomasa activa se forma a partir de la fracción biodegradable.

La parte biodegradable se divide en una fracción rápidamente biodegradable (S_s soluble) y otra lentamente biodegradable (X_s particulada). Se acepta la hipótesis que la fracción rápidamente biodegradable está compuesta de materia orgánica soluble que se absorbe y metaboliza rápidamente por la biomasa heterótrofa, mientras que la fracción lentamente biodegradable está compuesta básicamente por materia orgánica particulada, coloides orgánicos, que deben pasar por una hidrólisis enzimática (para volverse solubles) antes de ser absorbida.

Algunos compuestos orgánicos en solución, que son difícilmente biodegradables, forman parte de la fracción lentamente biodegradable.

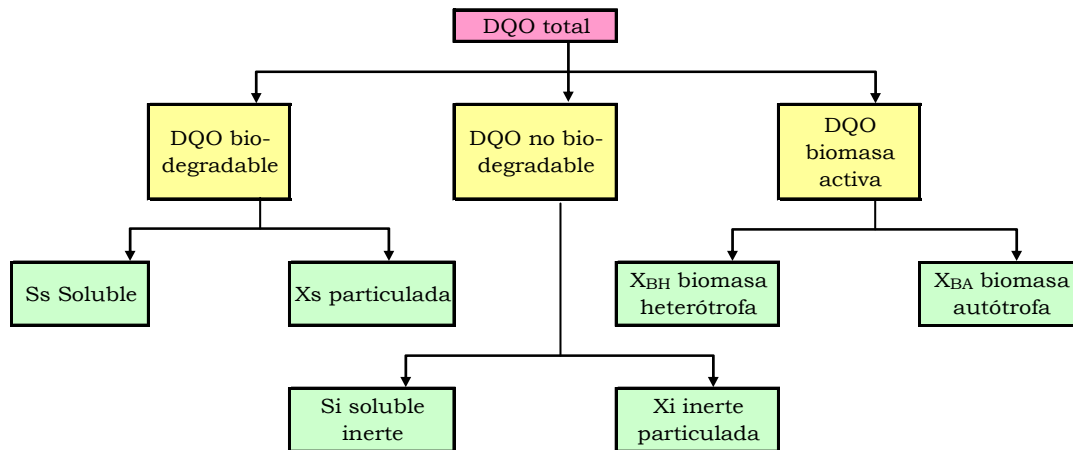


Fig 2.10 Fraccionamiento de la DQO según ASM1 (Henze *et al.* 2002)

La fracción no biodegradable se divide en una fracción soluble inerte (S_i) y en otra particulada inerte (X_i); que no son afectadas en el proceso. (S_i) sale en el efluente sedimentado, mientras que (X_i) lo hace con la purga. La biomasa activa la forman dos tipos de microorganismos, los heterótrofos (X_{BH}) y los autótrofos (X_{BA}). Pero en el proceso se produce un componente adicional (X_P) que se introduce en el balance para modelar la fracción inerte proveniente del decaimiento. En la práctica, no es posible diferenciar (X_P) de (X_i) en el lodo.

El nitrógeno total incluye por un lado nitritos y nitratos, que son solubles (S_{NO}) y por otro lado Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK). Los nitritos y nitratos se combinan en un solo componente para simplificar el modelo. El nitrógeno total Kjeldahl se fragmenta en nitrógeno amoniacal (S_{NH}), nitrógeno orgánico y nitrógeno contenido en la biomasa. De igual forma que el substrato carbonáceo, el nitrógeno orgánico se divide en fracciones solubles y particuladas, que a su vez tienen partes biodegradables y no biodegradables. Las fracciones biodegradables del nitrógeno S_{ND} y X_{ND} aparecen en el ASM1 en forma explícita. Ver figura 2.11

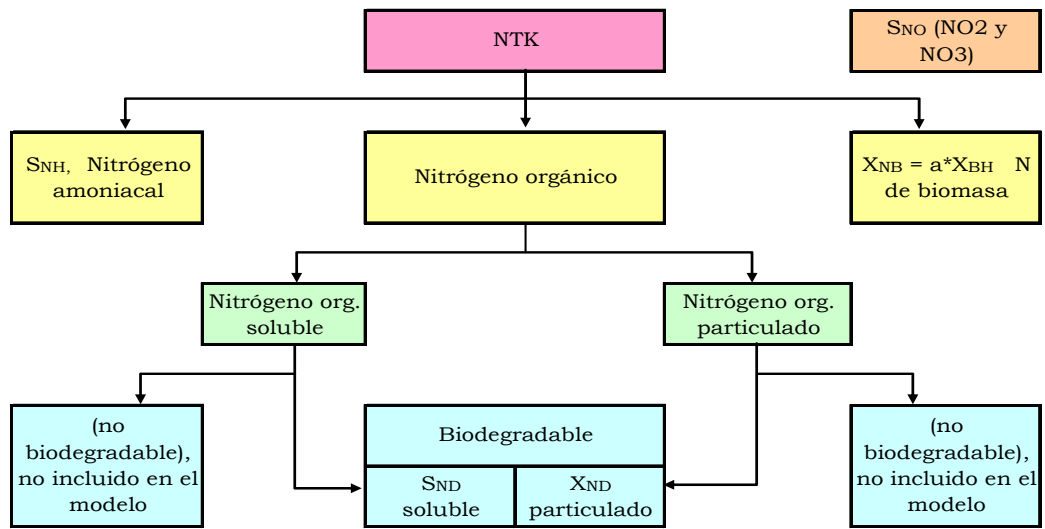


Fig. 2.11 Fraccionamiento del nitrógeno según ASM1

El nitrógeno contenido en la biomasa activa (heterótrofos y autótrofos) (X_{NB}) se toma en cuenta en forma indirecta en el sentido que el decaimiento produce por un lado nitrógeno orgánico particulado biodegradable (X_{ND}). El nitrógeno orgánico inerte particulado (X_{NP}), así como el asociado a la fracción inerte de la materia orgánica (X_{Ni}) se pueden calcular fácilmente, aún si no se muestran en la matriz.

2.4.6 Los procesos del ASM1

El ASM1 original (Henze *et al.* 2002) incluye ocho procesos, agrupados en cuatro tipos: tres de crecimiento, dos de decaimiento, dos de hidrólisis de partículas enredadas en flóculos biológicos y uno de amonificación. Ver tabla 2.6.

1	Crecimiento aerobio de heterótrofos	Crecimiento
2	Crecimiento anóxico de heterótrofos	Crecimiento
3	Crecimiento aerobio de autótrofos	Crecimiento
4	Decaimiento de heterótrofos	Decaimiento
5	Decaimiento de autótrofos	Decaimiento
6	Amonificación del nitrógeno orgánico soluble	Amonificación
7	Hidrólisis de la materia orgánica particulada	Hidrólisis
8	Hidrólisis del nitrógeno orgánico particulado	Hidrólisis

La relación entre los procesos y los componentes del ASM1 se muestran en la figura 2.12; los dos anillos representan a ambos tipos de microorganismos que intervienen en los procesos de transformación del substrato carbonáceo y del nitrógeno. Ya sea que en condiciones aeróbicas o anóxicas, la hidrólisis de la DQO particulada (X_S) producirá DQO fácilmente biodegradable soluble (S_S), disponible para sostener el crecimiento de la biomasa heterótrofa y que se asocia al consumo de oxígeno, o nitratos, según el ambiente. Una parte de la biomasa heterótrofa y autótrofa (X_{BH} X_{BA}) sufre después una lisis (decaimiento) en la que se recicla la materia orgánica de las células en forma de substrato particulado lentamente biodegradable (X_S) y una pequeña fracción de inertes (X_P).

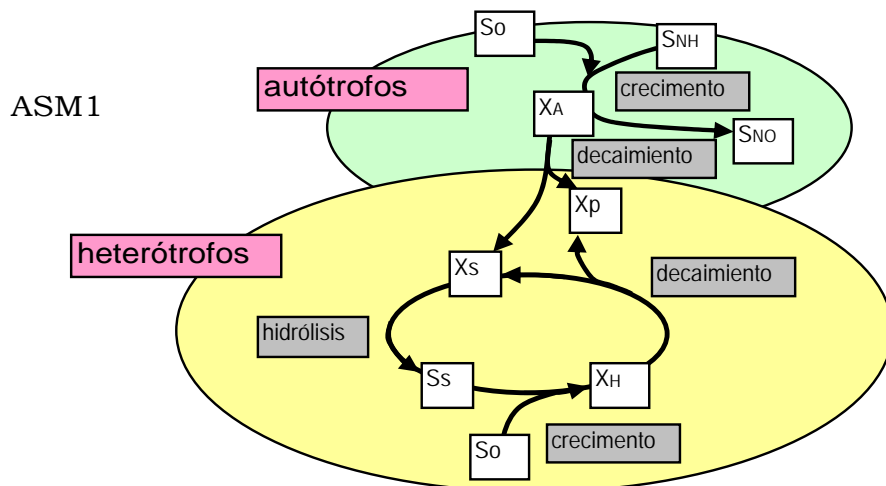


Figura 2.12.- Representación esquematizada del ASM1 (Henze *et al.* 2002)

Por otro lado, la biomasa autótrofa (X_{BA}) crece utilizando el nitrógeno amoniacal (S_{NH}) y lo transforma en nitratos S_{NO} (el modelo ASM1 describe la nitrificación en un solo paso, sin la generación de nitritos). En este proceso de crecimiento, hay consumo de oxígeno (S_O) de igual que para los heterótrofos. La biomasa autótrofa estará sujeta posteriormente al mismo proceso de muerte-regeneración que la biomasa heterótrofa, produciendo X_S y X_P . Al mismo tiempo que se hidroliza la materia orgánica ($X_S \rightarrow S_S$), el nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) contenido en

ella sufre también una solubilización (no visualizada en la figura 2.12) dando como resultado la producción de nitrógeno orgánico soluble (S_{ND}), el cual se transformará posteriormente en amoníaco (S_{NH}) disponible para la nitrificación.

El ASM1 está descrito en la literatura (Henze *et al.* 2002), por lo que se omite presentarlo a detalle, como referencia se presenta la matriz completa (figura 2.13); también es importante mencionar que en pocas ocasiones se ha utilizado en su versión original.

Componentes, $\rightarrow i$ j Procesos, \downarrow	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Tasas de reacción, ρ_j ($M L^{-3} T^{-1}$)
	S_i	S_s	X_i	X_s	X_{BH}	X_{BA}	X_P	S_o	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
1. Crecimiento aerobio de heterótrofos		$\frac{1}{Y_H}$			1			$\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-i_{XB}/14$	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_o}{K_{OH}+S_o} \right] \left[\frac{S_s}{K_s+S_s} \right] X_{BH}$
2. Crecimiento anóxico de heterótrofos		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-(1-Y_H)/(2.86 Y_H)$	$-i_{XB}$			$[(1-Y_H)/(14 \times 2.86 Y_H)] - i_{XB}/14$	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_o}{K_s+S_s} \right] \left[\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_o} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \right]$
3. Crecimiento aerobio de autótrofos						1		$\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$	$1/Y_A$	$-i_{XB} - (1/Y_A)$			$(-i_{XB}/14) - (1/7Y_A)$	$\mu_{A,max} \left[\frac{S_o}{K_{OA}+S_o} \right] \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \right] X_{BA}$
4. Decaimiento heterótrofos				$1-f_P$	-1		f_P					$i_{XB} - f_P i_{XP}$		$b_H X_{BH}$
5. Decaimiento autótrofos				$1-f_P$		-1	f_P					$i_{XB} - f_P i_{XP}$		$b_A X_{BA}$
6. Amonificación de N-org soluble										1	-1		$1/14$	$k_a S_{ND} X_{BH}$
7. Hidrólisis de materia orgánica particulada		1		-1										$k_h \frac{X_s/X_{RH}}{K_x+(X_s/X_{RH})} \left[\frac{S_o}{K_{OH}+S_o} \right] + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \right) X_{RH}$
8. Hidrólisis de N-org enredado											1	-1		$\rho_7 (X_{ND}/X_s)$
Tasa (observada) de conversión total	$r_{i,neto} = \sum v_{ij} \rho_j$													
Parámetros estequiométricos	Componentes												Parámetros cinéticos	
Rendimiento de los heterótrofos:.....: Y_H Rendimiento de los autótrofos: Y_A Fracción de biomasa producto de la hidrólisis (inertes):.....: f_P Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO:.....: i_{XB} Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO: i_{XP}	S: mat. org. inerte soluble, g(DQO)/m ³ Ss: mat. org. rápidamente biodegradable, g(DQO)/m ³ Xi: mat. org. inerte particulada, g(DQO)/m ³ Xs: mat. org. lentamente biodegradable, g(DQO)/m ³ XBH: biomasa heterótrofa activa, g(DQO)/m ³ XBA: biomasa autótrofa activa, g(DQO)/m ³ Xp: Productos particulados inertes procedentes del decaimiento, g(DQO)/m ³				So: oxígeno disuelto (DQO negativa), g(DQO)/m ³ SNO: N en nitratos y nitritos, g(N)/m ³ SNH: N-NH ₄ ⁺ + N-NH ₃ , g(N)/m ³ SND: N orgánico soluble biodegradable, g(N)/m ³ XND: N orgánico particulada biodegradable, g(N)/m ³ SALK: Alcalinidad: unidades molares				Parámetros cinéticos ▪ Crecimiento y decaimiento de heterótrofos: $\mu_{H,max}, K_s, K_{OH}, K_{NO}, b_H$ ▪ Crecimiento y decaimiento de autótrofos: $\mu_{A,max}, K_{NH}, K_{OA}, b_A$ ▪ Factor de corrección para el crecimiento de Autótrofos en medio anóxico: η_g ▪ Hidrólisis: k_h, K_x ▪ Coef. de Amonificación: k_a ▪ Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico: η_h					

Figura 2.13.- Presentación matricial del ASM1

2.4.7 Los parámetros del modelo

Para una simulación simple durante la primera fase de la calibración, se pueden utilizar valores propuestos por Henze *et al.* (2002) para correr los programas (tabla 2.7); dentro de la lista de parámetros, el comité científico (Henze *et al.* 2002) identificó cierto número de ellos cuyo valor no varía en forma importante, pudiendo suponerse igual a los valores tabulados, necesitando solamente hallar el valor de los demás parámetros, esto en el caso específico de una planta que se está calibrando. Los valores que supuestamente se pueden considerar fijos son:

$$Y_A, f_P, i_{XB}, i_{XP}, K_{OH}, K_{NO}, K_{OA} \text{ y } b_A$$

Tabla 2.7.- Valores promedios y rangos de los parámetros del ASM1 (Henze <i>et al.</i> 2002)				
Símbolo	Unidades	10°C	20°C	(rangos) 20°C
Coeficientes estequiométricos				
Y_A	g células formadas (DQO)/g N oxidado	0.24	0.24	0.07 – 0.28
Y_H	g células formadas (DQO)/g DQO oxidado	0.67	0.67	0.46 – 0.69
f_P	adimensional	0.08	0.08	-
i_{XB}	g N/g DQO de biomasa	0.086	0.086	-
i_{XP}	g N/g DQO de productos	0.06	0.06	0.02 – 0.1
Parámetros cinéticos				
μ_H	tasa máxima crecimiento de heterótrofos, d-1	3	6	3 – 13.2
K_S	coeficiente semi-saturación, g DQO/m ³	20	20	10 - 180
K_{OH}	coeficiente semi-saturación, g DQO/m ³	0.2	0.2	0.01 – 0.2
K_{NO}	g N-NO ₃ /m ³	0.5	0.5	-
b_H	coeficiente de decaimiento de heterótrofos, d-1	0.2	0.62	0.05 – 1.6
η_g	adimensional	0.8	0.8	-
η_n	adimensional	0.4	0.4	0.4 - 1
k_H	g DQO lentamente biodegradable/g DQO de células/d	1	3	1.5 – 3
K_X	g DQO lentamente biodegradable/g DQO de células/d	0.01	0.03	-
μ_A	tasa máxima crecimiento de autótrofos, d-1	0.3	0.8	0.3 – 0.8
K_{NH}	coeficiente semi-saturación, g N-NH ₃ /m ³	1	1	-
K_{OA}	coeficiente semi-saturación, g DQO/m ³	0.4	0.4	-
k_d	m ³ /g DQO/d	0.04	0.08	-
b_A	coeficiente de decaimiento de autótrofos, d-1	-	0.15	-

Los datos de la tabla 2.7 consideran típicos para un pH neutro y aguas residuales municipales. Sin embargo, el comité científico (Henze *et al.* 2002) reconoce cierto riesgo en la utilización generalizada de estos parámetros debido a problemas de identificabilidad, que son influenciados por condiciones específicas del influente, temperatura, pH y compuestos presentes en el agua. Por lo tanto, deberían ser

determinados para cada planta en particular, sin embargo, el protocolo de la STOWA (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002) considera solamente la determinación de las fracciones de DQO y nitrógeno, no así de los parámetros, los cuales son ajustados posteriormente, durante la calibración.

2.5 ESTUDIOS DE HIDRODINÁMICA Y PRUEBAS DE TRAZADOR

La importancia de las características de mezclado en reactores biológicos, en términos de eficiencia del tratamiento de aguas residuales, fue reconocida por Camp hace más de 40 años, (Metcalf & Eddy, 2003). En la práctica tradicional se han diseñado reactores ideales en base a dos esquemas el reactor de flujo de pistón y el reactor completamente mezclado (reactor de tanque continuamente agitado). Cuando se planea simular una planta con el ASM1, uno de los objetivos es establecer el modelo hidráulico del reactor, ya que la eficiencia del proceso se relaciona directamente con las características hidráulicas del reactor utilizado, ya que los reactores “reales” se someten más a menudo a flujos no-ideales. Por tanto, la definición de la estructura del modelo hidráulico es parte integrante en la mayoría de los protocolos de calibración (Sin *et al.* 2005) para la nueva familia de modelos de lodos activados ASM1, ASM2, ASM2d y ASM3 (Henze *et al.* 2002).

Varios modelos complejos están disponibles para describir la hidrodinámica de reactores no-ideales con dos acercamientos principales: el modelo de dispersión longitudinal y el modelo de “n” tanques de mezcla completa en serie de igual tamaño y la teoría de distribución de tiempos de residencia (RTD).

Cuando se realiza una inyección de trazador de tipo pulso al inicio de un reactor modelado como una serie de tanques de mezcla completa, puede representarse como tanques ideales de igual tamaño (sin recirculación, ni volumen muerto o cortocircuito), la distribución de tiempo de residencia teórica, $E_n(t)$, se puede representar según la ecuación 2.8, Metcalf & Eddy, (2003):

$$E_n(t) = \frac{t^{n-1}}{(n-1)! \tau_i^n} \exp(-t/\tau_i) \quad (2.8)$$

Donde τ_i es el tiempo de residencia nominal (V/Q) de cada uno de los “n” tanques, t es la variable de tiempo y τ_i es el tiempo de residencia nominal de cada tanque individual. Puede derivarse el modelo ideal de tanques en como equivalentes a un reactor tipo tubular (determinando n y τ_i) ajustándose con los datos obtenidos a través de una prueba de trazador a escala real $E_n(t)$, (Olivet *et al.* 2005). Donde la variabilidad del flujo y la cantidad de trazador que se recircula en el retorno de lodos es baja, estudios posteriores de RTD dan aproximaciones más certeras.

Sin embargo, este método tiene limitaciones importantes: 1) en contraste con la tasa de flujo constante, válido para la ecuación 2.8, (Furman *et al.* 2005), el flujo tiene variación durante la prueba de trazador, por ser a escala real; y 2) los datos reales medidos de concentración $C(t)$ de trazador en el licor mezclado, pueden llegar a ser contaminados por el remanente de trazador presente en el retorno de lodos, por lo cual, la expresión 2.8 no describe a cabalidad los aspectos indicados líneas arriba, (Petersen *et al.* 2002). Un método alternativo a partir de la ecuación 2.8 (de difusión advectiva), permite determinar al modelo de “n” tanques en serie equivalente para representar un reactor tubular real, con la siguiente ecuación 2.9, (Makinia y Wells, 2005; Metcalf y Eddy, 2003):

$$n = \frac{\sigma^2}{\tau^2} \quad (2.9)$$

Donde n es el número de tanques de mezcla completa en serie, σ^2 la varianza de las concentraciones del trazador y τ es el tiempo de residencia nominal.

El Centro de Investigaciones Hidráulicas del Reino Unido propuso una relación empírica que puede ayudar en la estimación el modelo de “n” tanques en serie

que equivalen a un sistema aerobio con difusores de fondo, sin requerir prueba de trazador (WERF, 2003). Para este caso, “n” se determina directamente en los términos del flujo y las dimensiones físicas del reactor. Este procedimiento que sustituye a la prueba de trazador, está sujeto a las mismas limitaciones indicadas anteriormente para la ecuación 2.8 (Makinia y Wells, 2005). Mientras tanto, el acercamiento basado en las correlaciones empíricas (sin prueba de trazador), como lo propone el Centro de Investigaciones Hidráulicas del Reino Unido y por Makinia y Wells (2005), es solo válido para la zona aerada del reactor (difusión con aire de fondo con burbuja fina), y no sería apropiado para una planta donde se incluyen zonas anóxicas o anaeróbicas.

Dentro de la perspectiva de la calibración hidráulica, la posibilidad para usar un Simulador parece ser una buena alternativa y fácil de preparar para un modelo adecuado de “n” tanques en serie, basado en la prueba de trazador; su empleo se ha extendido en la modelación, ya que puede llevarse a cabo como a tal en la mayoría de las plantas (DeClercq *et al.* 1999). La configuración de “n” tanques en serie equivale a un tanque de flujo tipo pistón real que puede ser determinada (determinando n y τ_i) por ajuste con los datos experimentales de trazador con la ecuación 2.8 (Olivet *et al.* 2005).

Este modelo considera el flujo de retorno de lodo, así como la dinámica de los caudales, tamaños de tanques desiguales, zonas arreadas o no. Los simuladores comerciales ofrecen flexibilidad y permiten modelar para determinar fácilmente la configuración de la planta, ofreciendo mayores grados de libertad al conectar tanques en el modelo predefinido, el programa resuelve con rapidez los algoritmos y los balances de masa. La selección del modelo particular depende en gran medida del criterio de ingeniería que necesita conciliar el modelador con la simplicidad matemática y con el realismo físico (WERF, 2003). Debe tenerse en cuenta que estos modelos son solo conceptuales y no necesariamente tienen paralelismo con la configuración de los reactores.

Este procedimiento ya fue utilizado por Petersen *et al.* (2002) y por Coen *et al.* (1998). Actualmente se tienen disponibles en el mercado varios simuladores comerciales de plantas de tratamiento de aguas residuales (Gernaey *et al.* 2004), uno de los cuales es el Aquasim, mismo que fue utilizado en el presente trabajo (Reichert 1998).

2.6 CONCEPTOS SOBRE LA CALIBRACIÓN DEL SEDIMENTADOR

La operación eficiente de una planta de lodos activados está determinada por el desempeño adecuado de sus clarificadores, los cuales deben de producir un efluente con baja concentración de sólidos suspendidos y un lodo suficientemente espeso para su retorno al reactor (Wilén *et al.* 2004). La biomasa que escapa en los sedimentadores contribuye con el 50 al 80% de la DBO del efluente, (Wanner, 1994). Además, la posibilidad de mantener adecuada concentración en el licor mezclado, está condicionada a la capacidad del sedimentador para concentrar ademadadamente el lodo activado.

Como se mencionó, la planta Noreste, desde su construcción en 1995, ha sufrido dos ampliaciones mayores, pasando su capacidad de 500 a 750 L/s en 2001, y luego a 1250 L/s en 2004. Durante la última ampliación, estuvo la construcción de un tercer sedimentador secundario, con tecnología diferente (alimentación periférica) respecto a los dos primeros (alimentación central). Ante lo anterior, se tomó la decisión de realizar la evaluación con los siguientes objetivos:

- ✓ Evaluar el desempeño y los límites de capacidad de la nueva unidad, y
- ✓ Obtener los parámetros para el modelo de Vesilind, previa determinación de su identificabilidad.
- ✓ Esta información será básica para la calibración en el GPS-X, cuando se opte por simular el sedimentador con capas múltiples, o como representarlo como un simple punto de separación sólido-liquido.

El diseño tradicional de clarificadores secundarios, se basa en los criterios de carga hidráulica superficial, tiempo de detención y profundidad. Sin embargo, en la mayoría de los casos, la limitación es la capacidad de espesamiento, descrito con base en la teoría del flujo de sólidos (Metcalf & Eddy, 2003). La característica hidráulica del tanque y las propiedades de floculación-sedimentación del licor mezclado, son factores determinantes en su desempeño.

La calibración del sedimentador consiste en igualar los sólidos suspendidos en el efluente del modelo con la concentración medida. Cuando la denitrificación es significativa, debe considerarse implementar un tanque virtual en la línea de retorno. La importancia de la denitrificación se evalúa comparando NO_3 en el efluente con el del lodo de retorno. Con respecto a la selección de modelos de sedimentación en el proceso de lodos activados, existen dos alternativas que se pueden utilizar (Hulsbeek *et al.* 2002 y Langergraber *et al.* 2004).

- ✓ Modelo de separación simple ideal sólido-líquido, sin acumulación de sólidos, aplicable cuando el flujo y la carga se consideran pseudo-estacionarios.
- ✓ Modelo dinámico, capaz de predecir el perfil del manto de lodo asociadas a los eventos de retorno y donde las proporciones de masa de lodo entre el reactor y el clarificador tienen mucha variación.

Cuando el sedimentador funciona con cargas no críticas, la concentración de SST en el lodo de retorno (modelo reactivo) se define por el balance de masa. Algunos índices cualitativos y cuantitativos utilizados para evaluar la clarificación secundaria son: el índice volumétrico de lodo (IVL), la velocidad de sedimentación zonal (v_s), la calidad del lodo y la presencia de organismos filamentosos. Wilén *et al.* (2004) mostraron que no siempre es la predominancia de alguna comunidad microbiana en especial la causa de un mal desempeño, ciertas características del agua residual pueden modificar, en corto plazo, la consistencia de los flóculos y repercutir sobre el éxito de separación sólido-líquido.

El diseño, la operación, la evaluación de desempeño y la modelación de los clarificadores secundarios están comúnmente basados en la teoría de flujo de sólidos. Los datos requeridos para realizar este análisis se pueden obtener a partir de una serie de pruebas de sedimentación tipo batch, donde se miden las velocidades de sedimentación zonal a diferentes niveles de concentración de licor mezclado (Vanderhasselt y Vanrolleghem, 2000). Lo cual infiere que la eficiencia de un clarificador nuevo solo puede estimarse hasta que esté en operación (con el tipo de influente, perfil diurno de flujos, relación F/M, concentración de OD, edad del lodo, carga de sólidos, etc). Los procedimientos experimentales de estas pruebas, así como la descripción de los equipos especializados que se utilizan para tal fin, están en varias referencias como: Vanrolleghem *et al.* (1999), Kazmi y Furumai (2000), entre otros.

CAPÍTULO 3

ESTADO DE ARTE

ESTADO DE ARTE

En este capítulo se abordarán tópicos considerados muy importantes para la calibración de la planta bajo estudio: selección de modelos de lodos activados, objetivos y métodos de calibración, rangos de parámetros del ASM1, el efecto de la temperatura y su aplicación en la planta bajo estudio.

3.1 SELECCIÓN DE MODELOS DE LODOS ACTIVADOS

Existen varios modelos matemáticos, desarrollados a lo largo de los últimos años, que describen la transformación y degradación biológica en el proceso de lodos activados. Los más populares se derivan de la familia de los modelos de la IWA (Henze *et al.* 2002), con el ASM1, ASM2, ASM2d y ASM3. El ASM1 y el ASM3 son capaces de simular la remoción de materia orgánica y del nitrógeno. El ASM1 ha sido y es extensamente utilizado por la comunidad científica y es considerado actualmente como el estado de arte, mientras que el ASM3 fue introducido posteriormente, con el fin de corregir defectos conceptuales de su predecesor (Langergraber *et al.* 2004 y Gernaey *et al.* 2004).

La diferencia fundamental entre el ASM1 y el ASM3 es que el último reconoce la importancia de un proceso de almacenaje de biopolímeros en la biomasa antes que el substrato acumulado sirva al crecimiento. Otra diferencia es que el ASM1 considera un proceso circular de muerte-regeneración sin consumo de oxígeno directamente asociado al decaimiento; el ASM3 en cambio, considera un proceso de crecimiento desacoplado del decaimiento que es modelado con la tradicional respiración endógena (consumo directo de oxígeno con el decaimiento), (Gernaey *et al.* 2004). Tanto el ASM1 y el ASM3 son capaces de simular correctamente el proceso de lodos activados (Gernaey *et al.* 2004).

El ASM3 se presta mejor en los casos de aguas residuales industriales, donde pueden ser destacables los procesos de almacenaje de sustrato rápidamente biodegradable, así como para algunas plantas municipales con zonas anóxicas y anaerobias (Gernaey *et al.* 2004); sin embargo, requiere de mayor complejidad en la caracterización del influente, factor limitante a tomar en cuenta en países en vías de desarrollo, por lo que la ventaja del ASM1 es la vasta experiencia de su aplicación a nivel mundial (Langergraber *et al.* 2004).

A pesar de que representa el modelo más utilizado, el ASM1 no siempre fue implementado en su versión original (Van Loosdrecht y Henze 1999). Se han preferido versiones modificadas para facilitar y simplificar su aplicación, como: 1) utilizar la respiración endógena clásica en lugar de la muerte-regeneración y 2) cambiar la cinética de la hidrólisis por una expresión de primer orden y 3) eliminar la amonificación, (Vanrolleghem *et al.* 1999 y Sollfrank y Guger 1991).

Las características de un modelo (en este caso el ASM1) pueden cambiar mucho según las modificaciones hechas para mejorar la descripción de un sistema de lodos activados. Los modelos de la IWA incluyen un gran número de parámetros cinéticos y estequiométricos, por lo que las diferentes variantes de un modelo en particular, implican diferencias en la propia estructura del modelo. Es importante reconocer que los parámetros procedentes de una variante modificada de un modelo, no pueden necesariamente, ser transferidos a otra variante, aunque los parámetros estén identificados con el mismo nombre (WERF, 2003); más sin embargo, la verdadera prueba de un modelo será la capacidad para predecir el comportamiento de las plantas para diferentes condiciones (en su rango de aplicación) con el mismo juego de valores de los parámetros.

El modelo ASM1 presupone que el licor mezclado de una planta normalmente presenta aceptables características de sedimentación, lo cual se valida para un tiempo de retención de sólidos (SRT) de 3 a 30 días (WERF 2003).

En cuanto al ASM2 se refiere, posteriormente mejorado con el ASM2d (Henze *et al.* 2002), junto con el modelo TUDP, se utilizan cuando hay interés en simular la remoción de fósforo, además de la materia orgánica y nitrógeno. De momento, son poco relevantes en las plantas de tratamiento en países como México, donde por lo general, las plantas no cuentan con las facilidades (tanques anaerobios, etc), necesarios para la remoción biológica del fósforo, además, las normas no son estrictas para el fósforo (NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997); el interés se daría cuando el efluente pueda ser reutilizado en la industria donde la concentración del fósforo sea objetable, como es el caso de torres de enfriamiento.

3.2 DEFINICIÓN GENERAL Y MÉTODOS DE CALIBRACIÓN

La calibración es el procedimiento de adoptar un modelo matemático (ajustando sus parámetros), para describir cierta cantidad de información procedente de la planta de tratamiento bajo estudio (Petersen *et al.* 2002). Hay que destacar que el objetivo no es llegar a un ajuste perfecto, lo cual se podría obtener utilizando polinomios de grado “n”. Lo que se busca es obtener modelos con capacidad de predicción dentro de un rango útil de aplicabilidad.

Será preferible obtener un ajuste razonable para la mayoría de las variables de importancia, que obtener un ajuste perfecto solo para una de ellas y ajustes muy pobres para otras. Desviaciones del 5% al 20% en régimen estacionario y del 10% al 40% con condiciones dinámicas son frecuentes, aún con datos bien calibrados (WERF, 2003). La estimación de error en varios casos se limita a una simple observación visual de las predicciones comparadas con los datos reales.

En otros casos, se emplean comparaciones entre variables previstas y reales, o bien, el parámetro χ^2 , es calculado con algún software. Los modelos no calibrados pueden servir, junto con otros parámetros “por defecto”, para una calibración

preliminar o predicción de escenarios. Sin embargo, cuando se requiere utilizar la simulación para llevar a cabo estudios de optimización o para fines de control, se requiere calibrar el modelo con los datos del influente y lodo de la misma planta (WERF 2003 y Gernaey *et al.* 2004). Las fases de la calibración se pueden agrupar en cinco etapas:

- ✓ configurar el proceso de tratamiento en el simulador
- ✓ adquirir datos rutinarios y de campañas adicionales
- ✓ calibrar el modelo
- ✓ verificar la calibración con datos diferentes
- ✓ aplicar el modelo calibrado para estudiar algunos aspectos de interés

El problema detectado en la calibración con ASM1 es la falta de identificabilidad de los parámetros del modelo, de forma que no se puede determinar un juego de parámetros único. Por lo tanto, no se suele utilizar una optimización matemática para hallar todos los parámetros, más bien se limita su rango y el experto se basa en el conocimiento del modelo para decidir sobre un número de parámetros que hay que ajustar para la efectuar la calibración (Gernaey *et al.* 2004).

Para parámetros que no repercuten en forma determinante en las predicciones, se podrá optar por valores “por defecto”. La calibración en régimen estacionario utiliza valores promedios de las características de entrada y salida, lo cual es suficiente para evaluar la producción del lodo y purga a largo plazo y describir la calidad del efluente. La calibración dinámica es necesaria para determinar, los requisitos máximos y mínimos de aeración para la nitrificación en condiciones de cargas punta, así como para evaluar el impacto y la respuesta de la planta en periodos de tormentas y/o con variación diurna del flujo influente (WERF, 2003).

A pesar de existir consenso sobre estas cinco fases de la calibración, no se tiene un procedimiento preciso y unánime para la calibración del ASM1 (Petersen *et al.*

2002 y Vanrolleghem *et al.* 1999). Se explica esta deficiencia con el hecho de que el procedimiento de calibración es determinado por el propósito de cada proyecto, así como la calidad de datos disponibles, lo cual es muy difícil de generalizar.

Por lo anterior, en los últimos tres años, varios autores empezaron a realizar esfuerzos para proponer algunos procedimientos de calibración. Si no existe un consenso general entre dichas propuestas, estas diferencias permitirán generar una síntesis que puede ser adaptada a cada caso en particular. Este incremento a nivel de control de calidad mejora el proceso de calibración. Entre los que proponen un procedimiento de calibración para el ASM1, destacan Petersen *et al.* (2002), Hulsbeek *et al.* (2002), WERF (2003), Langergraber *et al.* (2004) y Gernaey *et al.* (2004), todos ellos proponen un procedimiento general, el cual podría ser simplificado, según el caso, omitiendo algunos pasos.

El documento original del ASM1 (Henze *et al.* 2002) propone una metodología detallada de determinación de los parámetros cinéticos y estequiométricos, así como los componentes carbonáceos y nitrogenados del influente, con pruebas de laboratorio. Sin embargo, no propone una metodología de calibración del modelo en la planta. Estos métodos iniciales han sido utilizados en un principio por varios autores que contribuyeron a establecer los rangos y orden de magnitud de los parámetros del modelo (valores por defecto).

Después hubo momentos en que la investigación sobre modelación con el ASM1 se orientó a la búsqueda de métodos alternativos (simples) para la determinación de los parámetros (Vanrolleghem *et al.* 1999, Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002, Sperandio y Paul, 2000, Spangers *et al.* 1999, Gernaey *et al.* 2004). Al revisar la literatura, es posible percatarse que el nivel de uso de pruebas de laboratorio tipo batch en la fase calibración es muy variable, según estos autores. Gernaey *et al.* (2004) consideran que se debe ser prudente al transferir los parámetros obtenidos en experimentos de tipo batch en laboratorio al modelo a escala real.

También es importante mencionar que en algunos casos, una crítica sobre tales experimentos, es que puede desarrollar un cultivo único de microorganismos que no necesariamente son los de la planta. Los experimentos de laboratorio tipo batch proveen información detallada sobre las reacciones para comparar con la información contenida en los datos de rutina, en el sentido de que los rangos y condiciones de funcionamiento por los que atraviesa un proceso batch son más amplios que el rango de las plantas reales. Pero, a menos que se utilicen datos sobre las variaciones de concentraciones internas o los datos durante flujos de tormenta (varios puntos a lo largo del reactor), la información rutinaria de la planta no siempre contiene suficiente información dinámica como para obtener una determinación adecuada de ciertos parámetros cinéticos, que permitan estimar la producción del lodo por ajuste de curvas y estimación de parámetros.

En otro extremo de las variantes de calibración de las plantas de tratamiento, se encuentra el protocolo de la STOWA (Hulsbeek *et al.* 2002), en el que se considera inútil realizar pruebas tipo batch. Sugieren utilizar los valores “por defecto” de los parámetros cinéticos y estequiométricos aceptados para plantas municipales, con una caracterización vía filtraciones (0.1 μm) y una curva de DBO (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002). Luego se realiza la calibración en un orden determinado para ajustar, en su caso, algunos parámetros para hacer coincidir las predicciones del modelo con los datos reales; el orden en que se realizan los ajustes es:

- ✓ S_i del influente
- ✓ SST y DQO del efluente
- ✓ SST y SSV en el licor mezclado y en retorno, así como DQO y r_{O_2}
- ✓ modificar la relación X_S/X_i (también i_{XB}/i_{XP}) para predecir la producción y composición del lodo en términos de DQO y nitrógeno
- ✓ ajustar K_{NH} , K_{OA} y b_A para coincidir NTK y NH_3 en el efluente
- ✓ si la denitrificación es de interés, ajustar η_H , b_H , K_{NO} y K_{OH} para predecir NO_3 en el efluente

Si durante la calibración algunos parámetros se establecen fuera de los rangos habituales (agua municipal), la calidad de los datos operacionales (flujos) puede ser sospechosa (WERF 2003 y Hulsbeek *et al.* 2002). La necesidad absoluta de basar la calibración en datos operacionales confiables, se logra con la validación y verificación de estos datos iniciales. Para lo cual se utilizan herramientas como balances de masas, campañas de medición adicionales, identificación de datos erróneos por medio de relaciones empíricas: DQO/DBO₅, DQO/NTK, P_{TOT}/DQO y SSV/SST en el lodo y verificación de flujos internos. Esta fase de verificación se conoce como el aseguramiento de calidad o conciliación, según Langergraber *et al.* (2004), Meijer *et al.* (2001) y WERF, (2003).

Petersen *et al.* (2002), Koch *et al.* (2000) y WERF (2003) consideran la utilidad de pruebas tipo batch para estimar algunos parámetros. Koch *et al.* (2000) basaron una buena parte de su calibración para el ASM3 en pruebas tipo batch. Petersen *et al.* (2002), aplicando el ASM1, enfocaron sus pruebas de tipo batch para la determinación precisa de S_S del influente por respirometría (lo que es esencial si se desea predecir la remoción del nitrógeno) y por el mismo medio evaluaron η_H , μ_A y b_H . En parte coinciden con WERF (2003), quienes consideran importante determinar al menos μ_A y b_A para predecir la remoción del nitrógeno. Petersen *et al.* (2002) utilizaron parámetros cinéticos hallados en pruebas batch como valores iniciales; sin embargo, al estar los parámetros fuera de rangos habituales (talvez porque en dicho reporte, la planta bajo estudio recibía 60% de flujo industrial), las pruebas batch sirvieron para justificar, como es requerido por WERF (2003), la necesidad de usar parámetros fuera de lo habitual. Este tipo de justificación de evaluar parámetros específicos está en un rango realista; Gernaey *et al.* (2004) la designan como fase de de-falsificación. Así como Brdjanovic *et al.* (2000), basaron su trabajo en determinaciones en pruebas tipo batch con fines de de-falsificación.

Los protocolos de calibración/simulación presentados en la literatura siempre incluyen cinco grandes fases fundamentales, presentadas anteriormente. Según

los autores, estas fases se han detallado en etapas, para que puedan servir como guías. Para el presente trabajo, se ha optado tomar como base el de Langergraber *et al.* (2004), formado por un grupo de nueve universitarios de diferentes países, ya que pretende incluir las propuestas de guías anteriores en una sola. Esta guía detalla los pasos a manera de diagrama de flujo é intenta mantener orden en la simulación, sin embargo, no indica a detalle los métodos para llevar a cabo cada paso, por lo que se considera importante complementar con otras fuentes más específicas, lo cual se presenta en el capítulo de materiales y métodos.

WERF (2003) reconoce que existen tres fuentes de datos para llevar a cabo la calibración, aunque no siempre es posible utilizar todas estas fuentes, ya que todo depende del nivel de calibración buscado y del presupuesto disponible:

- ✓ datos históricos colectados en forma rutinaria en la planta
- ✓ datos adicionales complementarios obtenidos durante la calibración
- ✓ datos procedentes de pruebas de laboratorio (batch) para determinar algunos parámetros del modelo

Para simular el régimen estacionario debe promediarse la producción de lodo, la calidad del influente, efluente y retorno de lodos, utilizando valores por defecto del ASM1 como parámetros iniciales (cinéticos y estequiométricos), con ajuste de temperatura con la ecuación de Arrhenius, (Metcalf & Eddy 2003). La calibración se hace en tres etapas, según lo que recomienda Hulsbeek *et al.* (2002), es decir:

- ✓ Tratar de predecir la composición y producción del lodo, ajustando X_S/X_i , iN_x é iN_i del influente. De acuerdo con Petersen *et al.* (2002), la calibración de la planta en régimen estacionario, solo permite ajustar parámetros que afecten a largo plazo como Y_H , f_P , b_H y X_i . Aceptando que f_P y Y_H tienen con frecuencia valores fijos, se usará principalmente X_i y posiblemente b_H como ajustadores.
- ✓ Ajustar la concentración de NH_3 variando K_{OH} , K_{NH} y b_A .

- ✓ Ajustar la concentración de NO_3 del efluente variando η_{NO} , b_{H} , K_{O} , K_{NO} y K_{OH} . La planta Noreste actualmente se caracteriza por carecer de un dispositivo que permita la denitrificación, como el caso de la planta de Zele (Bélgica), expuesta por Petersen *et al.* (2002). Sin embargo, existe una zona anóxica al inicio del reactor (selector biológico), por lo que se puede dar denitrificación, añadiendo el potencial que existe también en la línea de retorno de lodos.

Si los resultados muestran que fue necesario un ajuste mayor en los parámetros cinéticos y quedaron fuera del rango del ASM1 (Hazen *et al.* 2002), tal vez exista errores en la estructura del modelo, que daría pie a sospechar de algunos flujos y amerite balances extra de masa u otro monitoreo, (Hulsbeek *et al.* 2002). Pero si resulta exitosa, se considera aceptable para luego optar por una determinación más precisa con datos provenientes de una campaña de muestreo y análisis. Otra manera de confirmar una buena calibración es utilizar la predicción de X_{BH} y X_{BA} del modelo en el licor mezclado, para calcular las respectivas fracciones de la biomasa activa $f(\text{H})$ y $f(\text{A})$ en el licor mezclado y compararlas con las fracciones calculadas con ecuaciones directas disponibles (Petersen *et al.* 2002).

Los resultados obtenidos no son el único juego de parámetros que existe, debido a problemas de identificabilidad. Sino más bien representa uno de los conjuntos de valores que resultan de una predicción correcta. En general, se ha observado que la mayor parte de las plantas existentes fueron sobre-diseñadas, por tanto solo muestran ligeras variaciones en el efluente y pueden ser usadas para estimar con mayor exactitud los parámetros cinéticos (Gernaey *et al.* 2004). Esta opinión resulta aún más aplicable cuando se trata de calibración en régimen estacionario.

3.3 RANGOS DE LOS PARÁMETROS DEL ASM1

A través de un análisis estadístico de parámetros, Cox (2004) mostró que existe variabilidad e incertidumbre en los valores de los parámetros del modelo ASM1;

determinando su distribución, se muestra que el percentil (50%) de valores de muchos parámetros determinados en las plantas, difieren de los valores “por defecto” reportados por Henze *et al.* (2002), lo cual se muestra en la tabla 3.1

Tabla 3.1.- Valores de parámetros a 20°C: por defecto vs promedios de la literatura

Parámetro	Unidad	Por defecto 20°C (*)	STOWA (***)	Dist. Cox (prom) (**)		
				50%	1%	99%
μ_H	d-1	6	3 – 13.2	3.12	0.76	12.7
K_S	g DQO/m ³	20	10 – 180	4.23	0.72	26.7
Y_H	g cél. nuevas (DQO)/g DQO oxidado	0.67	0.46 – 0.69	0.64	0.48	0.84
b_H	d-1	0.62	0.05 – 1.6	0.35	0.053	2.27
μ_A	d-1	0.8	0.34 – 0.8	0.6	0.21	1.69
K_{NH}	g N-NH ₃ /m ³	1	-	0.51	0.05	5.17
Y_A	g cél. formadas (DQO)/g N oxidado	0.24	0.07 – 0.28	0.22	0.06	0.79
b_A	d-1	0.1	-	0.14	0.073	0.26
η_G	adimensional	0.8	-	0.50	0.11	0.89
K_H	g/m ³	3	1 – 3	2.30	1.0	5.25
K_X	g/m ³	0.03	0.01 – 0.03	0.06	0.0026	1.35
η_H	adimensional	0.4	-	0.42	0.1	1.78
K_{OH}	g O ₂ /m ³	0.2	0.01 – 0.2	0.23	0.034	1.60
K_{NO}	g N-NO ₃ /m ³	0.5	-	0.21	0.02	2.23
K_{OA}	g O ₂ /m ³	0.4	-	0.44	0.047	4.09

(*) Henze *et al.* 2002, Hulsbeek *et al.* (2002) (**) y Cox, (2004) (***) Recomienda valores tomados de la curva de distribución sean utilizados para un diseño conservador de lodos activados. Los porcentajes indican diferentes percentiles de las distribuciones, siendo los de 50% los promedios.

WERF (2003) realizaron un estudio exhaustivo, para μ_A y b_H en particular, que mostró valores relativamente más altos y menos variables ($0.85 < \mu_A < 0.9$ y $b_H = 0.17$), comparado con los valores referidos “por defecto” para 20°C (Henze *et al.* 2002). Se admite que esta variación puede ser por las características del agua (% industrial, potencial toxicidad, pH, variación en el consumo de oxígeno, etc.). Sin embargo, para aguas típicamente municipales, WERF (2003) sugieren nuevos valores para μ_A y b_H , (mencionados líneas arriba), é infieren que los valores más bajos y variables de μ_A de otros autores, podrían explicarse por un análisis incorrecto al utilizar un b_A fijo (0.1), inferior a su valor real.

Así mismo, WERF (2003) hace notar la incertidumbre que tiene la temperatura respecto a μ_A , dado en un amplio rango del coeficiente de temperatura en la ecuación de Arrhenius ($1.076 < \theta < 1.127$). El valor seleccionado en un diseño o una

simulación tiene gran impacto sobre el tiempo de retención celular mínimo de los autótrofos SRT_{min} , el cual a 10 °C podría ser de 5 a 10 días según se utiliza un factor de corrección θ de 1.076 o 1.127. La diferencia entre los SRT_{min} en invierno repercute en enormes diferencias en el volumen de reactor requerido para un diseño o supuesta capacidad de nitrificación de una planta o en una simulación.

WERF (2003) estima que se podría ahorrar hasta USD 2 billones en los próximos 20 años en la Unión Americana, solamente aplicando valores de μ_A y θ ajustados a su valor real en comparación con los que son utilizados en el diseño tradicional (conservador). Por lo que será importante prestar atención en la medición o confirmación (de-falsificación) de μ_A a la temperatura de proceso.

El efecto de la temperatura se complica cuando se considera que el ASM1 supone la nitrificación en una sola etapa, menospreciando la posible acumulación de nitritos (NO_2). Se probó que cuando se tienen condiciones ($Temp > 20^\circ C$) la tasa de crecimiento de las *Nitrosomonas* (bacterias productoras de nitritos NO_2) es mayor que la de las *Nitrobáctera* (bacterias productoras de nitratos NO_3), (Van Dongen *et al.* 2001). Por ejemplo a $35^\circ C$ el factor entre las dos tasas de crecimiento es 2, lo que hace que, al funcionar a $35^\circ C$ con un tiempo de retención de sólidos (SRT) de 1.0 d, puede haber nitrificación, mientras que las bacterias productoras de nitratos (*Nitrobáctera*) serían selectivamente evacuadas. El mismo evento puede tener lugar en rangos de temperatura $20 < T < 35^\circ C$, para un $\theta_c > 1$ d. Lo anterior tiene como consecuencia que en una localidad con clima cálido como Monterrey, evitar la nitrificación (si es intención) en verano puede ser problemático, como promoverla en invierno. Otro parámetro que puede diferir en su valor por defecto, es la constante de saturación de oxígeno K_o , que influye en la tasa de crecimiento μ_H cuando se determina multiplicando con el interruptor (I), ver ecuación 3.1:

$$I = \frac{S_o}{K_o + S_o} \quad 3.1$$

Aún cuando la concentración de oxígeno en el licor sea alta, las condiciones de mezcla de baja intensidad, combinada con flóculos relativamente grandes puede ocasionar una reducción sobre μ_H , contrariamente a lo que habrá que predecirse con un K_O por defecto ($I \approx 1$). Chu *et al.* (2003) mostraron que K_O varía mucho con el gradiente de velocidad de la mezcla que se tiene en un reactor. Por lo que es pertinente considerar la recomendación de WERF (2003) para el valor por defecto de K_O , que deberá ser aplicado con más precisión. Utilizar K_O como parámetro a calibrar según sugiere el protocolo de la STOWA (Hulsbeek *et al.* 2002), es una manera de poder resolver esta dificultad.

3.4 EJEMPLOS DE CASOS DE MODELACIÓN

A la fecha existen muchos casos de aplicación del modelo ASM1 (versión original o modificada). La empresa Hydromantis Inc. de Hamilton, Canadá, propietaria del GPS-X presenta en su página (www.hydromantis.com) un reporte con numerosos casos de aplicación en modelación en plantas de tratamiento, que se tradujeron en mejoras substanciales de operación y/o diseño, así como reducción de costos operativos. Los ejemplos incluyen plantas ubicadas en Canadá, Estados Unidos, Inglaterra, Japón, Suecia, Alemania, Austria y Holanda; entre las que destacan:

- ✓ Obtención del nivel de nitrificación y desnitrificación deseado, realizando cambios sugeridos en la simulación dinámica en los flujos (tanques en paralelo a tanques en serie) y en el retorno de lodos (ahorro USD 10,000,000 Canadá).
- ✓ Actualización de un proceso para respetar, sin rebasar los límites máximos permisibles, lo que permitiendo ahorros considerables (USD 150,000,000; en Toronto, Canadá).
- ✓ Construcción de solo el mínimo necesario para optimizar el funcionamiento y respetar las normas establecidas, demostrando además que no era necesaria la construcción de otro sistema de tratamiento (ahorros de aproximadamente USD 10,000,000. Planta de Tratamiento de Yorkshire, Gran Bretaña).
- ✓ Ahorros de energía debido a aeradores más eficientes (Leipzig, Alemania).

- ✓ Generación de ahorros gracias a procesos de aeración y dosificaciones óptimas de químicos (Ahorros de USD 120,000/año, Wessex Water, Gran Bretaña).
- ✓ Ahorrando químicos gracias a la aplicación de dosis óptimas definidas con modelación, reduciendo la producción de lodos y como consecuencia el tratamiento de éstos (USD 36,000/año, GE Plastics, Estados Unidos).
- ✓ Incremento y dosificación óptima de fuentes de carbono externas para la remoción de nitrógeno (Uppsala, Suecia).
- ✓ Evaluación de sistemas de monitoreo para mejorar un proceso, generando ahorros de energía e incrementando la remoción de nitrógeno para respetar las normas locales (Leipzig, Alemania; Uppsala, Suecia; y Ljubljana, Eslovenia).
- ✓ Realizando modificaciones mínimas y económicas (ahorros de 99%) a plantas para tratar mayor volumen de aguas residuales (incremento de la población 15%), en vez de realizar ampliaciones cuantiosas (Ahorro de 99,000,000 Euros. Plantas de Tratamiento Köhlbrandhöft y Dradenau en Hamburgo, Alemania).
- ✓ Cambio del objetivo inicial de diseño de algunas de las estructuras de una planta de tratamiento (por ejemplo filtros percoladores) para llevar a cabo la remoción de nutrientes (Planta de tratamiento Sjölanda en Malmö, Suecia).

Además de los ejemplos citados, se puede referir también a Gernaey *et al.* (2004) quienes reportaron una lista de otros casos de aplicación de la modelación y simulación para mejorar la eficiencia y realizar ahorros en plantas. WERF (2003) presenta varios ejemplos en USA. Así mismo, Hulsbeek *et al.* (2002) reportan que de 1995 a 2000, más de 100 plantas han sido modeladas en Holanda. Como contribución propia al inventario de casos de aplicación de la modelación, la tabla 3.2 presenta algunos de los últimos casos presentados en la literatura.

Tabla 3.2.- Casos de aplicación de modelado con ASM1

Referencia	Ciudad, país	Planta	Tipo	Aplicación
Jobbágy <i>et al.</i> (2004)	Budapest, Hungría	Sudthpest, WWTP	Municipal, lodos activados seguidos por biofiltros de nitrificación y denitrificación	Utiliza ASM1 para comparar diferentes variantes de procesos para optimizar la remoción del nitrógeno
Salem <i>et al.</i> (2004)	Graningen, Holanda	Garmorwelde, WWTP	Municipal, lodos activados basado sobre un proceso de bioenriquecimiento en línea (BABE)	Utiliza ASM1 modificado para modelar un nuevo proceso que aprovecha la bioacumulación é implementar la versión optimizada en la planta
Novák y Havrlíková (2004)	Praga, Rep. Checa	Praga WWTP	Municipal, lodos activados al que se agregó un proceso llamado "R_AN_D_N", que es una mejora de la estabilización por contacto	Utiliza modelación matemática (Mantis GPS-X) para evaluar diferentes soluciones técnicas para optimizar la remoción del nitrógeno
Koch <i>et al.</i> (2000)	Suiza	Varias plantas	Municipales, con tanques para nitrificar y denitrificar	Calibración con ASM3 utilizando pruebas tipo batch y datos rutinarios para optimizar la nitrificación, denitrificación y producción de lodo
Rosenwinkel <i>et al.</i> (2004)	Alemania	6 plantas en Alemania	Municipales	Proceso de nitrificación y denitrificación y remoción biológica o química de fósforo. ASM3 + módulo bio-P. Propone un set de parámetros para lograr simular plantas de este tipo
Printemps <i>et al.</i> (2004)	Nantes, Francia	Tougos, WWTP	Municipal + remoción de N y P	Optimización de remoción de DQO, N y P utilizando ASM1 y el Software WEST
Brdjanovic <i>et al.</i> (2000)	Haarlem, Holanda	Waarder Polder WWTP	Municipal	Evaluación de alternativas de procesos de remoción de DQO, N y P
Petersen <i>et al.</i> (2002)	Bélgica	Zelee WWTP	Municipal + industrial, lodos activados sin denitrificación	Utilizan ASM1 y el Software WEST para obtener una buena representación del proceso de remoción de nitrógeno y sus limitaciones para posteriormente modificar la planta para respetar los estándares de descarga
Gokcay y Sin (2002)	Ankara, Turquía	Ankara Central WWTP	Municipal sin denitrificación	Utiliza ASM1 para simular la producción de lodo y DQO en el efluente

CAPÍTULO 4

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

4.1 JUSTIFICACIÓN

4.1.1 Justificación contextual

Se observa que en México y en general en América Latina, existe retraso en la utilización de esta valiosa herramienta que es la modelación del proceso de lodos activados con el ASM1. El presente trabajo sería uno de los primeros que se aplicaría sobre una planta a escala real en el noreste de México.

Como se dijo anteriormente, la planta bajo estudio ha tenido una evolución de incremento de flujo importante, al estar recibiendo en la actualidad 2.5 veces el caudal de diseño. El diseño original fue para 500 LPS, posteriormente se llevó a cabo una primera ampliación a 750 LPS, a la fecha acaba de terminarse la segunda ampliación, esta vez a 1,250 LPS; cabe mencionar que ninguno de los anteriores proyectos estuvo basado en la modelación, que permite conocer su verdadera capacidad y asegurar la calidad del efluente. Además, de acuerdo al comportamiento de la economía en esta región, se prevé que crecerán más los flujos a tratar, por lo que la modelación podría ser una excelente alternativa para apoyar la toma de decisión.

Uno de los problemas detectados en la planta bajo estudio es la limitación de la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal. Mediante el presente estudio se pretende optimizar la infraestructura (tanques y equipos) para conocer la real capacidad en cuanto a remoción de nitrógeno, componente a veces objetable para algunas aplicaciones de reuso. Así mismo se tiene especial interés de cuantificar la fracción inerte del substrato debido a las condiciones particulares de esta

planta al carecer de tratamiento primario, y obtener algunos parámetros cinéticos importantes del modelo ASM1 a temperaturas de proceso mayores de 20°C.

Como se vio en el apartado 2.3 (Normatividad), actualmente los límites para N y P son poco exigentes, sin embargo, considerando la gran actividad industrial de Monterrey, la demanda de agua tipo industrial (reusada) podrá ir en aumento, por lo que la tendencia será alcanzar la calidad requerida por la NOM-003, para lo cual será de mucha ayuda tener modelada la planta.

4.1.2 Justificación científica

Cada planta, por su configuración y por sus características del agua a tratar es única, por lo cual, para poder calibrarla, es necesario conocer el patrón de fraccionamiento de la DQO y nitrógeno en el influente y las constantes cinéticas del lodo, así como la hidráulica de los reactores. Los métodos de caracterización originales establecidos en el ASM1 (Henze *et al.* 2002) son complejos y lentos, lo que podría llegar a ser un obstáculo para la utilización masiva de la modelación en países de América Latina y del Caribe; por lo que la adopción y validación de métodos más simples como el de la STOWA (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002), podrían ser beneficiosos.

Habrá que recordar que el método caracterización de la STOWA fue desarrollado y probado con éxito en más de 100 plantas de los Países Bajos. Sin embargo, pese a lo anterior, no se ha expandido a otros países para poderlo generalizar. Para su utilización en ciudades como Monterrey, se requiere una evaluación antes de poder adoptarlo, ya que la característica del agua residual podría ser diferente.

El fraccionamiento de la DQO, puede presentar variaciones entre un país y otro, inclusive de una ciudad y otra (Metcalf & Eddy, 2003). Por lo que será necesario generar datos cuantificables para la caracterización del influente y conocer las

proporciones y rangos que podrían caracterizar las aguas residuales típicas de la región. No existe una estrategia única de calibración en la literatura; para el caso específico de la Planta Noreste se requiere probar una estrategia que combine el protocolo de STOWA (Hulsbeek *et al.* 2002) y los procedimientos de Vanrolleghem *et al.* (1999) y Langegraber *et al.* (2004). A fin de proponer una metodología más estandarizada para otras plantas de la región.

El primer paso para lograr la modelación de la planta será la construcción del modelo matemático a escala real. Sin embargo, la calidad de las predicciones del modelo depende en gran medida de su calibración confiable. Para ese propósito, se requerirá información sobre la hidráulica del reactor junto con el conocimiento detallado de las características del agua residual y de los parámetros cinéticos de la biomasa.

4.2 HIPÓTESIS

Al combinar los diferentes protocolos de calibración para al ASM1 disponibles en la literatura, se puede desarrollar una metodología más específica basada en las diferentes campañas de caracterización de los influentes, la hidrodinámica de los reactores con base en pruebas de trazador a escala real y la calibración de la sedimentación. Toda esta información será vaciada en el programa GPS-X, con lo que se logrará simular con éxito el proceso de lodos activados de la planta bajo estudio.

4.3 OBJETIVOS Y METAS

4.3.1 Objetivo general

Modelar la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Noreste con el modelo ASM1 para representar su comportamiento actual, con posibilidad de predecir escenarios de expansión, en su caso.

4.3.2 Objetivos específicos

- a. Determinar el modelo hidrodinámico equivalente a una unidad de proceso (reactor central y Verticell™) de la planta bajo estudio vía pruebas de trazador
- b. Mediciones de perfil de concentración de oxígeno disuelto y tasa de consumo de oxígeno.
- c. Evaluar las características de sedimentación de los lodos de la planta y obtener los parámetros del modelo de Vesilind para representar el sedimentador (punto de separación vs flujo de sólidos y la importancia de la eventual denitrificación en el sedimentador).
- d. Evaluar el patrón de fraccionamiento de la DQO y del nitrógeno en el influente de la planta y la variabilidad de los componentes del modelo ASM1 utilizando para su caracterización el protocolo de la STOWA, (Hulsbeek *et al.* 2002).
- e. Evaluar en laboratorio los valores y variabilidad de los parámetros cinéticos más importantes como Y_H , μ_H y b_H del modelo en el rango de 20 a 28°C
- f. Calibrar y verificar el modelo para representar su comportamiento en el rango de 20 a 28°C para predecir el consumo de oxígeno y producción de lodo
- g. Aplicar el modelo calibrado para evaluar diferentes escenarios de modificaciones y expansión, donde se menciona:
 - ✓ Escenario de incremento de flujo y carga, así como un incremento simultáneo de flujo y carga
 - ✓ Eliminación de uno o ambos reactores laterales (Verticell™)
 - ✓ Escenario de mejoramiento de la capacidad de aeración (para nitrificar)
 - ✓ Capacidad hidráulica para futuras expansiones

4.3.3 Meta

La meta de la modelación es poder utilizarla posteriormente para realizar estudios de optimización (ampliaciones, modificación de configuración y/o cambios en la operación), por lo que será deseable llegar al más alto nivel de la calibración, es decir, obtención de los parámetros específicos a la planta (Hulsbeek *et al.* 2002).

El resultado buscado es obtener una buena descripción del proceso de remoción de la materia orgánica, nitrógeno y producción de lodo. Es de interés conocer la condición de ambos tipos de procesos de lodos activados en la Planta Noreste, evaluar la factibilidad de mejorar la remoción del nitrógeno para ofrecer agua de mejor calidad para reuso, optimizar la capacidad hidráulica de tratamiento y contar con bases confiables de diseño optimizado para ampliaciones futuras y modificaciones o nuevas plantas.

CAPÍTULO 5

MATERIAL Y MÉTODOS

MATERIAL Y MÉTODOS

5.1 GENERALIDADES Y PLAN EXPERIMENTAL

La metodología propuesta es resultado de la complementación y del esfuerzo de síntesis de las principales fuentes de investigación presentadas en el capítulo 3 (Estado de Arte); el orden de los pasos a seguidos están basados en la propuesta de guía de Langregraber *et al.* (2004), mientras que los detalles sobre cada etapa son acotados de acuerdo a varias otras fuentes, fundamentalmente tomando en cuenta el criterio de WERF (2003), según el cual el modelador tendrá siempre que realizar los ajustes necesarios para obtener una secuencia aplicable a cada caso. Lo anterior justifica el porqué se basó la metodología en una síntesis de dichas fuentes, mismas que se pueden resumir en lo siguiente:

- ✓ Langregraber *et al.* (2004) hace énfasis en la secuencia de actividades y control de calidad en el proceso de calibración;
- ✓ Petersen *et al.* (2002) ejemplifica cómo llevar a cabo experimentos y pruebas de laboratorio, campañas de muestreo y calibración en régimen estacionario y dinámico;
- ✓ WERF (2003) detalla cómo se puede utilizar los datos rutinarios de la planta para tener una primera calibración;
- ✓ Roeleveld y Van Loosdrecht (2002) consideran métodos más simples y dicen claramente cuál parámetro hay que ajustar en cada fase de la calibración.

Los software de modelación que fueron utilizados en el presente trabajo fueron: Aquasim para las pruebas de trazador y sedimentador y GPS-X para la fase de calibración del modelo biológico. El diagrama de flujo de la metodología prevista, fue adaptada de Langregraber *et al.* (2004). Tras la presentación general de la

secuencia con la figura 5.1, se detallan en las secciones subsecuentes de este capítulo la forma en que fue adaptada en este trabajo. Cabe hacer notar que en el protocolo de simulación se requiere definir primero los detalles del proyecto de modelación, lo que se hizo en el capítulo 4 (Planteamiento del problema).

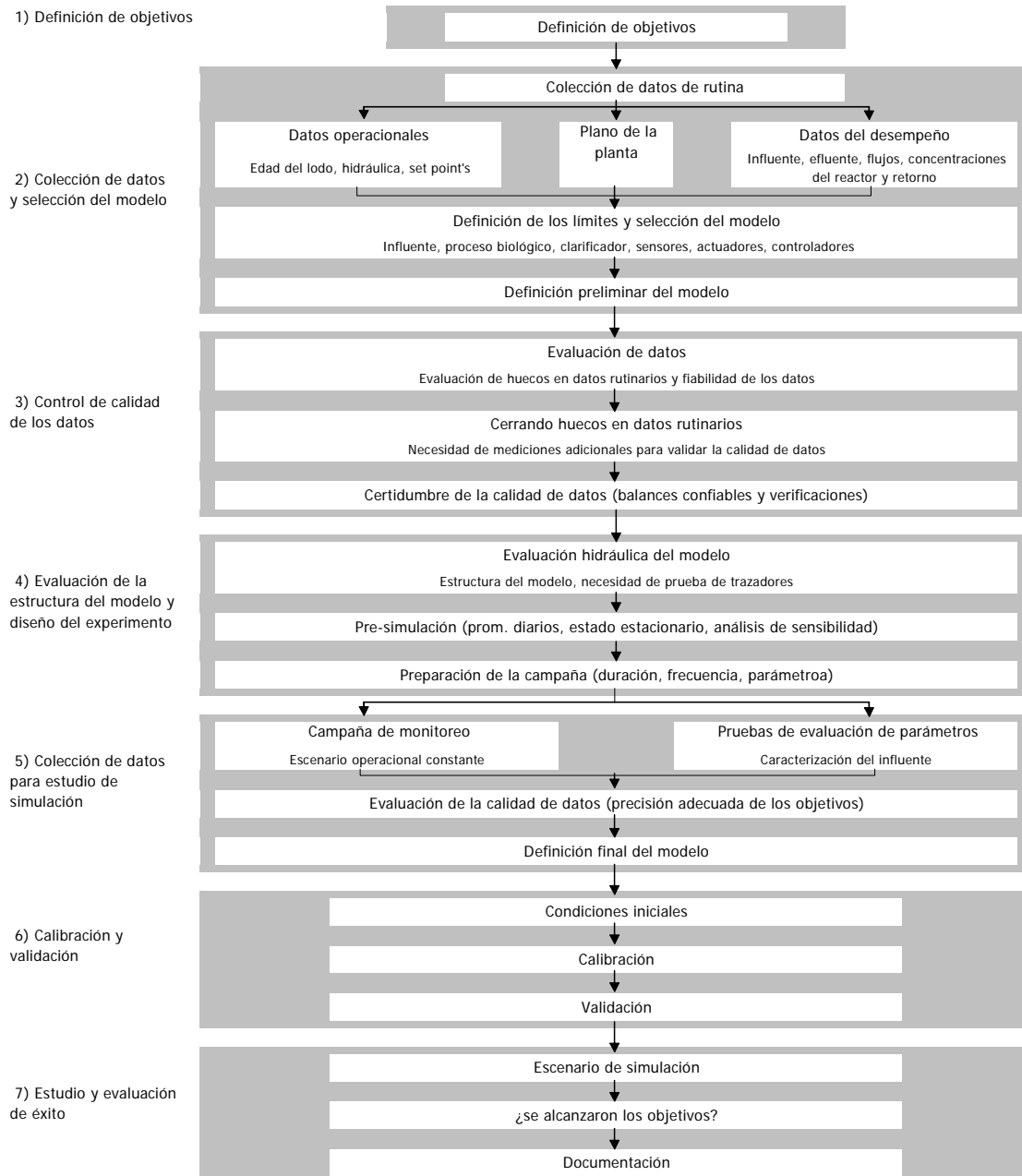


Figura 5.1.- Diagrama de flujo de las fases de calibración de Langregraber *et al.* (2004)

La modelación está enfocada en el proceso de lodos activados (influyente, reactor y sedimentador). En cuanto a los reactores, se tienen 2 reactores centrales tipo flujo pistón (500 LPS c/u), más dos reactores pequeños (ubicados lateralmente a los reactores centrales) diseñados con la tecnología (Verticell™, de 125 LPS c/u), además tres clarificadores secundarios, cuyos flujos de influyente y de retorno de lodos terminan por juntarse, pero de eficiencia y operación algo diferentes.

Es importante verificar el balance de flujos, para ver si es necesario modelar un solo tren (Hulsbeek *et al.* 2002 y WERF 2003), es decir, un reactor central y un lateral, tomando en cuenta la eficiencia conjunta de los sedimentadores (que reciben lodo de dos tecnologías diferentes), que retornan en forma proporcional.

5.2.1 Selección de modelos biológicos

Como la meta es predecir convenientemente la remoción de DQO y nitrógeno, así como la producción de lodo, se tienen disponibles el ASM1 y el ASM3 (Henze *et al.* 2002). Se consideró para el presente trabajo el ASM1 en su versión original, en virtud de que se lo considera el estado de arte por la gran experiencia mundial y además presenta menos exigencias para la caracterización del influyente.

En cuanto al sedimentador, se hubiese podido utilizar el modelo de separación ideal sólido-líquido, al haber observado buena sedimentabilidad, aunque también se tiene disponible el modelo de capas múltiples. Sin embargo, al utilizar el GPS-X en la calibración y al tener disponibles los parámetros de Vesilind, obtenidos en la campaña, se decidió aprovechar la capacidad de este software para simular el espesor del manto de lodos, por lo que se optó por un modelo unidimensional (modelo de Takaks, en el GPS.X).

No se pretende modelar el proceso de aeración; los niveles de OD solo se tomarán como datos por medir y documentar. Durante la calibración se fijará el OD en los

niveles observados en la campaña. Además se midió la concentración de nitratos en el lodo y en el efluente para; en su caso, considerar la denitrificación en los sedimentadores (Hulsbeek *et al.* 2002), utilizando un tanque virtual en la línea de retorno. La consideración o no del proceso de denitrificación, se decide con base en el análisis de la información disponible (rutinario y de la campaña).

5.2.2 Colecta de datos rutinarios de la planta

El conjunto de datos varía según el tipo y tamaño de la planta y la complejidad de los procesos (Petersen *et al.* 2002). La Planta Noreste, (como cualquier planta) tiene diseñada desde su puesta en operación un programa de muestreo rutinario (disponibilidad de datos históricos de desempeño de la planta), (Hulsbeek *et al.* 2002 y WERF 2003). Los datos de interés, que fueron colectados para fines del presente trabajo son:

- ✓ Datos de diseño: volumen de tanques, tiempo de retención, canales, etc.
- ✓ Datos operacionales: caudales promedios y sus variaciones diurnas para el influente, efluente, purga y recirculación de lodos y retorno de los drenados de las unidades de procesamiento de lodos, además pH, Temp. y OD.
- ✓ La caracterización del influente: (DQO_{TOT}, DQO_{SOL}, DBO₅, SST, SSV, NTK, NO₃, NO₂, P_{TOT}, alcalinidad).
- ✓ Composición del licor mezclado (SST, SSV, DQO, NTK y P_{TOT}).

Ya que la planta ha sufrido otra fase de extensión y modificaciones, los datos de interés son los posteriores a noviembre de 2004. En el caso de haber optado por una pre-calibración con datos rutinarios, los datos de períodos de inestabilidad o de períodos de lluvias deberían haber sido excluidos. No es conveniente utilizar largos intervalos de tiempo para estimar valores promedios que se utilizan en la simulación en estado estacionario (WERF, 2003), se decide más bien por períodos homogéneos de funcionamiento normal y tiempo seco.

En el presente trabajo, no se llevó a cabo una pre-calibración con base en datos históricos, sin embargo, se consideraron los datos de diseño y operacionales en la verificación de las relaciones de rutina para el fraccionamiento con el Influent Advisor, como se menciona en el capítulo 8.

5.2.3 Evaluación de los datos colectados y control de calidad

Los datos rutinarios necesitan ser evaluados y depurados antes de usarse en la calibración. El aseguramiento de calidad inicia con la verificación de los métodos y precisión de los análisis, inspección de los puntos de muestreo, medición y seguimiento de la estadística básica, que permitan detectar valores atípicos, así como identificar diferentes periodos en la operación (lluvia, sequía, etc).

Por alguna razón, ciertos datos pueden parecer erróneos, mismos que deben verificarse a través de balances de masa y verificaciones empíricas, relaciones como DQO/DBO, NTK/DQO, SSV/SST y P_{tot}/DQO en el influente; DQO/SSV y SSV/SST del licor mezclado pueden ayudar a detectar datos fuera de rango, comparando con tendencias históricas y valores conocidos de la literatura para algunas relaciones como: $2 < \text{DQO/DBO} < 2.2$ y $1.42 < \text{DQO/SST} < 1.48$, para aguas residuales municipales y para el licor mezclado, respectivamente (WERF 2003).

Los balances de masas se realizan sobre caudales promedio, (flujos máxicos de sólidos, carbón, nitrógeno y fósforo), aún si la remoción de este último no es de interés. Al fósforo se le considera la mejor base para los balances, ya que no cambia a fase gas, (Langregraber *et al.* 2004 y Hulsbeek *et al.* 2002). El balance sobre el nitrógeno es preciso, cuando la planta no desnitrifica; (lo que sería el caso de la planta Noreste). Las ecuaciones correspondientes a los balances se detallan en Hulsbeek *et al.* (2002) y permiten estimar su coherencia, ya que puede existir incertidumbre en la distribución de flujos internos si el balance no cierra dentro de los límites; el flujo de purga suele ser el más sospechoso (WERF, 2003).

Las fracciones faltantes de DQO pueden obtenerse a partir de datos disponibles de DBO_5 , una vez evaluada la relación DBO_5/DQO . Langregraber *et al.* (2004) consideran cierres de balance aceptables 5% para fósforo, 10% para DQO y 10% para SST y coinciden en que, cuando los balances no cierran en dichos rangos, deben aportarse correcciones antes de iniciar una simulación, lo cual puede requerir evaluar la necesidad de extender temporalmente muestreos y aforos rutinarios sobre datos faltantes como (DQO_{SOL} , tasa de respiración, fracciones de DQO, nitrógeno y fósforo), así como verificar los flujos. La tasa de respiración (r_{O_2}) calculada a través del balance de masa (DQO) permite estimar la eficiencia de transferencia de oxígeno ($\text{kg O}_2/\text{kwh}$), y detectar posibles errores en flujos o en concentraciones. Los balances de masa se realizan, además del reactor, en el proceso de lodos, según lo permitan los datos disponibles.

No hay que perder de vista que la planta Noreste no tiene clarificación primaria, por lo que la DQO_{TOT} es aplicada directo al reactor. En el proceso, una fracción de DQO se transforma en biomasa, pero hay una fracción que es oxidada (convertida en CO_2), y como otra fracción importante de los SST es a su vez biodegradable, (es parte de la DQO particulada), durante la hidrólisis es convertida eventualmente en CO_2 (gas); se atribuye a esto que la desviación no cierre para SST.

Los datos históricos solos no permiten disponer de suficiente información para lograr realizar una modelación detallada ni para obtener el fraccionamiento preciso del agua residual. Por lo cual se tiene que deducir cierta parte de ellos, en base a información más precisa. Otra pregunta que se debe responder, analizando los datos históricos, es establecer la limitación de la planta para remover solo la materia orgánica o bien, considerar la nitrificación. El análisis de θ_c (tiempo de retención celular), temperatura y el grado de remoción del nitrógeno, permite concluir sobre este aspecto, que tendrá impacto en el enfoque de la calibración y en el sentido de optimización, según sea la intención del operador, (nitrificación voluntariamente deseada o no).

Las aguas de retorno, procedentes de los procesos de espesamiento y desaguado de lodos, generalmente no son caracterizadas en forma rutinaria. Sin embargo, suele ser una fuente importante de nitrógeno amoniacal con potencial para nitrificación, lo cual demandaría mayor energía y mayor volumen de reactor (Van Dongen *et al.* 2001), por lo cual, su caracterización tiene que considerarse en la campaña de muestreo y análisis, a fin poder simular su impacto y considerar según la intención del operador de la planta (evitar o promover la nitrificación).

5.3 CONVERSIÓN DE LOS DATOS PARA ASM1

Una etapa importante en la caracterización del agua residual es la conversión de los datos rutinarios y/o de campaña (depurados y complementados), en un juego de fracciones de substrato compatibles con el ASM1 (carbono y nitrógeno). Se admite que las concentraciones en el influente de oxígeno disuelto (S_o) y biomasa (X_{BH} y X_{BA}) suelen despreciarse; aunque se reconoce que su cantidad puede ser significativa, pero con respecto a la DQO resulta despreciable. Para justificar esta simplificación, algunos autores consideran que la diversidad de microorganismos en el lodo activado es producto de una selección en el medio, más que un hecho resultante de la inoculación con el influente, (Roeleveld y Van Loosdrecht 2002).

Suponiendo que no hay limitación en la alcalinidad (S_{ALK}), (Petersen *et al.* 2002 y Henze *et al.* 2002), los componentes de interés serán únicamente las fracciones de DQO y nitrógeno. Hulsbeek *et al.* (2002) recomiendan iniciar la calibración con la generación de los componentes de caracterización y flujos a partir de datos históricos disponibles. Gernaey *et al.* (2004) recuerdan que el fraccionamiento del agua residual municipal típica es frecuentemente sugerido por varios estudios descritos en el ASM1, y que puede ser utilizado como primera aproximación para traducir los datos en fracciones del ASM1. Como no se realizó una pre-calibración con los datos de rutina, la conversión que se describirá en esta sección solo es de interés para los datos de la campaña.

Como se mencionó en el capítulo 4, fueron evaluados los modelos del protocolo de la STOWA y el Influent Advisor, para hallar las fracciones de DQO y nitrógeno. Por un lado se utilizaron mediciones de DQO y nitrógeno en muestras filtradas a 0.1 μm , para determinar las fracciones según el protocolo de la STOWA. Estos resultados no fueron utilizados en la calibración, solo sirvieron para evaluar la pertinencia de dicho modelo con el influente de la planta. Por otro lado, se utilizan datos de DQO_{TOT} , DBO_5 , NTK NH_3 y SST (y sus componentes solubles filtrados a 45 μm), conjuntamente con el Influent Advisor para encontrar los componentes del ASM1 para la calibración basada en datos de la campaña.

5.4 PROTOCOLO DE CARACTERIZACIÓN DE LA STOWA

5.4.1 Fraccionamiento de la DQO

El protocolo de la STOWA combina filtraciones y determinaciones de DQO y DBO; se filtran muestras de influente y efluente (0.1 μm) y se mide la DQO filtrada y total de cada una; se asume que la biomasa en el influente es despreciable $X_{\text{BH}} = X_{\text{BA}} = 0$ (aguas residuales municipales). Éstos se podrían determinar si se tratase de otro tipo de influente, utilizando la propia metodología del ASM1. La DQO total del influente equivale a las ecuaciones 5.1 y 5.2. Por otro lado, considera como DQO soluble (influyente) la fracción que pasa por el filtro de 0.1 μm y equivale a la suma de ($S_i + S_s$), según la expresión 5.3.

$$\text{DQO} = S_s + S_i + X_s + X_i \quad (5.1)$$

$$\text{DQO} = \text{DQO}_{\text{inf,sol}} + \text{DQO}_{\text{inf,part}} \quad (5.2)$$

$$\text{DQO}_{\text{inf,sol}} = S_i + S_s \quad (5.3)$$

Para la determinación de S_i , se obtiene a partir de una muestra filtrada a 0.1 μm del efluente. Para aguas residuales municipales, considera que aunque S_s fue

agotada totalmente, queda remanente una parte de substrato biodegradable en $DQO_{\text{eff,sol}}$, por lo cual se afecta con un factor (0.9), ver ecuación 5.4

$$S_i = DQO_{\text{eff,sol}} * 0.9 \quad (5.4)$$

Donde: $DQO_{\text{inf,tot}}$ = DQO total, $DQO_{\text{inf,bio}}$ = DQO biodegradable influente, $DQO_{\text{inf,part}}$ = DQO particulada influente, $DQO_{\text{inf,sol}}$ = DQO soluble influente, $DQO_{\text{eff,sol}}$ = DQO soluble efluente. Con la curva de DBO, se halla DBO_U y la constante cinética con una regresión no lineal. Para obtener DBO_U ($X_S + S_S$) se usa la ecuación 5.5, que incluye la DBO_5 (campana) y la constante cinética (k), determinada por separado. Según el protocolo de la STOWA, la DBO_U no representa la totalidad de la fracción biodegradable, por lo que prevé un factor (f_{DBO}) para relacionar DQO_{Bio} con DBO_U para estimación de largo plazo. Este factor considera que una parte de DQO_{Bio} se convierte en fracción inerte con la lisis de la biomasa. Se adoptó el valor de 0.15 como lo sugiere Hulsbeek *et al.* (2002). La fracción X_S se obtiene por diferencia (ecuación 5.7) y finalmente X_i se halla por diferencia de la DQO_{TOT} (ec 5.8):

$$DBO_U = \frac{DBO_5}{1 - \exp(-k * t)} \quad (5.5)$$

$$DQO_{\text{bio}} = X_S + S_S = \frac{DBO_U}{1 - f_{\text{DBO}}} \quad (5.6)$$

$$X_S = DQO_{\text{bio}} - S_S \quad (5.7)$$

$$X_i = DQO - S_S - S_i - X_S \quad (5.8)$$

5.4.2 Curva de DBO

La tasa de oxidación de la DBO asume que la materia orgánica remanente es gobernada por una función de primer orden, ver ecuación 5.9

$$DBO_t = DBO_U \cdot (1 - \exp(-k \cdot t)) \quad (5.9)$$

Con la curva se obtiene la constante cinética de primer orden (k), para estimar DBO_U a partir de muestras compuestas. Se procedió a medir la DBO durante 12 días, (días 1, 2, 4, 6, 8, y 12 por duplicado). Este procedimiento fue replicado para obtener al menos 3 valores del coeficiente (k). Se utilizaron las siguientes ecuaciones para el método de mínimos cuadrados (ver ecuaciones 5.10 a 5.12):

$$n \cdot a + b \cdot \sum y - \sum y' = 0 \quad (5.10)$$

$$a \cdot \sum y + b \cdot \sum y^2 - \sum y \cdot y' = 0 \quad (5.11)$$

$$y' = \frac{y_{t+1} - y_{t-1}}{2 \cdot \Delta t} \quad (5.12)$$

Donde: $n = N^\circ$ de puntos, $a = -b \cdot L$, $b = -k$ (base e), $L = a/b$, $y = DBO$ al tiempo t , $y' =$ pendiente de DBO vs tiempo. Se aplicaron los métodos de mínimos cuadrados y el de Fujimoto, (Metcalf & Eddy 2003). Es necesario inhibir la nitrificación, por lo que en esta prueba se añadió 20 g/m^3 de 2-cloro-6-(triclorometil) para tal fin.

5.4.3 Fraccionamiento de Nitrógeno

Meijer *et al.* (2001) mostraron la importancia de un balance exacto del nitrógeno en la modelación a escala real; la fracción de nitrógeno incluida en X_s y X_i tiene que ser ajustada para balancear el contenido de nitrógeno en el lodo. La cantidad de nitrógeno amoniacal disponible para la oxidación determina la demanda de oxígeno para el crecimiento autótrofo (nitrificación), así como para definir el requerimiento de denitrificación, en su caso. El protocolo de la STOWA relaciona las fracciones de nitrógeno con las fracciones de DQO, por medio de factores de conversión (i_N), ver tabla 5.1 y ecuaciones 5.13 a 5.18

Tabla 5.1.- Coeficientes de conversión para nitrógeno (STOWA)

Coeficiente	Valor	Descripción
i_{NSi}	0.01	Relacionado con la fracción inerte soluble (S_i) de la DQO
i_{NSS}	0.02	Relacionado con la fracción rápidamente biodegradable (S_s) de la DQO
i_{NXS}	0.04	Relacionado con la fracción lentamente biodegradable (X_s) de la DQO
i_{NXi}	0.03	Relacionado con la fracción inerte particulada (X_i) de la DQO
i_{NSF}	0.03	Coficiente aplicable para ASM2

$$S_{Ni} = S_i * i_{NSi} \quad (5.13)$$

$$S_{ND} = S_s * i_{NSS} \quad (5.14)$$

$$X_{ND} = X_s * i_{NXS} \quad (5.15)$$

$$X_{Ni} = X_i * i_{NXi} \quad (5.16)$$

$$S_{NH} = \text{NH}_3 \text{ del influente (medición directa)} \quad (5.17)$$

$$S_{NO} = \text{NO}_2 + \text{NO}_3 \text{ del influente (medición directa)} \quad (5.18)$$

De las anteriores ecuaciones se obtienen las fracciones de nitrógeno, según los componentes de la DQO, a partir de dichas fracciones de pueden establecer las siguientes expresiones (ecuaciones 5.19 a 5.22):

$$NTK_{inf_tot} = S_{NH} + (S_i * i_{NSi}) + (S_s * i_{NSS}) + (X_s * i_{NXS}) + (X_i * i_{NXi}) \quad (5.19)$$

$$NTK_{inf_sol} = S_{NH} + (S_s * i_{NSS}) + (S_i * i_{NSi}) \quad (5.20)$$

$$NTK_{inf_part} = NTK_{inf_tot} - NTK_{inf_sol} = (X_i * i_{NXi}) + (X_s * i_{NXS}) \quad (5.22)$$

$$NTK_{eff_sol} = \text{NH}_{3eff} + (S_i * i_{NSi}) \quad (5.22)$$

Las fracciones de nitrógeno para cada componente de la DQO se determinan por ajustes en el modelo. Para mayor precisión, las fracciones de nitrógeno pueden obtenerse analizando NH_3 y NTK en muestras filtradas ($0.1 \mu\text{m}$) y no filtradas de

influyente y efluente, el concepto de fracción soluble es igual que para DQO (0.1 μm). En el presente trabajo se hicieron tales determinaciones, además de una comparación respecto a las fracciones obtenidas utilizando las fracciones de la tabla 5.1. Este método es aceptable para el ASM1.

5.5 CARACTERIZACIÓN CON EL MODELO INFLUENT ADVISOR

El programa GPS-X incluye un programa llamado Influent Advisor, el cual sirve para obtener el fraccionamiento del substrato en términos del ASM1, partiendo de variables compuestas (DQO, DBO, SST, NTK, NH_3 , entre otros). Constituye una alternativa al protocolo de la STOWA, que fue utilizado para la calibración del modelo biológico. Se consideró la librería CN (carbón-nitrógeno), el modelo biológico ASM1 y el modelo del influente “CODfractions”. Este programa está en formato de Excel para poder ingresar las variables compuestas y opera también con base en relaciones y coeficientes de conversión, las cuales se muestran en el capítulo 9.

5.6 CALIBRACIÓN HIDRÁULICA

El diseño de una prueba de trazador puede dificultarse debido a la falta de conocimiento previo de la hidráulica. Por consiguiente, no hay un procedimiento general recomendado. La cantidad necesaria de trazador y la frecuencia de muestreo es difícil de predecir sin efectuar algunos experimentos preliminares (Field, 2002; WEF y ASCE, 1998). Se seleccionó Rhodamina WT (Keystone, 2002), uno de los tintes trazadores más usados para evaluar la hidrodinámica en reactores de lodos activados (Metcalf & Eddy 2003), por sus características ideales y facilidad para ser detectado a concentraciones muy bajas usando un fluorómetro. Cuando se decide por una inyección de tipo pulso, se puede hacer una primera estimación dividiendo la masa de trazador por el volumen del reactor para una concentración superior al límite de detección del instrumento (WEF y

ASCE, 1998). Lo anterior puede llegar a ser costoso y tomar mucho tiempo. Un método alternativo, como el que se evaluó para este trabajo, consiste en realizar una pre-simulación, basado en una configuración real del modelo de la planta.

La planta Noreste, desde que su puesta en marcha en 1995, ha experimentado dos ampliaciones mayores. Una consecuencia de dichas modificaciones fue un reacomodo de tuberías en las diferentes corrientes internas. El objetivo buscado en la planta bajo estudio con el ASM1, fue calibrar la hidrodinámica de los dos tanques de aeración de lodos activados (flujo tipo pistón y VLR), basado en las pruebas del trazador y en el uso del simulador Aquasim

5.6.1 Fases de la prueba de trazador

El procedimiento constó de 4 fases. La primera fue la actualización del diagrama de flujo con base en los planos existentes y entrevistas con el personal operativo. En la segunda fue una pre-simulación con Aquasim para el diseño de las pruebas de trazador. En la fase tres la prueba de trazador y su muestreo, con la medición simultánea de flujos pertinentes. La última fase consistió en el análisis de datos para determinar el modelo hidráulico de la planta.

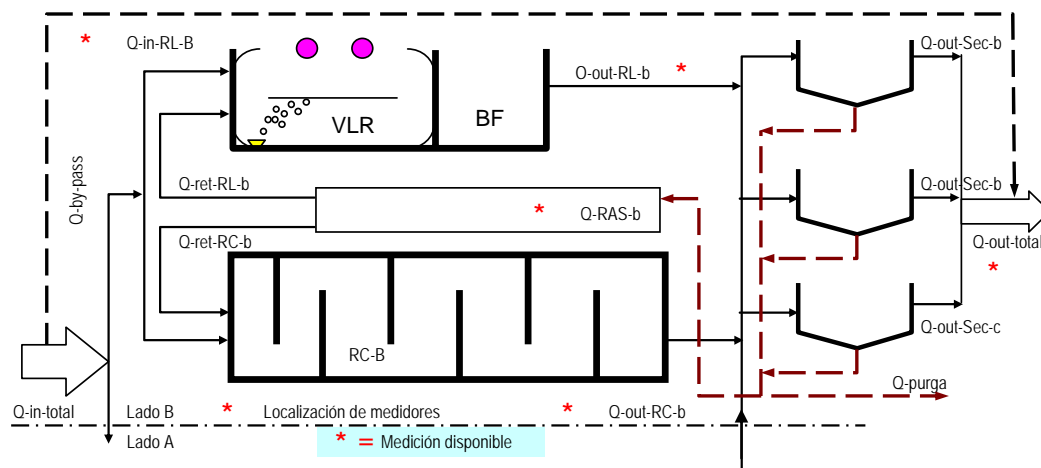


Figura 5.3 Diagrama de flujo actualizado

Según la figura 5.3, la planta incluye un tratamiento preliminar, (no mostrado) con 4 rejillas y 3 desarenadores, sin tratamiento primario, el proceso secundario incluye 4 reactores y 3 clarificadores, seguido por un proceso de cloración y el tratamiento de lodo (espesamiento con flotación por aire disuelto en paralelo con un espesador de banda, seguido por filtros de banda para desaguado).

La capacidad de la planta es de 1,250 L/s en 4 reactores: 2 centrales (RC_A y B) de 500 L/s cada uno, a manera de flujo tipo pistón, subdivididas en 7 celdas, todas aeradas a excepción de la primera. Las primeras dos celdas tienen 2,180 m³ y las restantes celdas 2,694 m³ cada uno (17,830 m³ en total). Los reactores laterales (RL_A y RL_B) de 125 L/s cada uno, están formados por un reactor VLR seguido de un tanque de burbuja fina (FB). El VLR tiene una placa horizontal que lo divide en dos compartimientos, superior e inferior. El volumen de cada tanque lateral es 4,640 m³ (3,040 m³ para el VLR y 1,600 m³ para FB). En la superficie existen 4 ensambles de discos que al girar generan flujo y proporcionan mezcla y aeración. El oxígeno suplementario lo provee un sistema de difusores de burbuja gruesa instalados en el primer cuadrante del fondo. (Shulze 2005).

La planta se complementa con tres clarificadores secundarios circulares, dos de alimentación central de 48 m de diámetro (originales) y el tercero (nuevo) de alimentación periférica de 50 m de diámetro, incluyendo el retorno y la purga de lodos. El efluente tratado se descarga al Arroyo Topo Chico. La temperatura de proceso varía entre 20 y 28°C y la nitrificación mostrada históricamente resulta insignificante. Debido a la simetría entre las líneas, el estudio se centró sólo en la mitad de la planta, formada por un reactor central y un reactor lateral (lado B).

5.6.2 Pre-simulación para el diseño de las pruebas de trazador

El objetivo fue determinar la duración de la prueba y los intervalos de muestreo, así como estimar la cantidad requerida de trazador y diseñar técnicamente las

salida del VLR (de celda 4) se dirige hacia 2 reactores en serie de mezcla completa (FB1 y FB2) del mismo volumen, que representa el tanque de la burbuja fina. En el modelado del reactor central, los 7 compartimientos reales fueron considerados como a tales, esto es, una serie de 7 reactores completamente mezclados.

Como el trazador se encuentra en forma soluble, no fue necesario diferenciar entre líquido y lodo en el modelo. Así que las interconexiones del modelo virtual pudieron ser simplificadas al representar el flujo de retorno como una sola línea de flujo. El mismo principio se aplicó a las corrientes de recirculación del lodo, representando como una sola salida del pozo 3, (ver figura 5.4).

El modelo de la pre-simulación se llevó a cabo en el entorno de Aquasim, usando los caudales nominales y las dimensiones de los tanques de la planta (ver tabla 5.2), con las características nominales del tinte trazador (Rhodamina comercial, 20% w/w de ingrediente activo y densidad de 1).

Tabla 5.2.- Datos nominales de operación hidráulica

Símbolo	Descripción	Valor
Q-in-tot	Influyente total	4,500 m ³ /h
Q-rec-tot	Retorno total de lodos	2,880 m ³ /h
Q-Río	Flujo en el Arroyo Topo Chico	10,800 m ³ /h
Q-WAS	Purga de lodos	315 m ³ /h
Q-int-VLR	Alimentación al VLR	Q-in-tot x 0.1 (asumido igual que el influente)
V-R _L	Volumen de cada reactor central (AT)	17830 m ³ : 2 x 2180 m ³ + 5 x 2694 m ³
V-R _C	Volumen de cada reactor lateral AT	4640 m ³ : 1VLR x 3040 m ³ + 1FB x 1600 m ³
V-sedim	Volumen de los clarificadores	2 CL of 3040 m ³ + 1 CL of 7860 m ³
V-Río	Volumen en el punto de descarga al río	4000 m ³ (asumido)
V-pozo	Volumen de pozos y canales	5 m ³ para pozo 1 y 2, 240 m ³ para canal 3
Frac_Q-in	Factores de partición de flujo influente	0.4 y 0.1 para reactores centrales y reactores laterales
Frac_Q-rec	Factores de partición de flujo de retorno	0.4 y 0.1 para reactores centrales y reactores laterales
Frac_Q-sedim	Factores de partición a los clarificadores	0.324 para sedimentadores 1 y 2; 0.352 para sedimentador 3

La inyección del tinte se programó en Aquasim como un pulso de flujo másico constante de dos minutos. La variable que se estimó en la simulación (ecuación

de balance de masa) fueron los perfiles de concentración tiempo del tinte en las diferentes celdas de cada reactor (en cada celda del reactor, en el efluente y en el punto de descarga al río). La variable que se ajustó (probando diferentes valores) fue el volumen de Rhodamina comercial inyectado, en función de la limitación de la concentración pico de 100 mg/m^3 a la salida de cada reactor y 10 mg/m^3 en punto de descarga al río. El límite de 100 mg/m^3 era para minimizar el volumen de Rhodamina y mantener la concentración en las muestras dentro del intervalo de medición del fluorómetro sin requerir dilución. Se admite para la Rhodamina que concentraciones menores de 100 mg/m^3 , las lecturas en el fluorómetro son directamente proporcionales a la concentración. El límite de 10 mg/m^3 para el río fue fijado función de la visibilidad del tinte al ojo humano.

5.6.3 Medición dinámica de caudales

Las únicas dos mediciones que están en uso son la medición del efluente total (Q-out-tot) y la suma de los clarificadores A y B (Qout_sedimAB). Se ubicaron cuatro mediciones de flujo adicionales en el lado B (marcados con * en la figura 5.3) para soportar el presente estudio, todos fueron instalados, calibrados y verificados regularmente por la empresa que los rentó. Según su ubicación (vertedores de salida, tubos llenos y canales abiertos), los medidores fueron de distintos tipos (magnéticos, área-velocidad y burbujeo). Se instalaron dos de ellos en la línea lateral B, uno en el tubo influente al VLR (Q-in-RL-b) y el otro a la salida del tanque de aeración de burbuja fina del reactor lateral (Q-out-RL-b). Un tercer medidor de flujo se localizó en el canal de retorno de lodo del lado de B (Q-Rec-b) cuyo flujo luego es compartido a través entre el reactor central y el reactor lateral, y el cuarto medidor se ubicó en el vertedor de salida del reactor central B (Q-out-RC-b). Con el anterior arreglo de medidores de flujo instalados, fue posible determinar todos los flujos intermedios directamente, para Q-in-RL-b y Qout-sedimAB, o indirectamente a través de los balances siguientes (ecuaciones 5.23 a 5.27) basados en Figura 5.3:

$$\text{Influente total de la planta:} \quad Q\text{-in-tot} \cong Q\text{-out-tot} \quad (5.23)$$

$$\text{Efluente del secundario C:} \quad Q\text{-out-sedimC} = Q\text{-out-tot} - Q\text{-out-sedim}_{AB} \quad (5.24)$$

$$\text{Retorno de lodos para } R_L\text{-B:} \quad Q\text{-rec-}R_L\text{-b} = Q\text{-out-}R_L\text{-b} - Q\text{-in-}R_L\text{-b} \quad (5.25)$$

$$\text{Retorno de lodos para } R_C\text{-B:} \quad Q\text{-rec-}R_C\text{-b} = Q\text{-RAS-B} - Q\text{-rec-}R_L\text{-b} \quad (5.26)$$

$$\text{Influente para } R_C\text{-B:} \quad Q\text{-in-}R_C\text{-B} = Q\text{-out-}R_C\text{-b} - Q\text{-rec-}R_C\text{-b} \quad (5.26)$$

También fue posible verificar la repartición de flujos entre ambos lados, como una forma de evaluar la hipótesis de la simetría de los flujos (ec. 5.27 y 5.28):

$$\text{Influente total en lado B:} \quad Q\text{-in-sideB} = Q\text{-in-}R_L\text{-b} + Q\text{-in-}R_C\text{-b} \quad (5.27)$$

$$\text{Influente total en lado A:} \quad Q\text{-in-sideA} = Q\text{-in-tot} - Q\text{-in-sideB} \quad (5.28)$$

5.6.4 Realización de las pruebas de trazador

Las pruebas se basaron en la pre-simulación, que dio aproximación en cuanto a los intervalos de muestreo y la cantidad de Rhodamina comercial a ser inyectada. Se diluyó el volumen determinado de colorante con dos volúmenes de agua y se transfirió a un dispositivo de inyección formado por un recipiente cilíndrico (20 cm de diámetro, 50 cm de altura). Un tubo galvanizado de 5 cm de diámetro y 3 m largo conectado a la base inferior del cilindro a través de una válvula, permitió dirigir el colorante al tubo de entrada del influente. En cada reactor se aplicó un pulso de inyección corto de 15 a 30 segundos. La primera prueba se realizó en el reactor central B, y al otro día en el reactor lateral B. Durante las pruebas, se sacaron muestras de licor mezclado (1 litro) cerca del vertedor de salida de cada reactor, donde el licor mezclado fluye hacia los clarificadores secundarios. El muestreo empezó inmediatamente después de haber aplicado el trazador y se extendió por un periodo de 2 a 3 veces el tiempo teórico de detención hidráulico.

Las muestras fueron decantadas y filtradas a 0.45 μm y conservadas a 4°C, la medición de flujo cubrió el tiempo que tuvo lugar la prueba. Las concentraciones de Rhodamina WT fueron medidas en un espectro-fluorómetro (Perkin Elmer LS 45), con longitud de onda excitante de 540 nm y emisión de 682 nm. Se hicieron curvas de calibración para Rhodamina WT diluyendo con efluente filtrado.

5.6.5 Modelación hidráulica

Fue necesario determinar los modelos hidráulicos para ambos reactores, con base en las pruebas de trazador. En cada caso, se usó el modelo de pre-simulación como punto de partida, previo a las adecuaciones necesarias. Las modificaciones consistieron, 1) en introducir en el programa los datos de flujos reales medidos durante las pruebas, así como corrigiendo la cantidad de trazador agregado; 2), prueba de varias alternativas de modelos (método de prueba y error). En cada caso, el programa corrido en Aquasim fue modificado cambiando los vínculos entre los compartimientos, el volumen de las celdas virtuales y su cantidad.

En ambos casos, en lugar de utilizar flujos promedios y factores de distribución nominales, se pusieron los datos reales dinámicos de flujo (influyente y retorno). Así como fueron sustituidas las características certificadas del lote de Rhodamina WT (21.37% ingrediente activo w/w y una densidad de 1.15). La identificación de los mejores modelos estuvo basada en el cálculo de la suma de cuadrados de las desviaciones ponderadas (χ^2) entre los resultados de las mediciones y los calculados con el modelo, ver ecuación 5.29

$$\chi^2 = \sum \left(\frac{y_{\text{meas},j} - y_i(\mathbf{p})}{\sigma_{\text{meas}}} \right)^2 \quad (5.29)$$

Donde: $y_{\text{meas},j}$ es la j ésima medición de concentración del trazador, σ_{meas} es la desviación estándar, $y_i(\mathbf{p})$ es el i ésimo valor calculado con un juego de parámetros

para p (fijo o estimado) y los datos de entrada para el modelo. Donde el modelo tenía de uno a varios parámetros a estimar (como el flujo de retorno en algunas configuraciones), sus valores óptimos fueron obtenidos ajustando los datos en el modelo hasta minimizar el valor de χ^2 ; para el caso donde se imponen los valores de parámetros, el programa permite calcular χ^2 una vez terminada la prueba.

Se adoptaron los mejores escenarios de modelación hidráulica que presentan configuración simple (número bajo de compartimientos, vínculos y parámetros) combinados con un valor relativamente bajo de χ^2 . Mientras el criterio puede sugerir otro tipo de modelos más adecuados, es importante considerar que no necesariamente se identifica al modelo hidráulico más exacto.

5.7 CARACTERIZACIÓN Y MODELACIÓN DE LA SEDIMENTACIÓN

Los 3 modelos más utilizados que relacionan la concentración X con velocidad de sedimentación zonal v_s , son (ecuaciones 5.30 a 5.32):

modelo de Vesilind
$$v_s = v_0 * e^{-nX} \quad (5.30)$$

modelo de Cho:
$$v_s = \frac{k * e^{-m * X}}{X} \quad (5.31)$$

modelo de Takaks:
$$v_s = v_{s0} * (e^{-rh(X-X_{min})} - e^{-rp(X-X_{min})}) \quad (5.32)$$

v_0 y v_{s0} : son las velocidades máximas de sedimentación, para Vesilind y Takaks respectivamente (m/h), n y m : parámetros de Vesilind y Cho respectivamente (m^3/kg), k : constante de Cho ($kg/m^2/h$). rh y rp son los parámetros de Takaks (m^3/kg), X_{min} : concentración mínima alcanzable (kg/m^3). Los primeros modelos llevan 2 y el tercero 3 constantes por determinar. Vanderhasselt y Vanrolleghem, (2000) anticipan problemas de dependencia entre los parámetros; por lo que no es suficiente determinar sus constantes, se requiere evaluar su identificabilidad.

Toda vez que se tiene v_s en función de X , se pueden hacer dos tipos de análisis:

- ✓ Evaluar la capacidad de un sedimentador en determinadas condiciones de operación utilizando la teoría del flujo de sólidos. Este análisis se puede hacer en su forma tradicional (Dick, 1970 y Metcalf y Eddy, 2003) o en su forma más reciente (análisis del punto de estado, Wahlberg, 2002; Wilén *et al.* 2004) y
- ✓ Modelar con ecuaciones de continuidad, como una modelación integral del proceso de lodos activados (Ekama y Marais, 2004 y De Clercq *et al.* 2003).

5.7.1 Prueba de sedimentación en columna

Del 20 al 22 de febrero 2005, se realizaron las pruebas de sedimentabilidad en columna con apoyo de WesTech, Inc, con objeto de: determinar las constantes de del modelo de Vesilind, producir suficiente información cuantificable, en diversos escenarios de concentraciones de licor mezclado, predecir el mejor efluente teórico posible y diagnosticar deficiencias hidráulicas y/o de floculación.



Figura 5.5.- Columna de sedimentación

Se tomaron muestras de licor mezclado, lodo de retorno y efluente clarificado sin clorar para las pruebas a diferentes concentraciones en una columna de 1.52 m de altura y 7 cm de diámetro, equipado de un mezclador para simular el efecto de las rastras (figura 5.5). El análisis fue ampliado a fin de obtener información específica para el proyecto de modelación. Los datos obtenidos sirvieron para calcular la velocidad de sedimentación zonal (v_s) de cada concentración inicial de sólidos. Con todo lo anterior, se dispone de información necesaria para: 1) construir la curva de flujo de sólidos, base del análisis del punto de estado y 2) hallar los parámetros de los modelos de Vesilind y Cho. El flujo de sólidos (F , $\text{kg}/\text{m}^2\text{-h}$) para cada concentración (X) se calcula con la ecuación (5.33):

$$F = v_s * X \quad (5.33)$$

5.7.2 Medición suplementaria del índice de sedimentabilidad

Se determinó el índice de volumen del lodo (IVL) y las fracciones de sólidos ($SS_F/SS_D/SS_E$), para caracterizar desde el punto de vista de la estructura y nivel de dispersión de los flóculos. Las muestras analizadas provienen de: 1) efluente del reactor, 2) influente del clarificador y 3) efluente del clarificador.

- ✓ Sólidos suspendidos floculados (SS_F): La muestra (1) se coloca en una parrilla de agitación, se añade floculante a dosis óptima, seguido por una mezcla lenta y sedimentación de 30 minutos. Luego se analiza el sobrenadante para SST, esto representa el mejor desempeño teórico posible para el licor mezclado.
- ✓ Sólidos suspendidos dispersos (SS_D): La muestra (2) se colecta usando un dispositivo que minimiza cualquier perturbación. Se permite sedimentar por 30 minutos y se toma una muestra del sobrenadante para analizar SST; esto representa el posible mejor desempeño de sedimentación sin flocular.
- ✓ Sólidos suspendidos del efluente (SS_E): Se toma la muestra (3) en la canaleta de salida del clarificador y se analiza para (SST) sin ninguna sedimentación adicional. Esto es representativo de desempeño del clarificador actual.

5.8 CAMPAÑA DE MUESTREO Y ANÁLISIS

Se requiere complementar la información a partir de una campaña intensiva de muestreo y análisis (WERF 2003 y Hulsbeek *et al.* 2002). Durante la campaña no se recomienda hacer cambios, en especial en la purga, que puede repercutir en la concentración del licor mezclado, relación F/M y en la edad del lodo. La calibración se realizó en período de estiaje y en condiciones de estabilidad, como generalmente se recomienda en la literatura (Gernaey *et al.* 2004 y WERF, 2003).

La información que se espera obtener durante la campaña, fue:

- ✓ datos de operación (flujos, variación de los flujos, OD, pH y r_{O_2});
- ✓ características de los diferentes flujos, del licor mezclado, así como fracciones de DQO y nitrógeno
- ✓ parámetros cinéticos con experimentos de respirometría

Respecto a la frecuencia y a la duración de la campaña de muestreo y análisis, algunos autores consideran unos 15 días (WERF, 2003), otros sugieren 10 días (Langregraber *et al.* 2004), donde esté incluido un fin de semana, otros más consideran entre 3 y 7 días (Huslbeek *et al.* 2002). Tomando en cuenta lo anterior y en función de los objetivos del presente y del presupuesto, se ha considerado como adecuada una campaña de muestreo y análisis de 7 días. La frecuencia que se consideró adecuada fue diaria con base a muestras compuestas.

5.8.1 Localización de los puntos de muestreo

Los puntos de muestreo y medición están indicados con números del 1 al 7 en la figura 5.6, cuya relación se indica en la tabla 5.3. Los parámetros se evaluaron diariamente (muestras compuestas), además de un muestreo suplementario (miércoles para jueves), donde se obtuvo la variación horaria de los caudales y

caracterización del influente y efluente. Durante la campaña no se presentaron lluvias y duró 7 días, del 27-nov-06 (10 am) al 03-dic-06 (6 pm).

Tabla 5.3.- Identificación de los puntos de muestreo

Punto 1	Influente desarenado (vertedor del desarenador nuevo)
Punto 2	Efluente tratado sin clorar (registro previo a la cámara de contacto nueva)
Punto 3	Retorno de lodos (canal de retorno de lodos del reactor B y VLR-B)
Punto 4	Retorno de drenados del área de lodos (registro del flotador de lodos)
Punto 5	Reactor (licor mezclado al final y en diversos puntos del reactor B)
Punto 6	Influente a sedimentador (canal de entrada del secundario C)
Punto 7	Purga de lodos (succión de la bomba 630-B)

Aunque las mediciones de flujo en los reactores A y VLR-A y canal de retorno A se iniciaron a hs 12 pm del 03-dic-06 a las 11 am del 05-dic-06; se seleccionó el punto 6 (influente a sedimentador), para evaluar la eficiencia del clarificador.

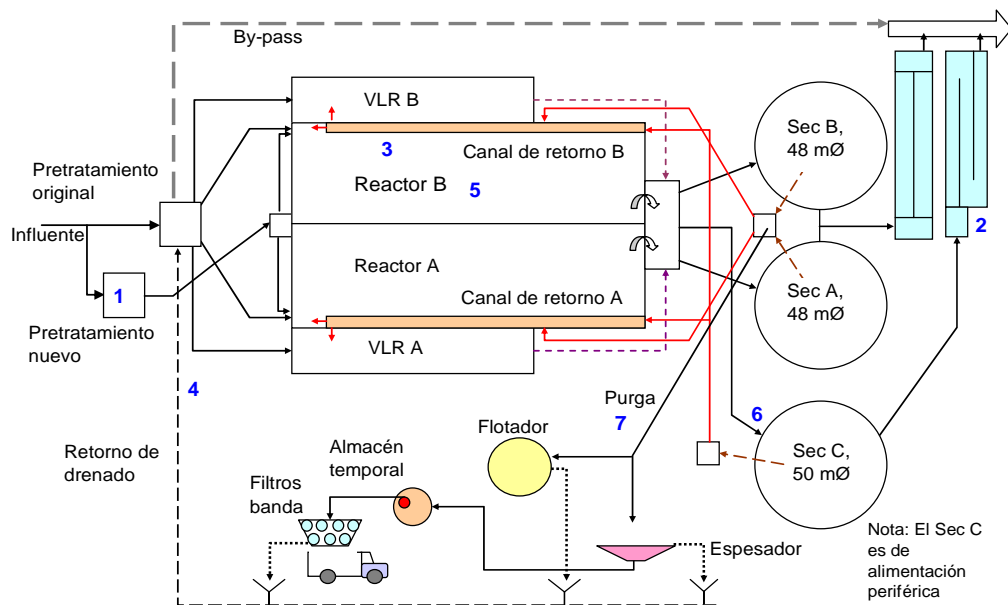


Figura 5.6.- Diagrama de flujo mostrando los puntos de muestreo

5.8.2 Tipos de muestras y medición de parámetros in situ

Los muestreos fueron hechos con apoyo del personal operativo de la planta con la misma frecuencia del muestreo de rutina, 6 muestras (cada 4 horas: 10 am, 2

pm, 6 pm, 10 pm, 2 am y 6 am), para componer las muestras proporcionales al flujo. Así mismo, el muestreo horario de las 7 am del 30-nov a las 6 am del 1-dic, del influente y efluente para análisis individuales. Además de determinaciones de la tabla 5.3, hay datos que fueron obtenidos en campo (punto 5 de la tabla 5.2), como perfiles de OD, pH, Temp, NH₃ y NO₃ estas últimas con muestras filtradas (0.45 µm). También se midió la tasa de consumo de oxígeno del licor mezclado (5 ciclos) por celda en los reactores antes de acidificar y refrigerar.

Se hicieron las curvas de DBO del influente para obtener el valor de k, para el fraccionamiento de la DQO y del nitrógeno, según el protocolo de la STOWA. Debido a que solo fue obtenido una sola vez durante la campaña, se tuvo necesidad de repetir otras dos veces para tener bien caracterizado el valor de k, con suficiente confianza para determinar las DBO_U para cada día de la campaña.

5.8.3 Filtraciones a 0.45 y 0.1 µm



Figura 5.7.- Filtros tipo cartucho Millipore de 0.45 µm y 0.1 µm

Se utilizó filtración de 0.1 µm, para utilizar el protocolo de la STOWA, empezando por 1.5 µm (para SST) Mca Wathman de 47 mm con bomba de vacío, luego se pasó por un filtro a presión de 0.45 µm Millipore Millex Durapore de 33 mm, y posteriormente se pasó a través del filtro de 0.1 µm, Millipore Millex Durapore de 33 mm, ambos a través de jeringas de 20 ml, ver figura 5.7, (hasta completar los

volúmenes necesarios), así se obtuvo las filtraciones a 0.45 μm y 0.1 μm . Se tuvo que hacer muestras independientes para DQO y nitrógeno, ya que para DQO las muestras únicamente fueron preservadas a 4°C, mientras que para nitrógeno, fueron preservadas con ácido clorhídrico además de refrigeración. Los filtraciones de 0.45 μm fueron utilizados en el fraccionamiento basado en el Influent Advisor.

5.8.4 Análisis fisico-químicos

La tabla 5.4 muestra los parámetros que fueron evaluados en cada muestra compuesta o simple, según el caso, según lo indicado en los puntos de muestreo (figura 5.6), de acuerdo a las Normas Oficiales Mexicanas. Se verificaron los datos como lo indicado, respecto a los datos de rutina, con base en balances de masa sobre los flujos, DQO, Nitrógeno en sus diversas formas y fósforo, con referencia de las relaciones entre estos componentes.

Parámetros	Puntos de muestreo							Cant.
	1	2	3	4	5	6	7	
Flujo promedio	*	*	*	*			*	
Variación de flujo diario	*	*	*				*	
Variación horaria DQO, NTK, NH ₃ , NO ₃ , SST, SSV)	*	*						48
Muestras compuestas promedios diarios								
SST	*	*	*	*	*	*	*	49
SSV	*	*	*	*	*	*	*	49
DQO total	*	*	*	*	*	*	*	49
DQO fil 0.1 μm	*	*		*				21
DQO fil (0.45 μm)	*	*						14
DBO ₅ (tot)	*	*		*				21
K(DBO) curva	*			*				04
NTK (tot)	*	*	*	*	*		*	42
NTK filtrada 0.1 μm	*	*		*				21
NH ₃ fil 0.45 μm (*)	*	*		*	*			70
NO ₂ + NO ₃ fil 0.45 μm (*)	*	*	*	*	*			77
P tot	*	*	*	*	*		*	42
Alcalinidad	*	*		*				21
PH	*	*		*				21
OD (*)	*	*			*			63
Temp (*)	*				*			56
ro ₂					*			49
Respirometría (coeficientes cinéticos) (+)	*				*			48

(*) Para el punto 5, se refiere al perfil a través de las siete celdas
 (+) Se refiere a experimentos de respirometría para μH y $b\text{H}$ a tres niveles de temperatura

5.9 COEFICIENTES CINÉTICOS Y ESTEQUIMÉTRICOS

Una de las aportaciones del presente trabajo es la obtención de los siguientes coeficientes cinéticos y estequiométricos, Y_H , μ_H y b_H ; definidos anteriormente, por lo que la metodología será en el siguiente orden: Montaje para pruebas de respirometría, Relación de pruebas de respirometría, Determinación de Y_H , Determinación de b_H y Determinación de μ_H .

5.9.1 Montaje de los experimentos

Las pruebas se llevaron a cabo del 23 de mayo al 2 de junio en el laboratorio de la Planta Noreste. A fin de tener el experimento por triplicado se tuvo que trasladar los equipos de respirometría desde el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), UAEM, Toluca, Estado de México.



Figura 5.8.- Montaje de los experimentos de respirometría

El montaje (figura 5.8) incluía 3 sondas (dos YSI y una GLI), además del sistema SCADA (adquisición de datos cada 5 a 10 segundos), bombas de aire tipo pecera, parrillas magnéticas de mezclado y una laptop con el software cargado. Cabe destacar que la parte más importante del aparato fue el sistema de control de temperatura, para lo cual se dispuso un baño enfriador-calentador Mca Termo, dotado de una bomba para bombear agua a la temperatura requerida a sendos serpentines (manguera flexible) alrededor de los reactores (vasos de precipitado), como se observa en la figura 5.8. Este equipo fue diseñado y montado con supervisión personal del Dr. Cheikh Fall, Director de la presente Tesis.

5.9.2 Relación de experimentos de respirometría

En la tabla 5.5 se describen las corridas realizadas, considerando las 3 sondas utilizadas. La columna de lodo se refiere a siembra.

Tabla 5.5.- Relación de los experimentos de respirometría

Archivo	Fecha y hora	Temp °C	Vol. Muestra, mL (YS1)			Vol. Muestra, mL (YS2)			Vol. Muestra, mL (GLI)		
			Obj	A. Res	Lodo	Obj	A. Res	Lodo	Obj.	A. Res	Lodo
mtr3_ss_mu_A	23/05/2006 11:14	24	μH	20.00	650.00	Ss	200.00	450.00	μH	20.00	650.00
mtr3_mu_B	23/05/2006 02:48	20	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00
mtr3_bh_C	23/05/2006 05:49	28	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr4_ss_mu_A	24/05/2006 10:04	24	μH	20.00	650.00	Ss	200.00	450.00	μH	20.00	650.00
mtr4_mu_B	24/05/2006 15:25	20	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00
mtr4_bh_C	24/05/2006 19:54	28	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr4_mu_D	25/05/2006 09:24	24	μH	30.00	650.00	μH	30.00	650.00	μH	30.00	650.00
mtr5_bh_A	25/05/2006 15:57	20	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr5_bh_B	26/05/2006 01:43	20	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr5_bh_C	27/05/2006 10:12	20	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr5_bh_D	28/05/2006 06:47	20	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr5_bh_E	29/05/2006 10:19	20	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr5_bh_F	30/05/2006 10:51	20	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr6_mu_A	30/05/2006 16:20	20	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00
mtr6_mu_B	30/05/2006 18:39	24	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00
mtr7_bh_A	31/05/2006 10:43	28	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr7_bh_B	31/05/2006 11:57	28	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr7_bh_C	01/06/2006 09:36	28	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr7_bh_D	02/06/2006 09:17	28	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr7_bh_E	03/06/2006 08:17	28	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00
mtr8_mu_A	01/06/2006 03:00	32	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00
mtr9_mu_A	02/06/2006 12:45	28	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00	μH	20.00	650.00
mtr9_bh_B	02/06/2006 15:56	24	bH	-	650.00	bH	-	650.00	bH	-	650.00

5.9.3 Coeficiente de rendimiento heterótrofo, Y_H

De acuerdo con el documento del ASM1 (Henze *et al.* 2002) el coeficiente de rendimiento heterotrófico Y_H puede ser estimado observando la masa de la materia celular formada durante la remoción del sustrato soluble. Una alícuota de agua residual se sedimenta y se filtra (0.45 μm) para remover el material particulado. El filtrado, que contiene solo materia orgánica soluble, se siembra ligeramente con biomasa aclimatada del reactor de la propia planta y se dispone de un mezclador tipo orbital para este experimento, luego se retira una alícuota periódicamente y se determina DQO soluble y DQO total. Si se hace varias veces, se puede determinar un valor promedio de Y_H a partir de la pendiente de plotear DQO_{Cel} vs DQO_{Sol} . Cualquier error se compensa para en la determinación de otros parámetros del influente. Según Vanrolleghem *et al.* (1999), es muy importante determinar Y_H con precisión ya que influye en la estimación de r_{O_2} y en la concentración total de sólidos (X_{tot}) en el lodo. El coeficiente (Y_H) de rendimiento heterotrófico se determina por las ecuaciones 5.34 y 5.35:

$$DQO_{\text{Cel}} = DQO_{\text{Total}} - DQO_{\text{Sol}} \quad (5.34)$$

$$Y_H = \frac{\Delta DQO_{\text{Cel}}}{\Delta DQO_{\text{Sol}}} \quad (5.35)$$

5.9.4 Tasa de decaimiento heterótrofo, b_H

Este proceso se observó hace muchos años cuando varios autores evidenciaron que la biomasa aerobia seguía consumiendo oxígeno en ausencia de sustrato soluble externo; se concluyó entonces que los microorganismos experimentan una respiración endógena, es decir, la oxidación de su propio tejido celular (derivado de la hidrólisis del material orgánico producto del decaimiento). Este fenómeno se magnificó al ver que la tasa neta de producción de lodo disminuye cuando aumenta el tiempo de retención celular. Varios autores han tratado de

describir este fenómeno, el cual implica: viabilidad de la biomasa, respiración endógena, lisis, muerte por causas internas o externas, predación por parte de los protozoarios, muerte-regeneración (decaimiento é hidrólisis), (Van Loosdrecht y Henze, 1999). El concepto de muerte-regeneración, considerado en el ASM1, implica que los métodos clásicos para la determinación de la tasa de decaimiento heterotrófico no pueden ser usados directamente. El concepto de este parámetro tiene que ser interpretado con un concepto similar a f_p , enfocado al modelo del coeficiente de decaimiento. Su evaluación es importante para la predicción de la producción de lodo y demanda de oxígeno, por lo que se debe determinar para el lodo utilizado (Henze *et al.* 2002).

El método respirométrico para la determinación de b_H descrita por Henze *et al.* (2002) es el protocolo propuesto por Marais y Ekama (1976). Donde se remueve lodo del reactor y se pone en un reactor tipo batch aerado y sin alimentación. La respiración (endógena) se obtiene por varias mediciones de (r_{O_2}) por un período largo. El logaritmo natural a la tasa de respiración trazada contra el tiempo, debe resultar una línea recta cuya inclinación igual a $(-b'_H)$, según Gokcay y Sin, (2004), por la ecuación (5.36):

$$\ln(r_{O_2}) = \ln(b_H \cdot (1-f_p) \cdot X_{B0}) - b'_H \cdot t \quad (5.36)$$

Donde el f_p es la fracción inerte particulada generada durante decaimiento y X_{H0} es la concentración inicial de biomasa. El coeficiente de decaimiento para ASM1 debe reestructurarse según la ecuación 5.37 antes de que pueda usarse.

$$b_H = \frac{b'_H}{1 - Y_H \cdot (1 - f_p)} \quad (5.37)$$

Esta ecuación 5.37 introduce el concepto de muerte-regeneración. Por lo que es necesario conocer dos parámetros estequiométricos Y_H y f_p para obtener b_H . Spangers y Vanrollegem (1995) fundamentan su estimación de b_H en el hecho de

que la tasa de respiración para la oxidación del sustrato es proporcional a la concentración de biomasa heterótrofa. Si una cantidad suficientemente alta de oxígeno S_O y sustrato S_S está presente, $r_{(EX)}$ no es limitado por el sustrato y es proporcional a X_{BH} . El procedimiento general de medición de b_H es el siguiente:

- ✓ Se toma una muestra de licor mezclado y se puso de un reactor tipo batch aerado y no-alimentado (respirómetro).
- ✓ Se inhibe la nitrificación utilizando Tiourea (20 g/m^3) y se mantiene un pH neutro
- ✓ Se determina r_{O_2} vs tiempo para obtener los datos de la respiración endógena para determinaciones con el método clásico.
- ✓ Se grafica $\ln(r_{O_2})$ vs tiempo. La pendiente es el coeficiente de decaimiento clásico, b'_H
- ✓ El valor de b'_H se tiene que corregir, la relación entre b'_H (tradicional) y b_H (del ASM1) está dada por la ecuación 6.7, conociendo previamente Y_H y f_P (Henze *et al.* 2002).
- ✓ Se repite el procedimiento para varias temperaturas.
- ✓ Se utilizó una evaluación Express, es decir, medición continua de 24 h, así como el método clásico de largo tiempo (5 días).

5.9.5 Tasa máxima de crecimiento específico heterótrofo, μ_H

Para la determinación de la tasa máxima de crecimiento de la biomasa de la planta bajo estudio, se adoptó una proporción de 650 mL de agua residual presedimentada con una siembra de 20 mL de lodo activado previamente lavado. Durante los experimentos fue necesario emplear un inhibidor de nitrificación (Tiourea) a razón de 10 g/m^3 .

La tasa máxima de crecimiento heterótrofo μ_H fue determinada según Kappeler y Gujer (1992), citado por Gokcay y Sin (2004) realizando un balance de masa

alrededor de una prueba tipo batch sin limitación de sustrato ni de oxígeno. Se trazó en una gráfica el logaritmo natural relativo de la tasa de la respiración (r_{O_2}) vs tiempo, la cual produce una línea recta con una pendiente ascendente que es $(\mu_H - b_H)$ según ec. 5.34. Las pruebas fueron realizadas para 20, 24, 28 y 32 °C.

$$\ln\left(\frac{r_{O_2}(t)}{r_{O_2}(t_0)}\right) = (\mu_H - b_H) * t \quad (5.34)$$

La pendiente será $(\mu_H - b_H)$, y μ_H se determina restando b_H del valor de la pendiente, por lo que debe conocerse previamente b_H . Vanrolleghem *et al.* (1999), consideran que la relación S/X alta que se utiliza no siempre es representativa de los reactores reales y que puede favorecer un crecimiento selectivo, dando en valores altos de μ_H . La metodología para las pruebas fue la siguiente:

- ✓ Hacer corridas para 20, 24, 28 y 32°C, con un volumen de 650 mL de lodo activado aclimatado, lavado y con 3,000 g/m³ de SSLM, adicionado con 20 mL de agua residual presedimentada con 20 g/m³ de inhibición de nitrificación.
- ✓ Hacer uso del valor de Y_H obtenido en el punto anterior y considerar f_p por defecto.
- ✓ Para μ_H probar método sin siembra y/o con siembra leve.

5.10 CALIBRACIÓN FINAL DEL MODELO BIOLÓGICO

Esta etapa es la que culmina con el trabajo de modelación. Todos los estudios anteriores realizados sobre la caracterización del influente y efluente, hidráulica, sedimentación y pruebas cinéticas, fueron para proveer los datos de entrada en la calibración del modelo biológico.

De acuerdo al alcance previsto, la calibración del modelo biológico con los datos de campaña fue realizada en las siguientes fases: Fase cero (estimación de S_i),

Fase 1 (fraccionamiento del influente evaluando el protocolo de la STOWA y el Influent Advisor), Fase 2 (estimación del caudal de purga), Fase 3 (calibración del sedimentador), Fase 4 (calibración en estado estacionario), Fase 5 (verificación con promedios diarios), Fase 6 (verificación con datos dinámicos diurnos). Esta secuencia se desarrolló basada en las principales guías de calibración disponibles en la literatura (sección 5.1) y como una adaptación de las diversas estrategias sugeridas al caso de la planta evaluada.

Las fases 1 y 2 son etapas que conciernen la caracterización del influente (como obtención de información suplementaria y realización del fraccionamiento con el Influent Advisor y luego la transferencia de los datos al GPS-X. La fase 2 y parte de la fase 3 sirvieron para verificar y corregir los caudales inciertos a través de cierres de balances sobre sólidos suspendidos inertes inorgánicos (ISS), alrededor del reactor y de sólidos suspendidos totales (SST) alrededor del sedimentador. Estas fases de conciliación se hicieron en el GPS-X, pero utilizando diagramas de flujo reducidos. En la fase 3, adicionalmente a la verificación de flujos, se calibra también los parámetros del modelo de Takacs para describir el comportamiento de los sedimentadores en términos de eficiencia y altura del manto de lodos (concentración de SST en efluente, licor, retorno y capas del manto). Es muy importante la calibración del sedimentador, a fin de que pueda describir el comportamiento de los clarificadores existentes, para lo cual se utilizaron los parámetros de Vesilind obtenidos en la campaña.

El modelo hidrodinámico que resultó del estudio del trazador fue aplicado en el GPS-X. Las fases 4 y 5 son propiamente dichas, las fases de calibración del modelo. En cuanto a los parámetros cinéticos y estequiométricos, se consideraron como valores iniciales, los valores por defecto del ASM1.

Se observaron diferencias en los patrones de fraccionamiento del influente (DQO y N) entre los métodos de caracterización de la STOWA y del Influent Advisor;

para el protocolo de la STOWA, la fracción soluble se basa en la filtración a 0.1 μm , y el Influent Advisor relaciona la fracción soluble con filtraciones a 0.45 μm . Ambos métodos tienen validez, lo importante es ser consecuente con el método que se elija. En el presente trabajo se optó por seguir con el Influent Advisor.

El nivel de calibración seleccionado fue principalmente en estado estacionario, pero se extendió con verificaciones para evaluar el comportamiento del modelo calibrado en escenarios dinámicos (perfiles diarios y semanales). Los datos que se utilizaron en la calibración en estado estacionario fueron valores promedios de flujo y carga, calculados con base a las 7 mediciones diarias (base a muestras compuestas). Para la verificación en condiciones dinámicas, los datos utilizados fueron las fracciones de flujos diarios de flujo y de cargas de DQO y nitrógeno, obtenidos en la campaña en el formato que requiere en ASM1.

La selección de los parámetros a ajustar durante las fases de calibración se hizo siguiendo en parte las estrategias de Hulsbeek *et al.* (2002) y de Petersen *et al.* (2002), de forma lograr predecir:

- ✓ Los SST y DQO del efluente
- ✓ Los SST y SSV en el licor mezclado y retorno, así como sus DQO's y r_{O_2}
- ✓ Los NTK y NH_3 en el efluente

5.10.1 Aplicaciones

El modelo calibrado en el GPS-X fue utilizado para realizar simulaciones en distintos escenarios como: incremento de flujo, carga y combinación de ambos, mejoramiento de la aeración (OD) para simular la nitrificación y dejar fuera de operación uno o ambos reactores laterales.

RESULTADOS
OBTENIDOS
CAPÍTULOS 6, 7, 8 Y 9

CAPÍTULO 6

CAMPAÑA DE MUESTREO Y ANÁLISIS (RESULTADOS)

CAMPAÑA DE MUESTREO Y ANÁLISIS (RESULTADOS)

6.1 COLECTA DE DATOS DE RUTINA

Según recomendación de WERF (2003), no se ha considerado un período extenso para colecta de datos rutinarios, a pesar de disponer de información (bitácoras, reportes mensuales de operación, reportes oficiales, etc), desde la inauguración de la planta, hace más de 10 años. Lo anterior debido también a que la planta bajo estudio opera desde noviembre de 2004 en su configuración actual luego de la segunda ampliación a 1,250 LPS, por tanto se ha considerado valores del 2005, que sean de utilidad para las relaciones requeridas en el Influent Advisor.

Aunque Monterrey se caracteriza por tener un clima cálido y seco, el período de lluvia es normalmente de mayo a septiembre. Se verificó (bitácoras) los períodos de operación y se comparó con períodos de disturbios que facilitan la selección de rangos útiles para la calibración; por lo cual la campaña fue proyectada a finales de noviembre y principios de diciembre para estar en el período de estiaje.

Los parámetros analizados en forma rutinaria son pH, SST, DQO, DBO₅, NH₃ y G&A, con base al programa de muestreo oficial, cuya frecuencia es de tres veces por semana (lunes, miércoles y viernes), con base a seis muestras compuestas proporcionales al flujo. La tabla 6.1 y la figura 6.1 presentan los promedios.

Tabla 6.1- Características promedio del influente (datos rutinarios año 2005), en g/m ³						
Fecha	pH	SST (*)	DQO	DBO ₅	NH ₃	G&A
Prom	7.24	298	589	233	27	100
Desviación Std	0.06	54	27	21	2	25

Promedios mensuales de muestreo 3 veces por semana. (*) Basado en filtros de 1.5 μm

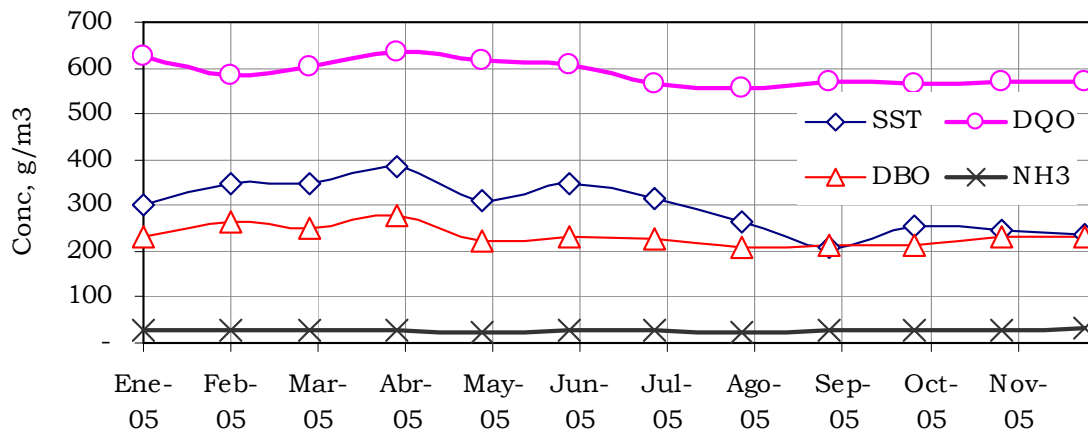


Figura 6.1.- Tendencia de la variación mensual del influente durante 2005 (rutina)

Al observar los anteriores datos se puede apreciar que la relación DBO_5/DQO es de 0.4, mientras que DBO_5/SST es 0.78; que como se verá más adelante guarda un patrón similar. Los rangos de estos parámetros mantienen una tendencia ligeramente a la baja, lo cual es una característica de la planta bajo estudio, ya que como se indicó anteriormente, se tiene influencia de infiltración.

6.2 FILTRACIÓN DE LAS MUESTRAS

Para establecer una relación entre los diferentes tamaños de filtros, se realizó un análisis comparativo de las concentraciones de DQO y NTK que se obtuvieron en diferentes aberturas de filtros con base en la campaña de muestreo y análisis.

Se presenta en la tabla 6.2 y figura 6.2, los datos de las filtraciones que puedan servir de comparación con los datos del organismo operador (filtro utilizado para SST de $1.5 \mu m$), para influente total y soluble, los parámetros de interés fueron los mismos: SST, SSV, DQO, DBO_5 , NTK, NH_3 y N-org. Ambos muestreos fueron con base en las muestras compuestas semanales, basados en la rutina de muestreo (6 muestras puntuales diarias cada 4 horas), así como las relaciones entre ellas.

Param.	Crudo	1,5 μm	0,45 μm	0,1 μm	0.1/1.5	0.1/0.45	0.1/crudo	0.45/crudo
DQO	541.78	169.43	127.08	103.09	0.61	0.81	0.19	0.23
NTK	44.99	34.24	32.28	29.38	0.86	0.91	0.65	0.72

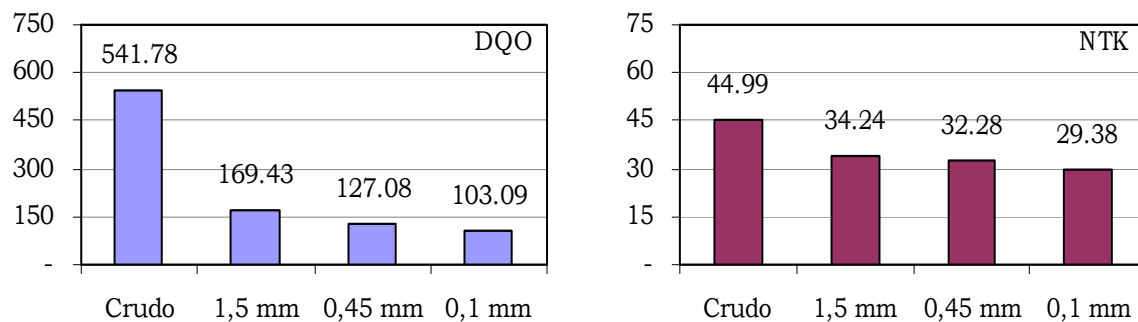


Figura 6.2.- Filtraciones de DQO y NTK a diferentes tamaño de poro, en g/m³

Estos resultados son de utilidad ya que es posible determinar las relaciones de las fracciones solubles respecto al influente total. Al agrupar los datos de DQO y NTK del influente se observa una graduación más acentuada en DQO que en NTK, según el tamaño de los poros, es decir, la fracción soluble (0.45 μm) para DQO es de 23%, mientras que para el NTK es de 72%, lo cual quiere decir que una gran parte de la DQO es particulada y una gran parte de NTK es soluble, debido a la presencia del amoníaco, que es soluble.

Param.	Crudo	1,5 μm	0,45 μm	0,1 μm	0.1/1.5	0.1/0.45	0.1/crudo	0.45/crudo
DQO	541.78	169.43	127.08	103.09	0.61	0.81	0.19	0.23
NTK	44.99	34.24	32.28	29.38	0.86	0.91	0.65	0.72

6.3 DATOS DE LA CAMPAÑA

A continuación se presenta en la tabla 6.3 la caracterización del influente, lodo de retorno, efluente, licor mezclado, drenado, influente al clarificador y purga de lodos, acuerdo a lo indicado en el capítulo 5, desatacando los componentes de carbono y nitrógeno y las filtraciones a 0.45 y 0.1 μm . Las fechas corresponden al día del muestro y las unidades son g/m³.

Tabla 6.3.- Datos de laboratorio para la campaña de muestreo y análisis, g/m ³							
Tipo de muestra	Lunes 27-Nov	Martes 28-Nov	Miércoles 29-Nov	Jueves 30-Nov	Viernes 01-Dic	Sábado 02-Dic	Domingo 03-Dic
Infuente después del desarenador							
SST	251.00	186.60	390.00	260.00	270.00	245.65	221.30
SSV	160.00	148.60	295.00	224.00	226.00	170.59	173.33
DQO	580.20	562.50	535.60	589.20	591.60	598.00	606.00
DBO ₅	239.78	223.27	226.40	239.60	243.20	236.72	251.71
NTK	48.10	49.90	47.43	45.78	45.50	47.07	47.00
NH ₃	28.97	29.53	26.74	24.82	23.09	28.96	26.60
NO ₃	0.13	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096
Ptot	8.05	7.10	8.97	7.60	8.22	8.57	8.04
Alk	398.00	358.20	358.20	394.00	374.30	354.60	354.60
Infuente filtrado a 0.45 micrones							
DQO	148.48	136.80	125.80	127.60	117.52	114.24	119.12
NTK	33.43	38.06	31.92	30.80	30.96	30.24	30.52
NH ₃	26.20	26.50	23.90	21.80	29.90	25.90	24.00
NO ₃	0.13	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096
Infuente filtrado a 0.1 micrones							
DQO	114.80	98.70	92.97	112.64	105.97	90.96	105.60
NTK	31.76	31.50	30.36	27.10	26.68	29.40	28.84
Lodo de retorno en canal de retorno B							
SST	7,250.00	7,400.00	6,700.00	9,000.00	5,600.00	6,000.00	6,900.00
SSV	5,750.00	5,900.00	5,700.00	7,600.00	4,800.00	5,200.00	6,200.00
DQO	9,363.20	9,926.40	7,603.20	9,644.80	9,292.80	8,307.20	9,012.80
DBO ₅	3,633.63	3,183.18	1,831.83	2,582.58	3,183.18	2,582.58	1,816.81
NTK	441.58	430.24	386.12	499.19	474.38	464.80	439.60
NH ₃	34.54	30.08	30.64	49.64	96.53	82.74	30.80
NO ₃	0.17	<0.096	0.15	0.21	0.24	<0.096	<0.096
Ptot	136.70	103.30	98.60	140.10	141.50	131.30	126.50
Alk	796.00	646.75	597.00	788.00	837.25	738.75	1,034.25
Lodo de retorno filtrado a 0.45 micrones							
NO ₃	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096
Efluente antes de cloración							
SST	20.89	20.89	24.58	19.67	28.27	20.89	23.35
SSV	18.26	18.26	21.49	17.19	24.71	18.26	20.41
DQO	71.50	68.64	73.46	70.58	71.76	72.30	70.41
DBO ₅	16.90	18.30	9.70	18.67	13.80	18.07	12.60
NTK	26.60	27.10	26.50	28.40	25.60	29.90	29.30
NH ₃	21.20	22.30	23.70	24.80	21.70	26.40	25.20
NO ₃	0.13	<0.096	<0.096	0.25	<0.096	<0.096	<0.096
Ptot	1.62	1.45	2.53	2.77	1.62	3.28	2.09
Alk	348.25	338.30	328.35	334.90	325.05	354.60	315.20
Efluente filtrado a 0.45 micrones							
DQO	29.80	30.60	29.10	31.70	31.40	33.50	32.50
NTK	22.45	24.84	25.33	26.36	24.44	28.65	26.95
NH ₃	17.10	17.60	17.70	17.40	17.00	19.90	18.90
NO ₃	<0.096	<0.096	<0.096	0.23	<0.096	<0.096	<0.096
Efluente filtrado a 0.1 micrones							
DQO	26.30	26.48	26.20	28.90	27.50	29.80	29.30
NTK	20.85	22.33	23.00	24.29	21.44	25.85	25.30
Licor mezclado en vertedor de reactor B							
SST	3,250.00	3,300.00	4,400.00	4,100.00	3,840.00	3,350.00	3,750.00
SSV	2,425.00	2,450.00	3,350.00	3,220.00	2,833.33	2,550.00	2,900.00
DQO	3,660.80	4,083.20	4,857.60	4,752.00	4,188.80	3,784.00	3,818.40

DBO ₅	1,397.59	1,578.31	1,584.33	1,457.83	1,578.31	1,457.83	1,337.34
NTK	195.57	229.48	263.39	245.46	253.74	245.00	324.80
NH ₃	27.30	29.53	38.61	46.89	44.13	44.13	29.40
N ₀₃	0.21	<0.096	<0.096	0.12	0.12	<0.096	<0.096
P _{tot}	52.66	60.00	66.90	64.10	52.60	68.40	117.00
Alk	398.00	447.75	547.25	591.00	591.00	541.75	689.50
Drenado de espesado y desaguado de lodos							
SST	410.00	290.00	1,337.50	1,487.50	1,028.57	1,316.67	1,280.00
SSV	400.00	280.00	1,087.50	1,250.00	857.14	1,016.67	1,060.00
DQO	862.40	510.40	1,196.80	1,531.20	1,777.60	2,115.60	1,358.80
DBO ₅	318.31	318.31	471.47	530.03	728.22	666.66	438.43
NTK	54.04	25.37	85.49	100.39	114.73	183.68	122.64
NH ₃	28.69	23.40	22.89	26.20	33.09	34.47	26.32
N ₀₃	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096
P _{tot}	17.81	8.45	30.42	31.30	63.40	41.30	41.80
Alk	331.66	331.66	298.50	361.16	394.00	426.83	361.17
Drenado filtrado a 0.45 micrones							
NH ₃	23.40	21.17	22.84	22.12	25.20	26.32	25.20
N ₀₃	<0.096	<0.096	<0.096	0.11	<0.096	<0.096	<0.096
Drenado filtrado a 0.1 micrones							
DQO	81.12	88.00	56.32	47.52	52.80	45.76	52.80
NTK	27.85	22.12	24.08	24.36	28.00	28.56	28.84
Influyente a clarificador C (Canal de entrada)							
SST	3,325.00	3,150.00	4,265.00	4,222.00	3,958.00	3,420.00	3,658.00
SSV	2,490.00	2,430.00	3,280.00	3,300.00	2,875.00	2,658.00	2,856.00
DQO	3,449.60	4,118.40	3,379.20	3,731.20	3,942.40	3,440.00	4,231.20
DBO ₅	1,216.86	1,337.34	1,343.37	1,096.38	1,397.59	1,337.34	1,030.12
NTK	175.40	208.22	210.99	201.33	242.70	246.40	245.00
NH ₃	21.17	23.40	27.58	37.23	38.61	37.23	29.40
N ₀₃	0.11	<0.096	<0.096	0.17	0.16	<0.096	<0.096
P _{tot}	53.85	51.60	62.10	64.00	51.70	70.00	58.90
Alk	447.75	398.00	398.00	591.00	492.50	541.75	591.00
Purga de lodos en succión de bomba 630-B							
SST	4,000.00	8,100.00	8,500.00	9,300.00	8,400.00	6,900.00	7,600.00
SSV	3,350.00	6,450.00	7,100.00	7,700.00	6,200.00	6,100.00	5,900.00
DQO	10,278.40	9,504.00	8,659.20	10,489.60	10,560.00	9,150.40	10,893.33
DBO ₅	2,882.88	3,483.48	2,582.58	2,132.13	3,633.63	4,099.09	2,867.86
NTK	459.20	433.00	512.99	601.24	570.91	593.60	512.40
NH ₃	37.33	37.61	52.40	82.74	88.26	88.26	33.60
N ₀₃	0.21	0.24	0.20	0.28	0.28	0.12	0.21
P _{tot}	116.30	151.50	132.00	158.10	146.20	136.80	137.50
Alk	796.00	746.25	597.00	935.75	788.00	935.75	1,034.25

Cabe mencionar que durante la campaña, las concentraciones (alta para NH₃ y baja para NO₃) en el efluente, lo cual es señal inequívoca de falta de capacidad para nitrificar, en ese entonces que se tenía problemas con los difusores del reactor B. La información de la tabla anterior será utilizada en el fraccionamiento del sustrato previo a la modelación del modelo biológico que se presenta en el capítulo 8, así como los demás datos obtenidos en la presente campaña.

6.4 MUESTRAS HORARIAS DE INFLUENTE Y EFLUENTE

Se realizó el muestreo horario de influente y efluente de las 7 am (30-nov) hasta las 6 am (1-dic) de 2005, colectando muestras individuales para analizar SST, SSV, NTK, NH₃, DQO y NO₃). Esta información es de utilidad en la calibración en régimen dinámico.

Se presenta la figura 6.3 y los datos en tabla A3 (sección anexos), los perfiles diarios, observándose que no siguen la tendencia respecto al perfil de flujo, mas bien se observa un desfase (DQO y SST). No se llevó a cabo ningún ajuste en la calibración con los datos dinámicos, solo una verificación de la calibración en estado estacionario.

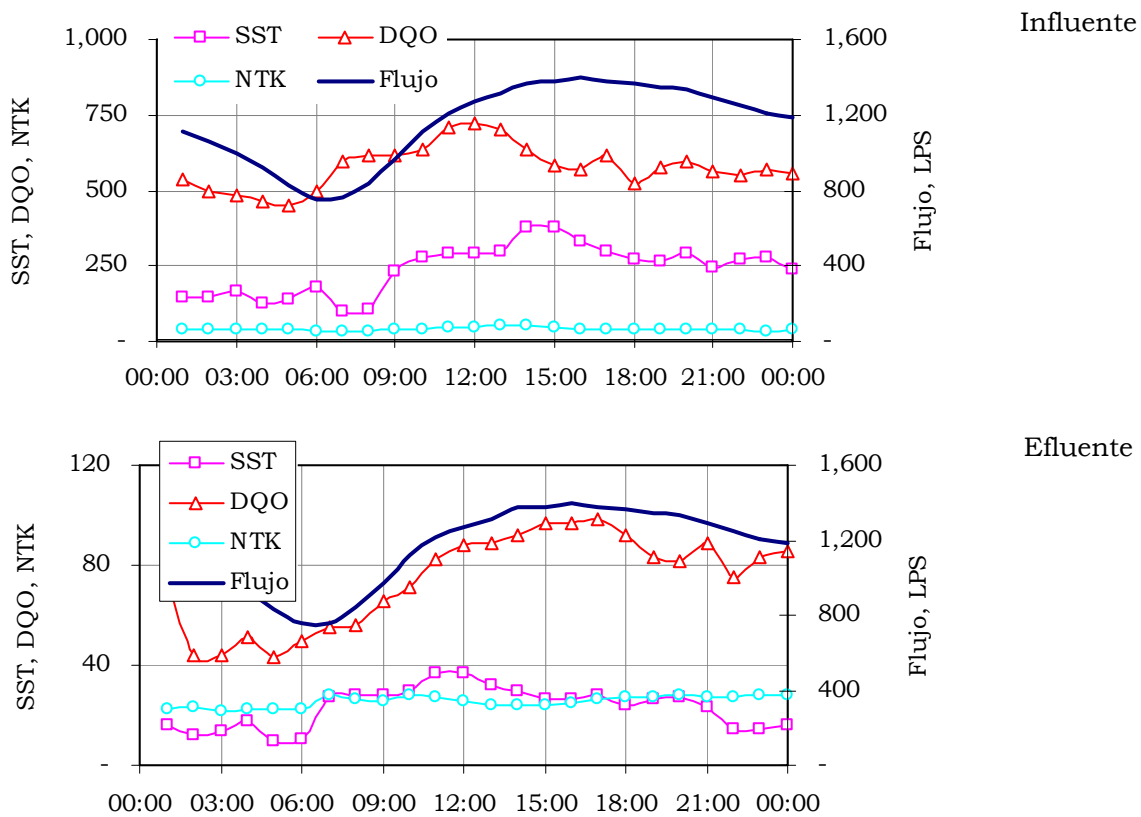


Figura 6.3.- Variación horaria del influente y efluente

6.5 EVALUACIÓN DE DATOS Y CONTROL DE CALIDAD

Todos los datos rutinarios y los datos de la campaña necesitan ser evaluados y depurados antes de ser utilizados en la calibración. El control de calidad inicia con la verificación de los métodos, inspección de puntos de muestreo, análisis de tendencias y cálculo de parámetros básicos que permitan detectar errores.

Se presenta en la tabla 6.4 las relaciones DBO_5/DQO , NTK/DQO , SSV/SST y P_{tot}/DQO para el influente, así como DQO/SSV y SSV/SST para licor mezclado, observados en la campaña. Como referencia se tiene: $0.4 < DBO_5/DQO < 0.45$ y $1.4 < DQO/SSV < 1.5$, para el influente (aguas típicas municipales) y para el licor mezclado, respectivamente (WERF, 2003).

Tabla 6.4.- Relaciones de interés (datos de campaña)								
Fecha	27-Nov	28-Nov	29-Nov	30-Nov	01-Dic	02-Dic	03-Dic	Prom
Influente								
DBO_5/DQO	0.41	0.40	0.42	0.41	0.41	0.40	0.42	0.41
NTK/DQO	0.08	0.09	0.09	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
SSV/SST	0.64	0.80	0.76	0.86	0.84	0.69	0.78	0.77
DQO_{part}/VSS	2.70	2.86	1.39	2.06	2.10	2.84	2.81	2.39
DQO/P_{tot}	72.07	79.23	59.71	77.53	71.97	69.78	75.37	72.24
Licor mezclado								
DQO/SSV	1.51	1.67	1.45	1.48	1.48	1.48	1.32	1.48
SSV/SST	0.75	0.74	0.76	0.79	0.74	0.76	0.77	0.76

También se presenta la tabla 6.5 con el resumen de relaciones históricas (año 2005) de DBO_5/DQO y NTK/DQO en el influente y SSV/SST en reactores, con base en promedios mensuales. Como se puede ver, las relaciones (DBO_5/DQO y DQO/SSV) estarían dentro del rango. Se observa que los datos del influente están un 30% más bajos que los de diseño, lo cual es una señal que el influente está influenciado por incorporación de aguas freáticas (diluido). Esta es quizás una razón por la que la planta tuvo que ser ampliada dos veces en menos de 10 años. Además de servir en la verificación, las relaciones servirán más tarde para convertir los datos en el formato ASM1 al aplicar el modelo Influent Advisor.

Tabla 6.5.- Relaciones de interés (datos de rutina, promedios mensuales)							
Relación	Influyente		SSV/SST en los Reactores (licor mezclado)				
	DBO ₅ /DQO	NTK/DQO	R-A	R-B	VLR-A	VLR-B	Promedio
Promedio	0.39	0.07	0.74	0.76	0.78	0.75	0.76
Desv Std	0.17	1.27	0.04	0.04	0.04	0.04	0.02

6.6 BALANCES DE MASA

Los balances de masa se realizaron según se detalla en Hulsbeek *et al.* (2002), sobre flujos máxicos de carbono (DQO), nitrógeno (NTK) y sólidos suspendidos totales (SST). En las figuras 6.4 a 6.8 se presentan los balances en base a flujos y concentraciones promedio expresados en toneladas por día (Ton/d).

También se hizo un balance entorno al fósforo, que según se mencionó, se considera la mejor base para realizar balances de masa, ya que solo se remueve a través del efluente y en la purga de lodo, contrario al carbono y nitrógeno que pueden pasar a fase gaseosa, (Langergraber *et al.* 2004 y Hulsbeek *et al.* 2002).

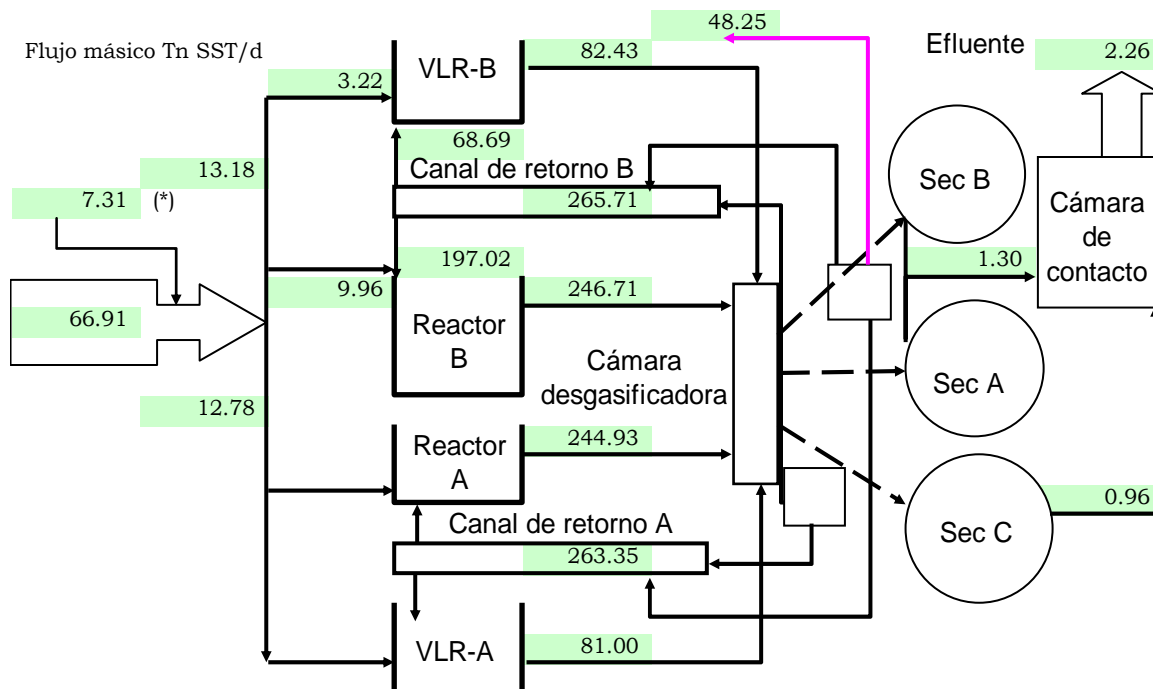


Figura 6.4.- Balance de SST, en Tn SST/d

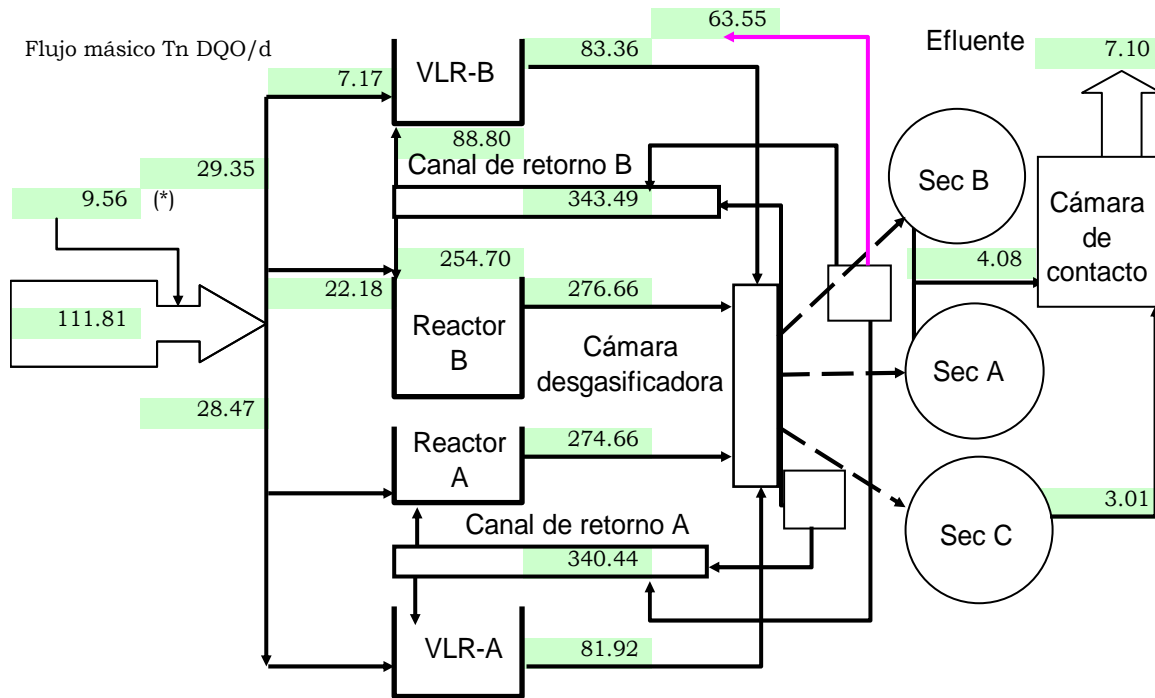


Figura 6.5.- Balance de DQO, en Ton DQO/d

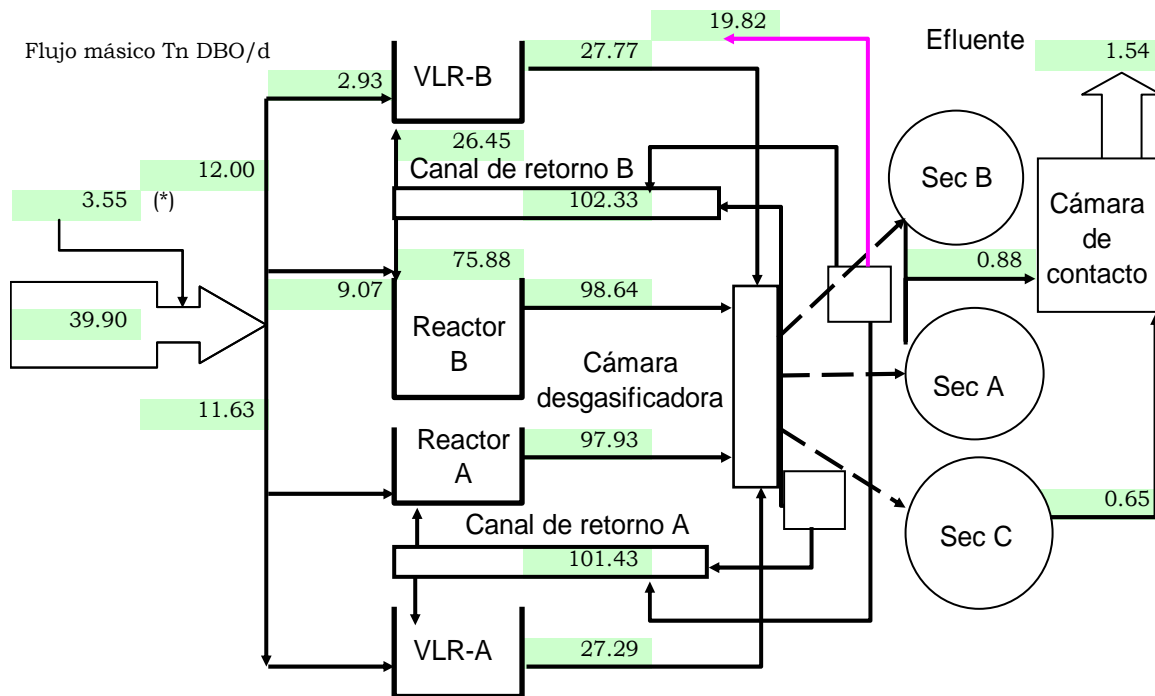


Figura 6.6.- Balance de DBO₅, en Ton DBO₅/d

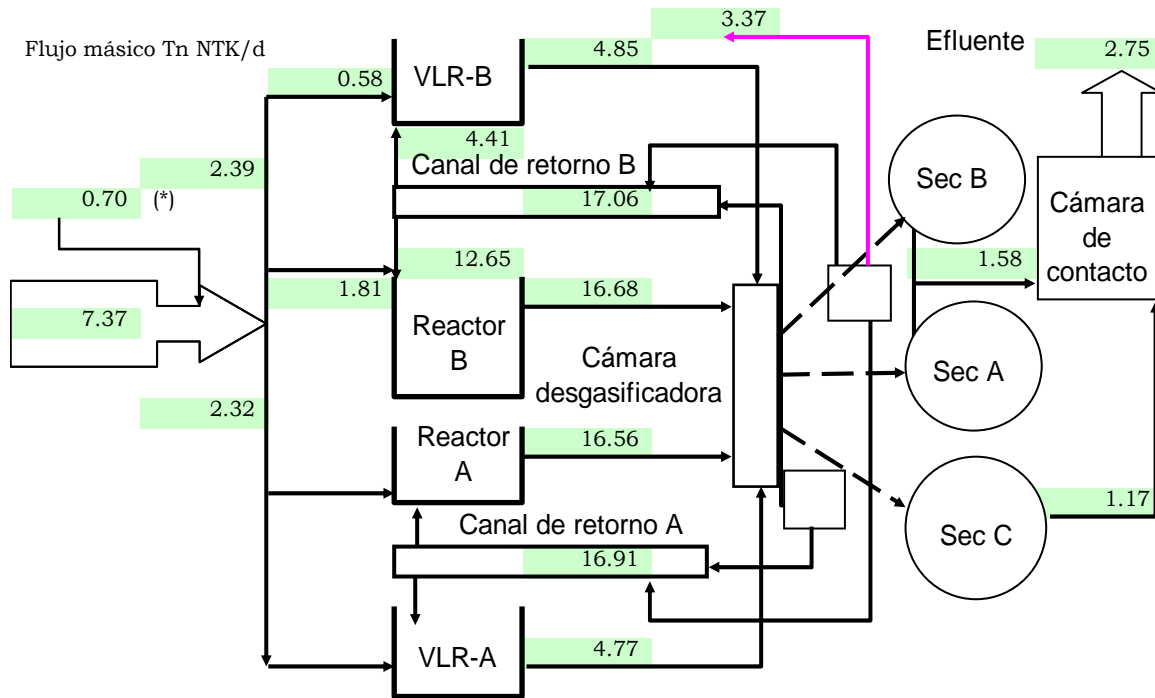


Figura 6.7.- Balance de NTK, en Ton NTK/d

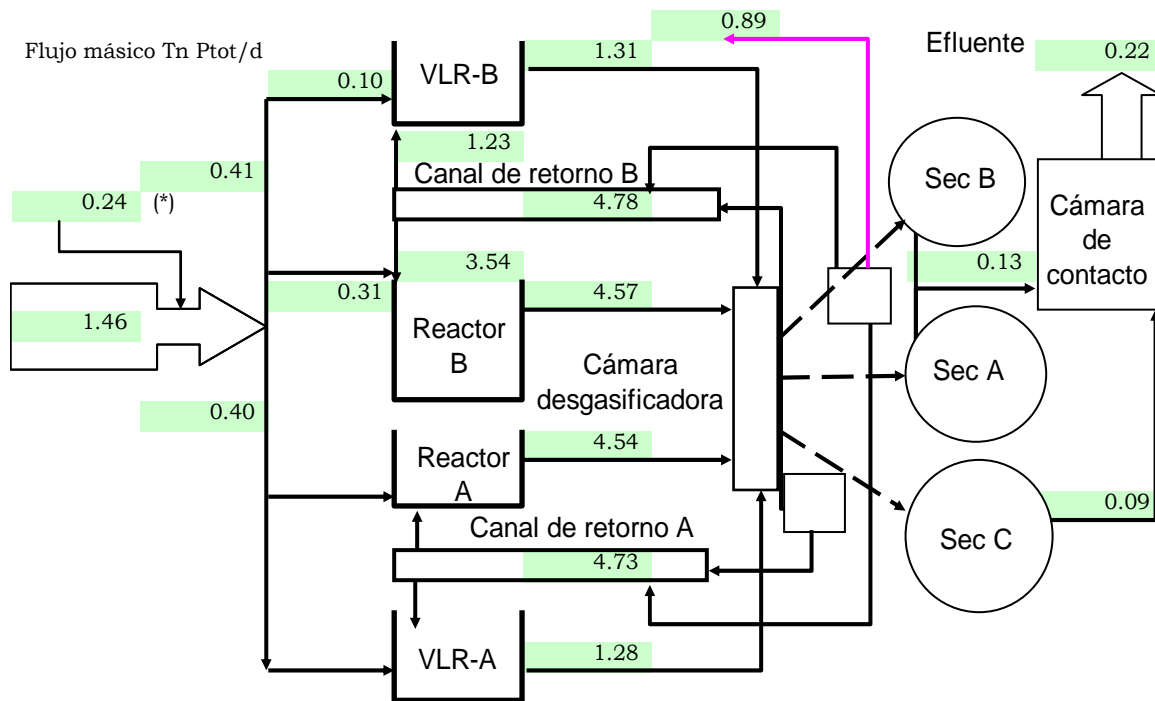


Figura 6.8.- Balance de Ptot, en Ton Ptot/d

De acuerdo con Langergraber *et al.* (2004), para que ser aceptables los balances, deben cerrar con una incertidumbre no mayor del 5% para el fósforo, 10% para carbón (DQO) y 10% para SST, incluyendo el clarificador secundario.

Tabla 6.6.- Cierres de los balances

	Ton SST/d	Ton DQO/d	Ton DBO ₅ /d	Ton NTK/d	Ton P _{tot} /d
Entrada	33.27	67.37	27.18	5.41	1.04
Salida	50.51	70.65	21.35	6.12	1.11
Diferencia	29%	3%	17%	9%	4%

Se observó una desviación en los cierres de balances de 29% para SST, 3% para DQO, 17% para DBO, 9% para NTK y 4% para el fósforo (tabla 6.6). Se observa que los balances de SST y DBO son los que tuvieron menos precisión, lo cual podría estar relacionado con alguna inexactitud de algunos flujos, en especial el de purga, ya que como se mencionó anteriormente, este suele ser uno de los más sospechoso entre los datos rutinarios (WERF, 2003). En la calibración en estado estacionario fue finalmente ajustado el flujo de la purga.

6.7 PERFILES EN LOS REACTORES

Según lo planteado en el capítulo 5, la corriente 5 de la campaña corresponde a mediciones en el reactor, como perfiles de OD, temperatura y concentraciones de NH₃ y NO₃, además de los parámetros ya mencionados. Como se mencionó, la planta cuenta con dos reactores centrales divididos en 7 celdas, (tipo pistón) con el proceso convencional de lodos activados, para 500 LPS cada uno, más dos reactores laterales con el proceso Veticell™, diseñados para 125 LPS cada uno.

Se presentan los perfiles a lo largo del reactor central y del reactor lateral, incluyendo los parámetros de OD, Temp., NH₃ y NO₃ y la tasa de respiración (r_{O_2}), ya que serán necesarios en la calibración, los niveles de OD y temperatura serán impuestos en el modelo como dato de entrada, mientras que los perfiles de NH₃, NO₃ y r_{O_2} servirán potencialmente en los ajustes del modelo.

6.7.1 Perfil de oxígeno disuelto

Se hicieron mediciones de OD en forma diaria en cada celda, a una profundidad de 2 m, sobre las mesas de concreto, (ver anexo A4) con un medidor portátil Mca YSI, con compensación automática de temperatura y calibrado a diario. En la figura 6.9 se grafican los promedios de las mediciones, habrá que recordar que la primera celda tiene ambiente anóxico. También hay que notar que durante la campaña, el sistema de aeración de burbuja fina presentó baja eficiencia de transferencia de oxígeno, por lo que los valores de OD están bajos. Este problema se debía a que los difusores necesitaban mantenimiento. Para el caso de los reactores Veticell™, se hicieron solo tres mediciones en la primer y segunda zona de discos y en la parte de burbuja fina (figura 6.10). Cabe mencionar que esta práctica se lleva en forma rutinaria por el personal operativo de la planta así como la toma de temperaturas, ya que los medidores de proceso (instalados en sitios estratégicos) están fuera de servicio por problemas de mantenimiento.

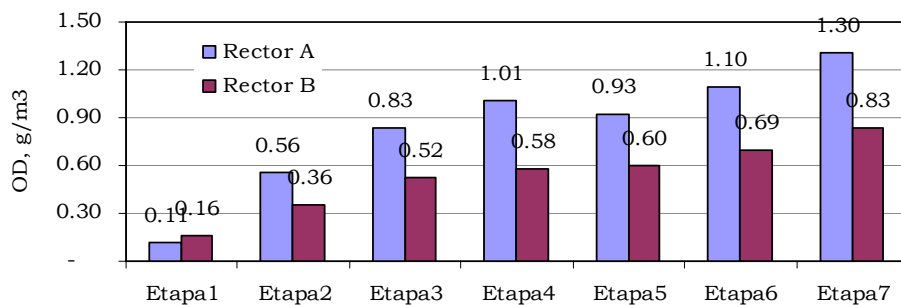


Figura 6.9.- Perfil de OD en Reactores A y B

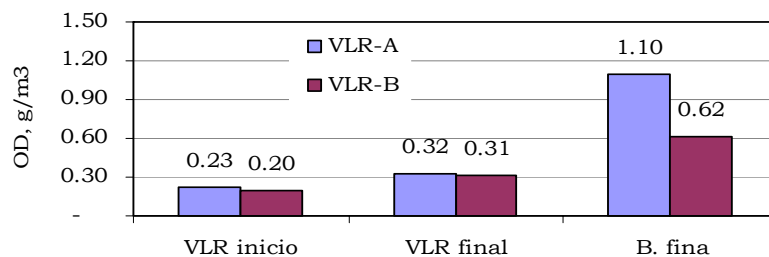


Figura 6.10.- Perfil de OD en VLR-A y VLR-B

6.7.2 Perfil de temperatura

De la misma manera que fueron hechas las mediciones de OD en las celdas de los reactores y los VLR's, se hicieron también mediciones de temperatura, ya que el equipo portátil de OD (YSI) despliega la temperatura, ver figura 6.11. Se observa, que la temperatura está en el anual de 20 a 28°C, 100% mesofílico, aunque los datos fueron tomados a la misma hora que el oxígeno disuelto es probable que durante las horas de la noche pueda haber alguna variación.

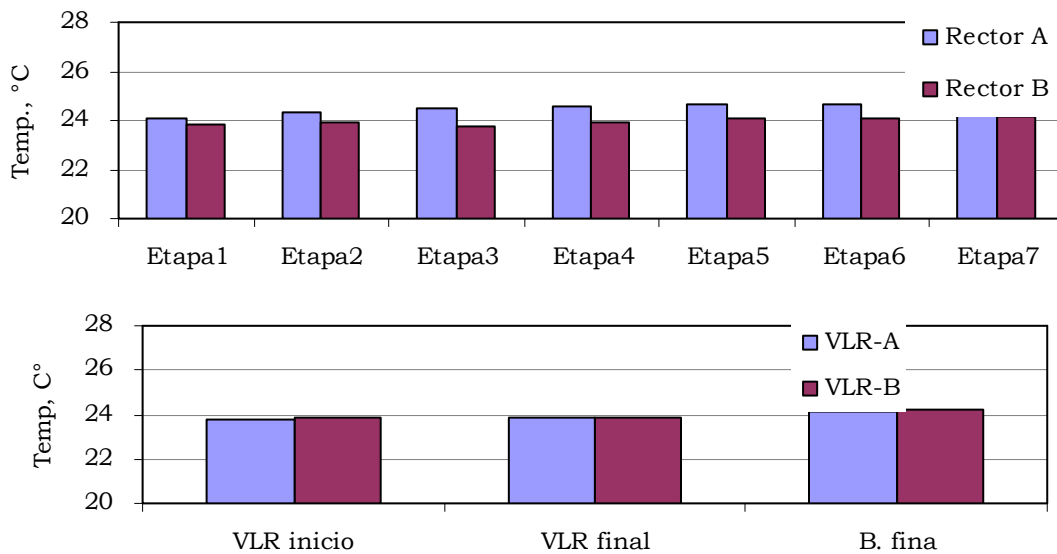


Figura 6.11.- Perfil de temperatura de proceso en reactores centrales y VLR's

Como conclusión, se considerará para la calibración en el GPS-X, 24.3°C como temperatura promedio, pero para la estimación de los parámetros cinéticos Y_H , μ_H y b_H se hará en un rango de 20 a 32°C.

6.7.3 Perfiles de nitrógeno

Se presenta a continuación los perfiles de NH_3 y NO_3 en los reactores centrales. Los equipos utilizados para NH_3 es marca Hanna modelo HI-95715 y para NO_3 es

Hach, modelo NI-14**, Color Disc Nitrogen, Nitrate as NO₃. En la tabla 6.6 y en la figura 6.12 se indican la concentración de NH₃ en las celdas de los reactores.

FECHA	Etapas del Reactor A							Etapas del Reactor B						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
04-11-05	48.4	45.9	42.2	42.7	42.6	42.5	39.8	37.4	22.6	21.4	24.6	23.8	26.8	26.8
22-11-05	43.8	42.4	41.8	41.1	42.3	40.7	39.5	42.5	42.4	40.5	40.0	39.3	39.5	37.9
27-11-05	42.7	43.2	45.2	44.8	47.4	43.3	42.3	42.7	43.2	45.2	44.8	47.4	43.3	42.3
02-01-06	48.4	45.9	42.2	42.7	42.6	42.5	39.8	48.6	47.8	46.7	47.1	46.7	45.7	44.9
06-01-06	40.4	38.1	38.1	35.7	37.0	36.4	36.5	40.4	38.1	38.1	35.7	37.0	36.4	36.5
Prom	44.7	43.1	41.9	41.4	42.4	41.1	39.6	42.3	38.8	38.4	38.4	38.8	38.3	37.7

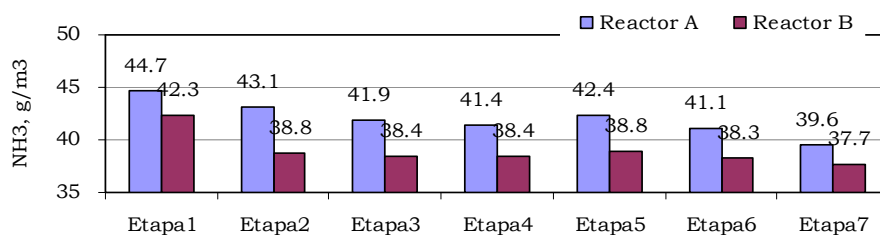


Figura 6.12.- Perfil de NH₃ en el reactores A y B

La tabla 6.7 y la figura 6.13 muestran la concentración de NO₃ en las distintas celdas de los reactores. Se puede ver que durante la campaña, la planta no tenía capacidad para nitrificar, lo cual se confirma con la concentración de nitratos.

FECHA	Etapas del Reactor A (NO ₃)							Etapas del Reactor B (NO ₃)						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
04-11-05	0.10	0.11	0.13	0.10	0.11	0.10	0.10	0.26	0.30	0.26	0.21	0.29	0.26	0.30
22-11-05	0.13	0.12	0.11	0.10	0.11	0.10	0.13	0.20	0.30	0.20	0.20	0.30	0.20	0.30
27-11-05	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.22	0.26	0.22	0.25	0.36	0.22	0.26
02-01-06	0.12	0.30	0.11	0.10	0.16	0.10	0.12	0.26	0.30	0.26	0.21	0.29	0.26	0.30
06-01-06	0.10	0.30	0.12	0.10	0.15	0.10	0.10	0.30	0.30	0.40	0.30	0.26	0.18	0.10
Prom	0.11	0.19	0.11	0.10	0.13	0.10	0.11	0.25	0.29	0.27	0.23	0.30	0.22	0.25

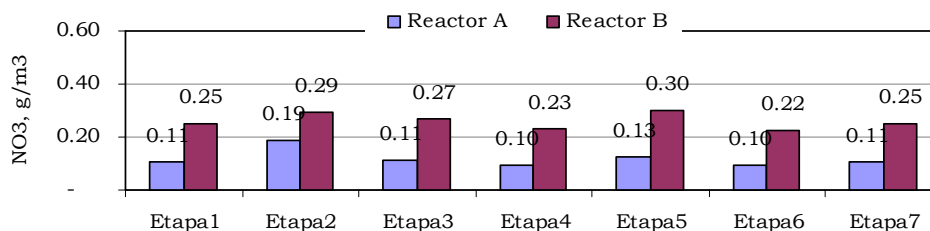


Figura 6.13.- Perfil de NO₃ en el reactores A y B

6.7.4 Tasa de utilización de oxígeno (r_{O_2})

Para obtener las tasas de utilización de oxígeno en las diferentes celdas (figura 6.14), se usó un respirómetro, que consiste en un reactor (vaso 1 L) equipado con bomba de aire y difusor tipo pecera, un mezclador magnético y un analizador-controlador de OD, ligado a un control de OD que arranca la bomba de aire y un sistema de adquisición de datos (Opto 22) para el registro de datos en intervalos de 30 segundos.

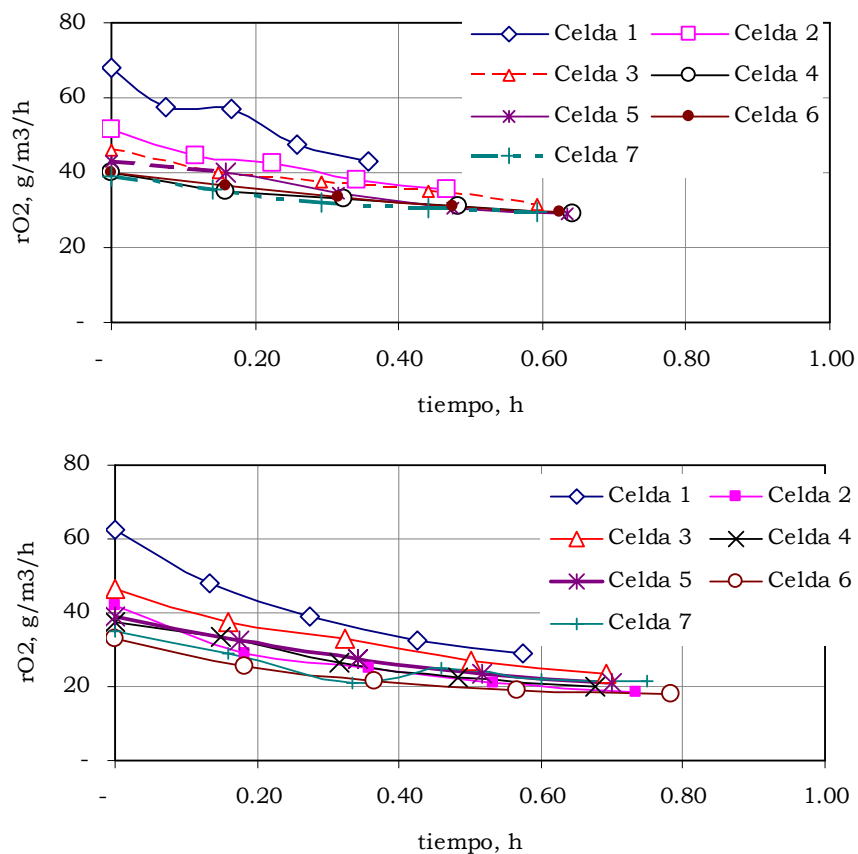


Figura 6.14.- Familia de curvas de r_{O_2} en los reactores A (superior) y B (inferior)

Se tomó 1 litro de licor mezclado en cada celda y se hicieron las determinaciones de r_{O_2} a temperatura ambiente, una vez colectadas las muestras. El rango de activación/desactivación de la bomba de aire fue de 2 a 4 g/m^3 . Los datos de r_{O_2}

servirán potencialmente en los ajustes del modelo durante la calibración. Aunque será un ejercicio aproximado ya que no se pudo mantener la temperatura durante las pruebas de medición de r_{O_2} .

Se observa que la tasa de respiración va declinando a medida que el flujo pasa a través del reactor, lo que explicaría que la tasa de crecimiento heterótrofo declina a medida que el sustrato disminuye. La tasa en la primera celda es del orden de $70 \text{ g/m}^3/\text{h}$, mientras que la séptima celda baja a $30 \text{ g/m}^3/\text{h}$, ver figura 6.14

6.8 Padrón de flujo

Como se indicó, se hicieron mediciones de flujo en diversas corrientes internas de la planta, uno de los datos más relevantes es la variación horaria de flujo en el influente, de acuerdo a los días de la semana.

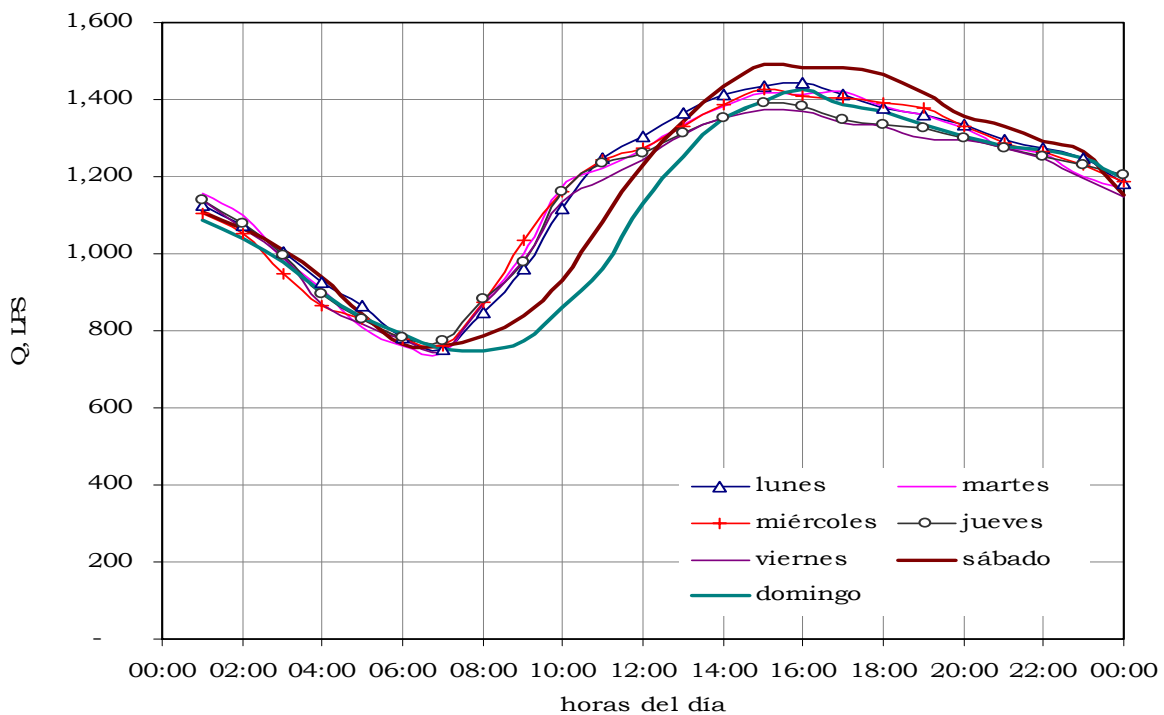


Figura 6.15.- Gráfica de flujos horarios según los días de la semana

En la figura 6.15 se muestran los perfiles diarios de los caudales, con base a mediciones de rutina y considerando el período de noviembre de 2005 a enero de 2006, que corresponde al período de la campaña.

Se puede distinguir que los sábados y domingos el flujo parece llegar más tarde a la planta (líneas lisas gruesas), además es posible notar que los domingos, el volumen diario parece aún menor que el sábado, lo cual indica la semana laboral, los flujos de lunes a viernes son muy similares, las curvas tienen una forma sinusoidal con mínimos entre las 6 y 8 am y los picos alrededor de las 4 pm.

Además del flujo total de la planta, durante la campaña se hicieron mediciones más a detalle de varias corrientes internas en la planta, los flujos en los reactores centrales presentan una forma parecida a la del flujo total.

Los datos de flujos promedios y horarios se utilizarán posteriormente durante la calibración del modelo biológico (capítulo 9).

CAPÍTULO 7

FRACCIONAMIENTO DEL SUBSTRATO Y PARÁMETROS CINÉTICOS (RESULTADOS)

FRACCIONAMIENTO DEL SUBSTRATO Y PARÁMETROS CINÉTICOS (RESULTADOS)

7.1. FRACCIONAMIENTO DE LA DQO

Como se mencionó en el capítulo 5, el protocolo de la STOWA para caracterizar el sustrato combina filtraciones a $0.1 \mu\text{m}$, determinaciones de DQO (influyente y efluente, total y soluble) y el desarrollo de la curva de DBO para determinar la constante k y la DBO_U , y con ello determinar las fracciones de la DQO y del nitrógeno.

7.1.1. Curva de DBO

Partiendo de muestras compuestas del influente se procedió a realizar los análisis de DBO (sin filtrar) durante 12 días continuos, (los días 1, 2, 4, 6, 8, y 12 fueron por duplicado). Las determinaciones de DBO fueron hechas de acuerdo a los métodos estándar a 20°C , los resultados son mostrados en la tabla A2 de la sección de anexos.

El objetivo de la prueba es la determinación de la constante de primer orden k , para lo cual se utilizará el método de mínimos cuadrados y el método gráfico de Fujimoto para validación, Metcalf & Eddy (2003). Sustituyendo los datos en el primer método de cálculo (mínimos cuadrados) se tiene un sistema de dos ecuaciones con dos incógnitas, (ecuaciones 5.10 a 5.12).

Los cálculos realizados según el método de mínimos cuadrados se muestran en la tabla A3 (anexos) para las 3 corridas. Para el método de Fujimoto, se prepara un

sistema de coordenadas graficando DBO_{t+1} vs DBO_t , (figura A1 de la sección de Anexos), se traza luego una línea de ajuste de mínimos cuadrados por dichos puntos y otra línea auxiliar a 45° , el punto de intersección entre ambas corresponderá a la DBO_U .

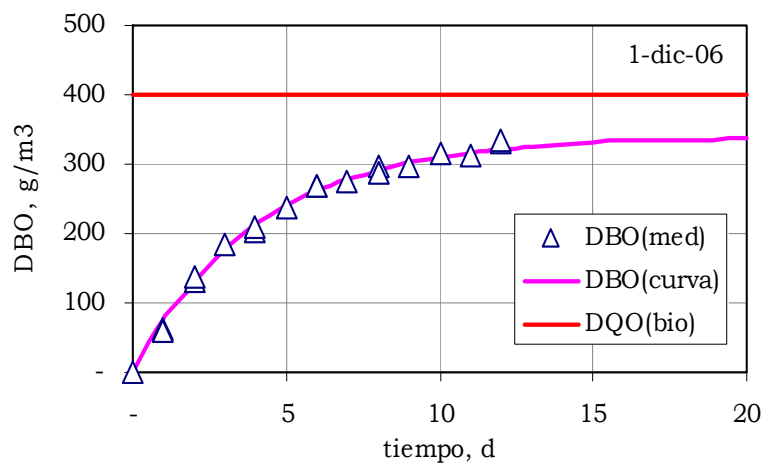
La figura 7.1 correspondiente a la curva DBO con los datos medidos y ajustados hasta 20 días, para cada prueba realizada (01-dic-05, 20-mar-06 y 27-mar-06); los datos mostrados en la tabla A2 de Anexos, son los valores de DBO obtenidos según el método de mínimos cuadrados.

Se hallaron directamente la DBO_U para las tres corridas, es importante destacar que una vez definido al valor de “k” de la curva de la DBO, de manera confiable, fue posible determinar la DBO_U y la DQO_{BIO} para cada día de la campaña con solo conocer la DBO_5 y el factor f_{DBO} con base en las expresiones 5.5 y 5.6 (protocolo de la STOWA), del capítulo 5 (material y métodos). Ver figura 7.1 En la tabla 7.1 se presenta el resumen de los cálculos hechos para determinar la constante k de primer orden.

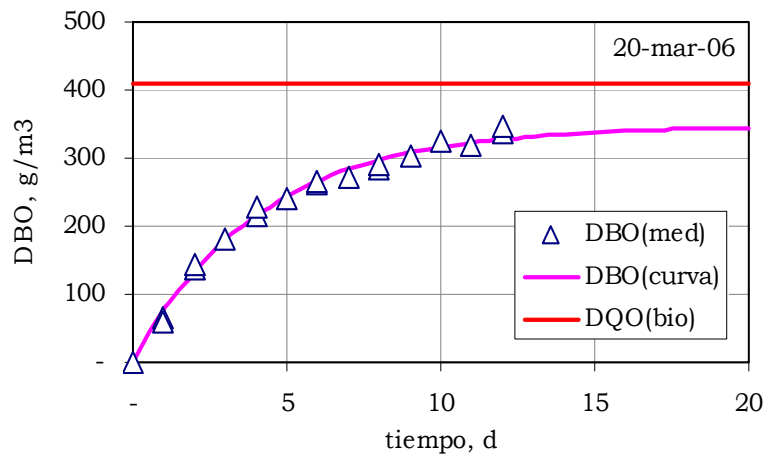
Método	Parámetro	1-Dic	20-Mar	27-Mar	Promedio	Desv Std
Mínimos cuadrados	DBO_5 , g/m ³	237.00	241.50	226.70	235.07	7.59
	k, d ⁻¹	0.2484	0.2479	0.2413	0.2459	0.0040
Fujimoto	DBO_U , g/m ³	342.01	348.27	321.94	337.41	13.76
	k, d ⁻¹	0.2417	0.2406	0.2418	0.2414	0.0007
	DBO_U , g/m ³	337.92	345.16	323.16	335.41	11.21
	k prom, d ⁻¹	0.2451	0.2443	0.2415	0.2436	0.0019

Se observa que los valores de k (base e), mismos que fueron obtenidos con ambos métodos, (mínimos cuadrados y Fijimoto) y en tres eventos independientes y en diferentes tiempos, son aproximados con una desviación estándar de 0.0019. Por lo que el valor promedio de k obtenido en el presente trabajo fue 0.2436 d⁻¹.

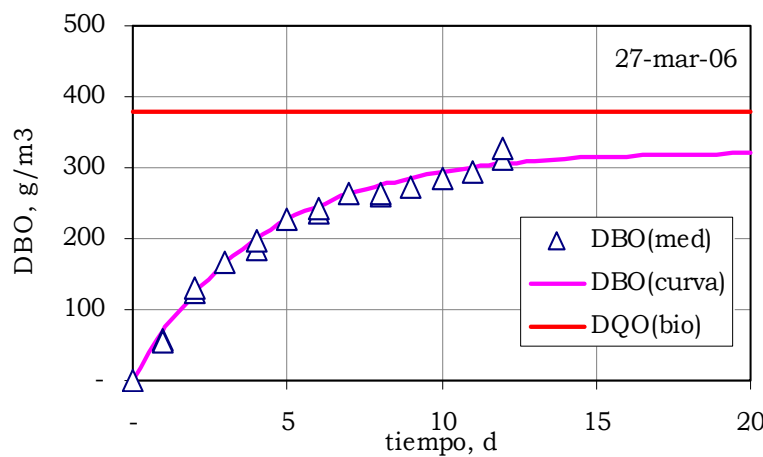
Este valor fue seleccionado para el fraccionamiento con el protocolo de la STOWA, para las determinaciones de DBO_U la campaña, a partir de la DBO_5 .



1-Dic		
DBO ₅	237.00	g/m ³
k	0.2451	d ⁻¹
f(DBO)	0.15	
t	5.00	d
DBO _U	335.53	g/m ³
DQO _{bio}	394.74	g/m ³



20-Mar		
DBO ₅	241.50	g/m ³
k	0.2443	d ⁻¹
f(DBO)	0.15	
t	5.00	d
DBO _U	342.48	g/m ³
DQO _{bio}	402.92	g/m ³



27-Mar		
DBO ₅	226.70	g/m ³
k	0.2415	d ⁻¹
f(DBO)	0.15	
t	5.00	d
DBO _U	323.35	g/m ³
DQO _{bio}	380.41	g/m ³

Figura 7.1.- Curvas de DBO para tres muestras para determinar el valor de k y DBO_U

Con lo anterior se procedió con el fraccionamiento de la DQO para cada día de la campaña. En la tabla 7.2 se presenta el resumen del fraccionamiento de la DQO según el protocolo de la STOWA. Se puede ver que la determinación de la DBO (curva) es el aspecto más importante para la utilización de este método, respecto a la exactitud del método, ya que ahí radica una fuente potencial de errores.

Tabla 7.2.- Fraccionamiento de DQO según protocolo de la STOWA, en g/m³

Fecha	27-Nov	28-Nov	29-Nov	30-Nov	01-Dic	02-Dic	03-Dic	Promedio
DQO _{tot}	580.20	562.50	535.60	589.20	591.60	598.00	606.00	580.44
DQO _{inf_sol}	114.80	98.70	92.97	112.64	105.97	90.96	105.60	103.09
DBO ₅	239.78	223.27	226.40	239.60	243.20	236.72	251.71	237.24
DBO _U	340.50	317.05	321.50	340.24	345.35	336.15	357.44	336.89
DQO _{bio}	400.58	373.00	378.23	400.28	406.30	395.47	420.51	396.34
DQO _{eff}	71.50	68.64	73.46	70.58	71.76	72.30	70.41	71.23
DQO _{eff_sol}	26.30	26.48	26.20	28.90	27.50	29.80	29.30	27.78
S _i	23.67	23.83	23.58	26.01	24.75	26.82	26.37	25.00
S _s	91.13	74.87	69.39	86.63	81.22	64.14	79.23	78.09
X _s	309.45	298.13	308.84	313.65	325.08	331.33	341.28	318.25
X _i	155.95	165.67	133.79	162.91	160.55	175.71	159.12	159.10

Nota: La última columna se refiere a promedios aritméticos.

Viendo estos datos, se observa que la fracción particulada ($X_i + X_s$), representa 82%, comparando con el rango (47-88%) de un estudio en 21 plantas en Holanda, (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002), ver tabla 7.3. Resulta interesante analizar esta referencia de 21 plantas, aunque correspondan a plantas ubicadas en otras latitudes, con distintos hábitos de alimentación, principalmente en cuanto a la dotación de agua potable, la separación de drenaje sanitario y pluvial, etc. Hay que recordar que la planta bajo estudio no cuenta con clarificación primaria, lo cual da lugar a que gran parte de la DQO se presente como particulada, ya que la carga de sólidos suspendidos totales entra directamente al reactor biológico.

Tabla 7.3.- Referencia 21 plantas (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002)

Componente	Este estudio		Plantas en Holanda		
	Promedio	Contribución	Min	Prom	Max
S _i , g/m ³	25.00	4%	3%	6%	10%
S _s , g/m ³	78.09	13%	9%	25%	42%
X _s , g/m ³	318.25	55%	10%	28%	48%
X _i , g/m ³	159.10	27%	23%	39%	50%
DQO _{bio} , g/m ³	396.34	68%	45%	55%	68%
DQO _{part} , g/m ³	477.35	82%	47%	68%	88%

7.1.2. Fraccionamiento del Nitrógeno

Utilizando los coeficientes de la tabla 5.1 y las fracciones obtenidas de DQO, se han estimado las fracciones de nitrógeno según las ecuaciones 5.19 a 5.22 del capítulo 5, dando los siguientes resultados (ver tabla 7.4)

Componente	27-Nov	28-Nov	29-Nov	30-Nov	01-Dic	02-Dic	03-Dic	Promedio
NH _{3inf}	28.97	29.53	26.74	24.82	23.09	28.96	26.60	26.96
NH _{3eff}	21.20	22.30	23.70	24.80	21.70	26.40	25.20	23.61
NTK _{inf,tot}	48.09	48.16	44.73	44.25	42.78	49.04	46.87	46.27
NTK _{sol}	31.03	31.27	28.36	26.81	24.96	30.51	28.45	28.77
NTK _{inf,part}	17.06	16.90	16.37	17.43	17.82	18.52	18.42	17.50
NTK _{effsol}	21.44	22.54	23.94	25.06	21.95	26.67	25.46	23.86

Resumiendo y comparando con los datos obtenidos en la campaña, se puede ver que son semejantes, (tabla 7.5), sin embargo, en la etapa del fraccionamiento con el Influent Advisor se observaron importantes diferencias.

Comp.	Via	27-Nov	28-Nov	29-Nov	30-Nov	01-Dic	02-Dic	03-Dic	Prom.
NH ₃	Coef.	28.97	29.53	26.74	24.82	23.09	28.96	26.60	26.96
	Campaña	28.97	29.53	26.74	24.82	23.09	28.96	26.60	26.96
NTK _{inf,tot}	Coef.	48.09	48.16	44.73	44.25	42.78	49.04	46.87	46.27
	Campaña	48.10	49.90	47.43	45.78	45.50	47.07	47.00	47.25
	Diferencia	0.0%	2.5%	4.1%	2.4%	4.4%	2.9%	0.2%	2.4%
NTK _{sol}	Coef.	31.03	31.27	28.36	26.81	24.96	30.51	28.45	28.77
	Campaña	31.76	31.50	30.36	27.10	26.68	29.40	28.84	29.38
	Diferencia	1.7%	0.5%	4.8%	0.8%	4.7%	2.6%	1.0%	2.3%
NTK _{inf,part}	Coef.	17.06	16.90	16.37	17.43	17.82	18.52	18.42	17.50
	Campaña	16.34	18.40	17.07	18.68	18.82	17.67	18.16	17.88
	Diferencia	3.0%	6.0%	3.0%	4.9%	3.9%	3.3%	1.0%	3.6%
NTK _{eff,sol}	Coef.	21.44	22.54	23.94	25.06	21.95	26.67	25.46	23.86
	Campaña	20.85	22.33	23.00	24.29	21.44	25.85	25.30	23.29
	Diferencia	2.0%	0.7%	2.8%	2.2%	1.7%	2.2%	0.5%	1.7%

Coef. Se refiere a que se obtuvieron vía coeficientes y Campaña se refiere a los obtenidos vía campaña

Cabe mencionar que en lugar de la comparación, se pudo estimar los coeficientes (i_N) propios y comparar con los valores por defecto. Finalmente, se presenta las fracciones del nitrógeno para ASM1 en la tabla 7.6, obtenidos con los coeficientes del de la STOWA con las ecuaciones 5.13 a 5.18 presentadas en el capítulo 5.

$$S_{Ni} = S_i * i_{NSi} \quad (5.13)$$

$$S_{ND} = S_S * i_{NSS} \quad (5.14)$$

$$X_{ND} = X_S * i_{NXS} \quad (5.15)$$

$$X_{Ni} = X_i * i_{NXi} \quad (5.16)$$

$$S_{NH} = \text{NH}_3 \text{ del influente (medición directa)} \quad (5.17)$$

$$S_{NO} = \text{NO}_2 + \text{NO}_3 \text{ del influente (medición directa)} \quad (5.18)$$

Tabla 7.6.- Fracciones de Nitrógeno para ASM1

Componente	27-Nov	28-Nov	29-Nov	30-Nov	01-Dic	02-Dic	03-Dic	Promedio
S_{NH} , g/m ³	28.97	29.53	26.74	24.82	23.09	28.96	26.60	26.96
S_{ND} , g/m ³	1.82	1.74	1.62	1.99	1.87	1.55	1.85	1.78
X_{ND} , g/m ³	12.38	16.90	16.37	17.43	17.82	18.52	18.42	16.83
S_{Ni} , g/m ³	0.24	0.24	0.24	0.26	0.25	0.27	0.26	0.25
X_{Ni} , g/m ³	4.68	4.97	4.01	4.89	4.82	5.27	4.77	4.77
S_{NO} , g/m ³	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096	<0.096

En la figura 7.2 se presenta una distribución de ambos fraccionamientos, en ambos casos destaca la alta proporción de las fracciones particuladas, lo cual ha sido la característica durante la campaña. Así mismo se ve la predominancia de NH_3 , que es la forma más común, por lo que su determinación debe ser lo más exacta posible, según el protocolo de la STOWA. Los componentes inertes S_{Ni} y X_{Ni} no participan en el modelo, sin embargo ayudan a cerrar el balance.

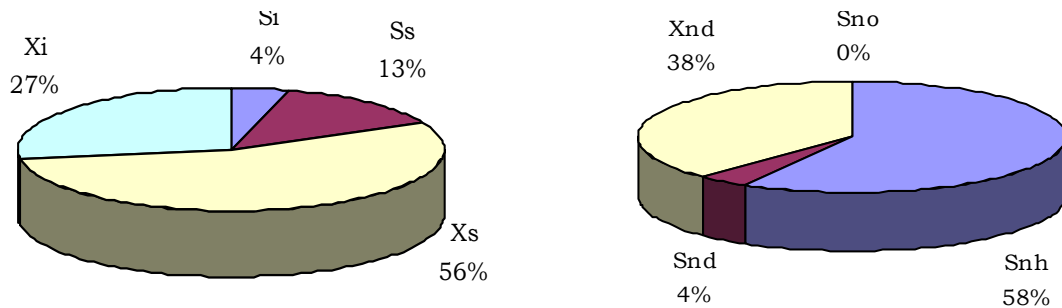


Figura 7.2.- Representación del fraccionamiento de la DQO y nitrógeno

Sin embargo, el padrón del fraccionamiento puede diferir si se basa en el modelo respirométrico o Influent Advisor, por lo que se ha previsto verificar previo cargar en el modelo.

7.2. PARÁMETROS CINÉTICOS Y ESTEQUIOMÉTRICOS

Uno de los objetivos del presente trabajo es la estimación de coeficientes cinéticos y estequiométricos, según metodologías sugeridas por Spanjers *et al.* (1999), Koch *et al.* (2000), Kappeler y Guger (2002), WERF (2003) y Gokcay y Sin (2004).

Los coeficientes a estimar previstos son: Y_H (Rendimiento heterótrofo, dado en g de células (DQO)/g DQO oxidado, μ_H (Tasa máxima de crecimiento heterótrofo, dado en d-1) y b_H (Tasa de decaimiento de heterótrofos, según ASM1, en d-1).

La metodología para llevar a cabo los experimentos de respirometría para la estimación de los coeficientes cinéticos b_H y μ_H , fue organizada según la relación indicada en la tabla 5.5 en el capítulo Material y Métodos.

7.2.1 Coeficiente de rendimiento heterótrofo, Y_H

De acuerdo a lo indicado en el capítulo 5 (Material y métodos), el coeficiente de rendimiento heterótrofo Y_H se determina por las ecuaciones 5.30 y 5.31. Si se hace varias veces, se puede determinar un valor promedio para Y_H a partir de la pendiente de la gráfica de DQO_{Cel} vs DQO_{Sol} . Cualquier error se compensa en la determinación de otros parámetros del influente. Según Vanrolleghem *et al.* (1999), es muy importante determinar Y_H con precisión ya que influye en la estimación de r_{O_2} y en la concentración total de sólidos (X_{tot}) en el lodo.

Una de las dificultades observadas en la obtención de las alícuotas (con pipetas), ya que el escaso lodo con el que se desarrolla la prueba no siempre se captura en

la pipeta debido al orificio pequeño. Por lo cual fueron rechazadas varias pruebas, las que se hicieron el 25, 26 y 28 de agosto de 2006 parecen ser más certeras.

Tabla 7.7.- Valores de DQO (g/m ³) para la determinación de Y _H						
Fecha	Hora	00:00	01:00	02:00	04:00	06:00
01-Sep	DQO _{Tot}	182.00	166.50	160.40	157.00	152.00
	DQO _{Sol}	158.00	120.10	107.00	95.00	76.50
	DQO _{Cel}	24.00	46.40	53.40	62.00	75.50
	ΔDQO _{Sol}	37.90	13.10	12.00	18.50	
	ΔDQO _{Cel}	22.40	7.00	8.60	13.50	
	Y _H	0.5910	0.5344	0.7167	0.7297	0.6429
02-Sep	DQO _{Tot}	218.00	199.00	193.00	188.00	181.00
	DQO _{Sol}	211.00	148.00	130.00	115.00	86.00
	DQO _{Cel}	7.00	51.00	63.00	73.00	95.00
	ΔDQO _{Sol}	63.00	18.00	15.00	29.00	
	ΔDQO _{Cel}	44.00	12.00	10.00	22.00	
	Y _H	0.6984	0.6667	0.6667	0.7586	0.6976
04-Sep	DQO _{Tot}	191.00	173.00	169.40	164.00	155.00
	DQO _{Sol}	170.00	126.60	111.70	99.30	80.50
	DQO _{Cel}	21.00	46.40	57.70	64.70	74.50
	ΔDQO _{Sol}	43.40	14.90	12.40	18.80	
	ΔDQO _{Cel}	25.40	11.30	7.00	9.80	
	Y _H	0.5853	0.7584	0.5645	0.5213	0.6074

Se puede observar que los valores de Y_H obtenidos con la ecuación 5.31 varían de 0.5213 a 0.7586, aunque los promedios (negrita) son más semejantes. La tabla 7.7 presenta los datos obtenidos y cálculos realizados. Así mismo se graficaron los valores de DQO_{Sol} vs DQO_{Cel} (figura 7.3), para las tres muestras y se hizo la regresión lineal vía mínimos cuadrados, la pendiente representa el valor de Y_H.

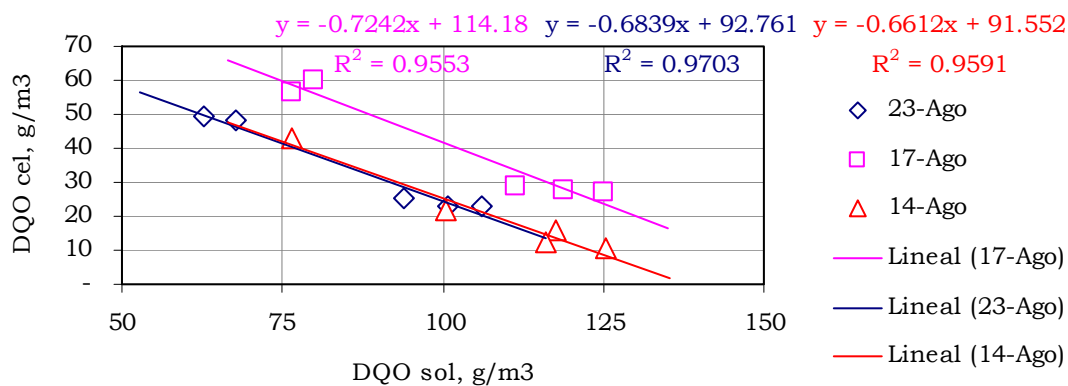


Figura 7.3.- Gráfica de DQO_{Sol} vs DQO_{Cel}

En la tabla 7.8 se resumen los anteriores resultados. Se observa que los valores de R^2 están cercanos a la unidad. El valor promedio que se obtuvo para Y_H es 0.6434, que es próximo al reportado por Hanze *et al.* (2002) de 0.67, por lo que se decidió utilizar el valor propio del ASM1 en la calibración.

Fecha	Vía ecuación 5.31	Vía gráfica	
	Y_H	R^2	Y_H
01-Sep	0.6244	0.9961	0.6429
02-Sep	0.6993	0.9996	0.6976
04-Sep	0.6065	0.9553	0.6074
Promedio	0.6434	0.9837	0.6493

7.2.2 Tasa de decaimiento heterótrofo, b_H

Se siguió la metodología del capítulo 5, con las consideraciones del concepto de muerte-regeneración. En las tablas A4, A5 y A6 (sección anexos) se presentan los resultados de los experimentos de respirometría, a 20, 24 y 28°C, para el método clásico y el método express, en las cuales los valores de las columnas YS1, YS2 y GLI representan r_{O_2} en g/m³/h. En algunas celdas (sombra) se menciona “falla”, en el sensor de OD. Ver las gráficas en las figuras A2, A3 y A4 (sección anexos).

En cuanto a los parámetros estequiométricos Y_H y f_p , necesarios para determinar b_H , conforme al ASM1, se han considerado los siguientes $Y_H = 0.6434$ (obtenido en la campaña) y $f_p = 0.08$ (Henze *et al.* 2002), ver tabla 7.9

Método clásico	Obs.	YS1	YS2	GLI	Promedio	Temp	Valor
mtr5_bh_a,b,c,d,e,f	Pendiente	0.2526	0.3393	0.3193	0.3037	20.00	b'_H
b_H corregido	ASM1	0.6190	0.8315	0.7825	0.7443		b_H
mtr5_bh_a,b,c,d,e	Pendiente	0.6092	0.7823	0.5006	0.6307	28.00	b'_H
b_H corregido	ASM1	1.4929	1.9171	1.2267	1.5456		b_H
Método express		YS1	YS2	GLI	Promedio	Temp	Valor
mtr3_bh_C	Pendiente	0.9878	Falla	0.2482	0.6180	28.00	b'_H
b_H corregido	ASM1	2.4207	medición	0.6082	1.5144		b_H
mtr4_bh_C	Pendiente	0.9238	Falla	0.6903	0.8071	28.00	b'_H
b_H corregido	ASM1	2.2638	medición	1.6916	1.9777		b_H
mtr9_bh_B	Pendiente	0.3764	0.4680	0.3641	0.4028	24.00	b'_H
b_H corregido	ASM1	0.9224	1.1469	0.8922	0.9872		b_H

A fin de estimar el coeficiente por cambio en la temperatura (θ) de Arrhenius, (ecuación 7.1) (Metcalf & Eddy, 2003), se determinó este valor para ambos rangos y se obtuvo un promedio de 1.0917, valor aproximado al reportado en el ASM1 (Henze *et al.* 2002). Con este coeficiente y teniendo un b_H confiable e 20°C, se puede obtener el valor de b_H para cualquier temperatura. A propósito, durante los experimentos no fue posible hacer la corrida a 32 °C, por lo que su valor se podría estimar con la ecuación 7.1

$$r_T = r_{20} * \theta^{(T-20)} \quad (7.1)$$

Temp	YS1	YS2	GLI	Prom b_H	Theta	Ajuste b_H
20.00	0.6190	0.8315	0.7825	0.7443		0.7443
24.00	0.9224	1.1469	0.8922	0.9872	1.0731	1.0570
28.00	2.0591	1.9171	1.1755	1.7172	1.1102	1.5012
			θ promedio		1.0917	

7.2.3 Tasa máxima de crecimiento específico heterótrofo, μ_H

De acuerdo a indicado en el capítulo 5, se presenta la tabla A7 (sección anexos), los archivos mrt3, mtr4, mtr6, mtr8 y mrt9 fueron destinados a la determinación de μ_H . Destacan algunos casos en que se tuvieron que desechar algunos valores a fin de tener un mejor ajuste, las figuras A7 a la A16 presentan gráficas de $\ln(r_{O_2})$ vs tiempo, y están relacionadas con los archivos mencionados. En la tabla 7.11 se presenta un resumen de los valores para μ_H en función de las temperaturas consideradas, (pendientes de las gráficas)

Temp, °C	20.00	24.00	28.00	32.00
YS1 ($\mu_m - b_H$), en d-1	4.1035	4.7838	6.9261	10.9980
YS2 ($\mu_m - b_H$), en d-1	4.7656	4.4050	8.7824	9.2787
GLI ($\mu_m - b_H$), en d-1	5.6928	5.9626	10.1420	12.0750
Promedio	4.8540	5.0505	8.6168	10.7839
b_H , en d-1	0.7443	0.9872	1.7172	2.1319
μ_H en d-1, Calculado	5.5983	6.0376	10.3341	12.9158
μ_H en d-1, Ajustado	5.5983	6.9867	8.7195	10.8820

Finalmente se presenta un resumen (tabla 7.12) de los resultados obtenidos en la determinación de los coeficientes cinéticos y estequiométricos.

Tabla 7.12.- Resumen de los coeficientes			
Temp °C	Y_H	b_H , d-1	μ_H , d-1
	0.6434		
20.00		0.7443	5.5983
24.00		0.9872	6.0376
28.00		1.7172	10.3341
32.00		2.1319	12.9158

7.3. CONCLUSIONES PARCIALES DEL CAPÍTULO 7

- a) Hubieron eventos (fallas en las sondas) que no contribuyeron a obtener datos confiables de dichos coeficientes, aunque los que se obtuvieron están dentro de los rangos reportados en el ASM1 (Hanze *et al.* 2002), por lo que, para la calibración del modelo biológico se probará inicialmente los parámetros por defecto en el GPS-X, y en su caso, se tomará la decisión de intercambiar por los que se obtuvieron en esta etapa del trabajo.
- b) Con la utilización del protocolo de caracterización de la STOWA, el padrón de fraccionamiento de la DQO, resultado de las filtraciones a 0.1 μm fue 13% de S_s , 56% de X_s , 27% de X_i y 4% de S_i ; mientras que para el nitrógeno, 58% para S_{NH} , 38% para X_{ND} , 4% para S_{ND} y nada para S_{NO} .
- c) Hay que mencionar que este padrón de fraccionamiento no es definitivo, ya que se probará más tarde el método alternativo con el Influent Advisor, y de esa comparativa se va a definir el fraccionamiento para el modelo biológico.

CAPÍTULO 8

CALIBRACIÓN DE LA HIDRODINÁMICA Y DEL SEDIMENTADOR (RESULTADOS)

CALIBRACIÓN DE LA HIDRODINÁMICA Y DEL SEDIMENTADOR (RESULTADOS)

8.1 CALIBRACIÓN DEL MODELO HIDRÁULICO

8.1.1 Pre-simulación de los reactores biológicos

Como fue indicado en el capítulo 5, la pre-simulación se basó en la configuración del reactor según la figura 5.4, con los datos de entrada de la tabla 5.1. La figura 8.1 muestra el perfil de la concentración de Rhodamina que se espera en la celda 7 del reactor central (línea sólida) y el punto de descarga al río (línea punteada).

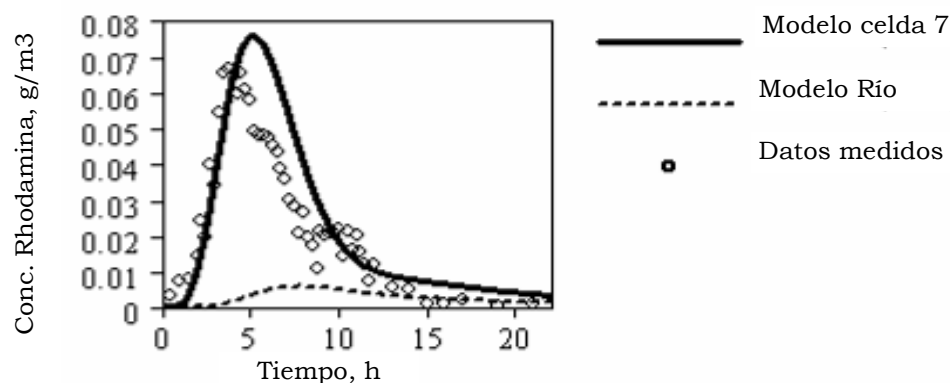


Figura 8.1.- Concentración según la pre-simulación en el reactor central

La respuesta pre-simulada responde adecuadamente a lo esperado teóricamente al final de una serie de tanques de mezcla completa. Se ajustó el volumen a inyectar (masa) del trazador (tinte) comercial hasta obtener, como se buscaba, una concentración máxima residual que no exceda de 100 mg/m³ en la última celda del reactor y 10 mg/m³ en el río. El volumen de Rhodamina comercial a ser

inyectado fue fijado en 6 litros (mezcla con concentración nominal de 20% de ingrediente activo), las concentraciones máximas del tinte llegaron en 76 mg/m^3 en la salida del reactor central y 7 mg/m^3 al punto de la descarga al río. Basado en el comportamiento simulado del trazador, se tomó la decisión de extender la prueba a 20 horas que representan más de tres veces el tiempo de detención (5 horas aprox). De manera similar, se decidió fijar la frecuencia de muestreo como sigue: cada 30 minutos durante la primera hora, cada 15 durante las siguientes 10 horas y cada hora durante el tiempo restante. En la figura 8.1, se muestran los datos experimentales (marcas) que fueron medidos durante la prueba de trazador y los datos anticipados de pre-simulación, con la frecuencia de muestreo y el volumen de trazador sugeridos por la pre-simulación, mostrando que fue suficientemente adecuado.

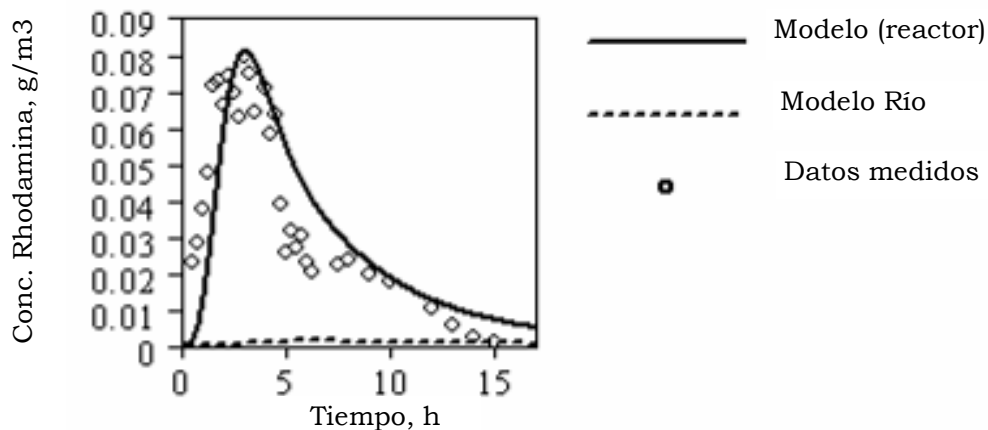


Figure 8.2.- Concentración según la pre-simulación en el reactor lateral

Por otro lado, para el reactor lateral (VLR-B), la figura 8.2 muestra que con un volumen de Rhodamina de 1.8 litros, la concentración máxima de tinte esperada a la salida estaría en 80 mg/m^3 , contra un máximo de 2 mg/m^3 en el punto de descarga en el río. Basado en esto, fue determinado, a similitud de la primera prueba, una primera muestra a la media hora, luego intervalos de muestreo de 15 minutos hasta la hora 7, terminando con una frecuencia de muestreo de una

hora hasta terminar las 15 horas. La comparación entre los datos experimentales obtenidos posteriormente (marcas en figura 8.1) y la pre-simulación (línea llena), muestra que la frecuencia de la prueba y el volumen del trazador sugerido en la pre-simulación también fue adecuado. Se tomó una decisión adicional, con base en los perfiles históricos del flujo influente (no mostrado), era empezar la prueba de trazador al mediodía (12:00 pm), para que el experimento tuviera lugar durante el intervalo de flujos altos. La variabilidad del caudal influente (que es alta) se puede observar en la figura 8.3.

En lugar de la pre-simulación, existen métodos alternativos propuestos en la literatura para estimar la masa de trazador a inyectar. NYSDEC (1998) propone un método donde la masa de trazador corresponde al que puede alcanzar una concentración homogénea de 100 mg/m^3 , que entraría al tanque en un minuto. Con este método, el requerimiento de dosificación en el reactor central sería de sólo 25 mL, muy bajo comparativamente con los 6,000 mL predichos con la pre-simulación; con los 25 mL, el programa de pre-simulación predice que los rangos de concentración serían menores que 0.5 mg/m^3 , cercano al límite de detección (0.1 mg/m^3) para Rhodamina WT en los fluorómetros disponibles y muy lejos del rango de 2 a 100 mg/m^3 , generalmente recomendado. (Keystone, 2002)

Hart (1994) sugiere aplicar un procedimiento alternativo donde el usuario tiene que decidir el valor del parámetro (f) incluido en el modelo para estimar la masa de tinte a utilizar. Este procedimiento recomienda fijar f en 0.25 para flujos de tipo pistón y en 2.0 para tanques completamente mezclados. Para el presente estudio, la estimación correcta del requerimiento de Rhodamina WT estaría sujeta a una selección que resulte adecuada para f , lo cual puede resultar difícil fijar a priori, se podría cometer errores y por consiguiente re-trabajos, además, debido al costo en se adquirieron solo dos galones de Rhodamina WT para ambas pruebas en los reactores, y a los complejos trámites para su importación, no había espacio para fallar.

8.1.2 Flujos durante la campaña

La figura 8.3 muestra el perfil de variación horario de flujo influente como fue medido durante la semana de la prueba de trazador (22 al 28 de noviembre de 2005). Las variaciones horarias presentaron formas sinusoidales, sin cambios importantes entre semana y en fin de semana. El promedio del flujo influente total fue 1,150 L/s, un poco menos de la capacidad nominal (1,250 L/s). El flujo mínimo (740 L/s aprox) tuvo lugar alrededor de las 6:00 am, considerando que el máximo (1,480 L/s) se alcanzó casi a las 12:00 pm y se mantuvo hasta las 22:00 pm. Los perfiles de los flujos horarios del influente fueron muy parecidos a aquéllos encontrados en los datos de rutina de la planta y validan la decisión que había sido tomada para iniciar al diseñador prueba a las 12:00 pm.

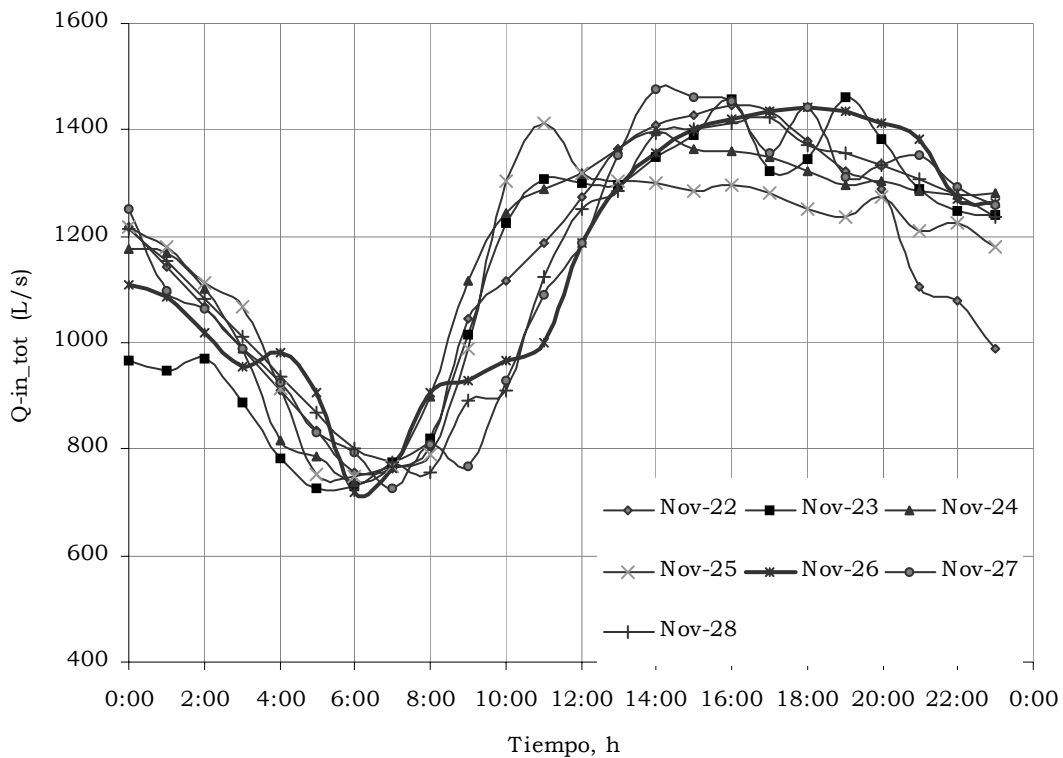


Figura 8.3.- Perfil de variación horaria del flujo influente total

Para la calibración del modelo hidráulico, la información mínima necesaria son el flujo de influente y el de retorno en cada línea. Sin embargo, también se midieron otras corrientes intermedias, pues se vio desde un inicio que su determinación era necesaria para los flujos máxicos de los balances. Así mismo, el conocimiento de otras corrientes intermedias era necesario para una próxima calibración del modelo biológico de la planta.

La figura 8.4 muestra el perfil dinámico (iniciando a hs 12:00 pm) de los flujos influente y lodo de retorno para los reactores centrales y laterales que estaban involucrados en las pruebas de trazador. Los perfiles mostrados corresponden al día de la prueba de trazador para el reactor central. Los datos del próximo día (no mostrados) corresponden a la prueba del reactor lateral (VLR), observándose parecidos a los de la figura 8.4.

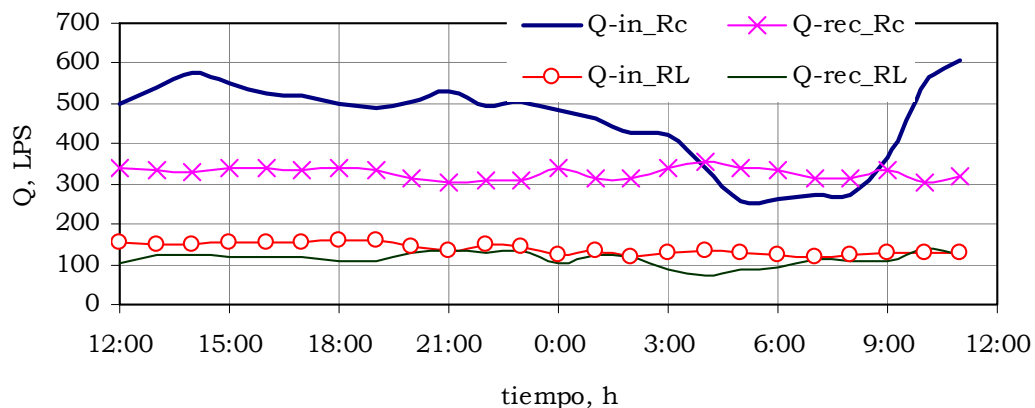


Figura 8.4.- Variación horaria de flujos internos de la planta

Debido a la forma en que opera la planta, el influente para el reactor lateral (Q-in_RL), y el retorno de lodo en ambos trenes (Q-rec_RL y Q-rec_Rc) es más o menos constante. El flujo del influente que se envía hacia el reactor lateral se controla a un nivel casi constante mediante una compuerta, considerando que el flujo total de lodo de retorno, que es compartido por RL y Rc está determinado por

la capacidad fija del bombeo correspondiente. Las tasas de partición del lodo de retorno son controladas por compuertas localizadas al final del canal de retorno común. Sin embargo, sólo el reactor central absorbe las variaciones significantes del flujo del influente (fig 8.4) con un modelo similar al mostrado para el influente total de la planta (fig 8.3). El hecho de comenzar las pruebas de trazador a hs 12:00 pm, permitió mantener los flujos cerca de su valor máximo durante las primeras 13 horas. Los perfiles dinámicos mostrados en la figura 8.4 (24 y 25 de noviembre, días de las pruebas de trazador en el reactor central B) y en el reactor lateral, fueron ingresados en Aquasim para la calibración hidráulica.

La aplicación del modelo de dispersión axial, arrojó los siguientes valores para el número de dispersión (d): 0.122 para el reactor-B y 0.226 para el VLR-B, lo cual indica que ambos reactores evaluados (R-B y VLR-B) se pueden representar como reactores de flujo tipo pistón, con moderado grado de dispersión. En la tabla 8.1 se muestran los coeficientes de dispersión y los tempos de residencia. El tiempo de retención se refiere al flujo del influente más el flujo de retorno.

Tabla 8.1.- Datos generales de la prueba de trazador		
Reactor	Reactor B	VLR B
Tiempo de retención (trazador), h	6.14	4.80
Sigma ²	9.97	11.04
Sigma	3.16	3.32
Número de dispersión (d)	0.122	0.226
Fracción de zonas muertas, %	3.9%	2.9%

8.1.3 Calibración de los modelos hidráulicos

Se simularon diferentes configuraciones para calibrar la hidrodinámica a través de una aproximación de prueba y error. En vez de flujos y particiones nominales, se ingresaron los perfiles de flujo diurnos para el influente y lodo de retorno. Se realizaron balances para cada prueba considerando la masa total de Rhodamina WT aplicada vs masa arrosada en el muestreo, las características nominales de Rhodamina fueron sustituidas por los valores certificados del lote, concentración

21.38% y densidad 1.15 (tabla 8.2). Así mismo, la recuperación del trazador fue calculada en 91% y 89%, (1,122 y 395 g, respectivamente), por lo que la masa inyectada fue simulada de igual forma en el Aquasim y la masa recuperada se calculó directamente de la tasa de flujo medida y datos de la concentración.

Tabla 8.2.- Cantidad de Rhodamina arrosada		
Reactor	Reactor B	VLR B
Vol de Rhodamina WT aplicada, ml	5,000.00	1,800.00
Gravedad específica Rhodamina WT	1.15	1.15
Concentración certificada, %	21.38%	21.38%
Masa de Rhodamina WT aplicada, g	1,229.35	442.57
Masa de Rhodamina arrosada, g	1,121.75	394.55
Recuperación	91.2%	89.2%

Para la línea central, se inició procesando el modelo basado en la configuración física real (7 tanques de serie) que se usó en la pre-simulación. Aun cuando, como se observa en la figura 8.5-A, el ajuste de este primer modelo mejoró mucho debido al uso de los datos dinámicos diurnos y de las características reales de Rhodamina WT, comparado con el modelo de pre-simulación; se observó que la calibración no era en absoluto satisfactoria.

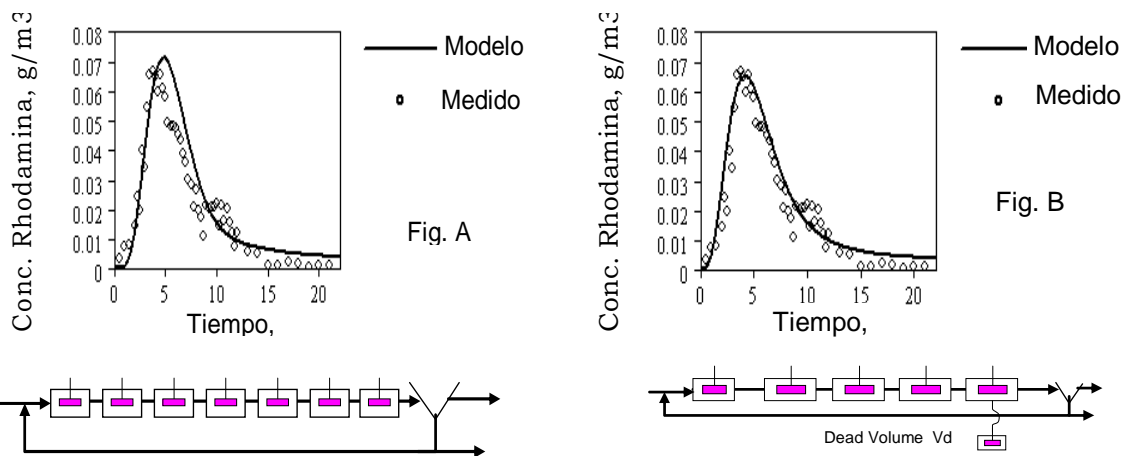


Figura 8.5 Esquemas inicial y final para el reactor central B

Varias otras alternativas de configuración fueron probadas, desde 4 a 11 tanques; en todos estos casos, el volumen del primer tanque (zona anóxica 2,180 m³) fue

dejado en su valor real, considerando que el resto como zona aerada, (15,650 m³) se subdividió en partes iguales entre los n-1 otros tanques virtuales.

La decisión para diferenciar zonas anóxicas y aeradas es una provisión para la próxima calibración del modelo biológico (ASM1). La configuración con 11 celdas virtuales resultó el peor caso ($\chi^2 = 80,941$), considerando que el modelo que mostró menos desviación era la configuración con 5 celdas (uno de 2,180 m³ y cuatro de 3,912.5 m³; $\chi^2 = 8,469$). Fue estudiada la posibilidad de mejorar más el ajuste considerando 5 tanques y un pequeño volumen muerto é interconectado con la última celda. Los resultados obtenidos para este caso (tabla 8.3) mostraron sólo una pequeña variación de χ^2 cuando el volumen muerto varía entre 0 y 400 m³ y una relativa afectación de la calidad cuando V_d (vol muerto) excede de 500 m³. La zona muerta no produce mejoría en la desviación. Por lo cual el reactor central se representa mejor por 5 tanques virtuales de mezcla completa en serie sin volumen muerto, el primero (anóxico) de 2,180 m³ y cuatro (aerados) de 3,912.5 m³ cada uno (figura 8.5-B).

Tabla 8.3.- Efecto de la inclusión de un volumen muerto en la alternativa de 5 tanques

V_d (m ³)	χ^2
0	8469
200	8457
250	8447
300	8444
350	8449
400	8462
500	8513
1000	9315
1500	11204

Para el caso del reactor lateral, modelado en principio como un circuito de 3 a 6 tanques de mezcla completa (para representar el VLR) seguido por una serie de 1 a 3 tanques de mezcla completa (tanque de burbuja fina), se consideró en cada situación, que el volumen de cada tanque virtual fuera recalculado dividiendo el volumen total entre el número de tanques virtuales. Se probaron dos maneras de interconectar las celdas de VLR (fig 8.6), según el escenario de la recirculación

interna (Q-int-VLR). La primera opción (figura 8.6-A) se sugirió a propósito de cómo operan el VLR y la segunda opción (figura 8.6-B) fue considerada basada en los modelos hidráulicos sugeridos por Meijer *et al.* (2002), a fin de representar reactores de tipo carrusel, contra los que normalmente se los compara.

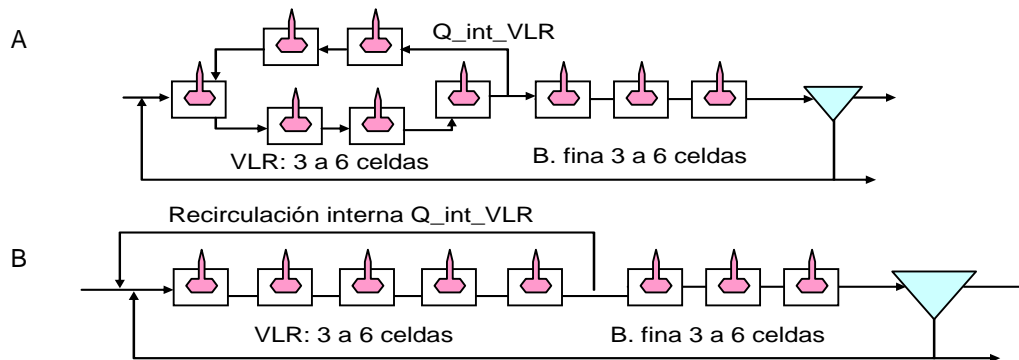


Figure 8.6 Escenarios evaluados para el reactor lateral B

Una constante en el comportamiento que se observó en esta serie de ensayos fue una variación asintótica de χ^2 como función del valor tomado por Q-int-VLR (no mostrado). El ajuste de los modelos mejoraba (χ^2 a la baja) a medida que Q-rec-VLR aumentaba, sugiriendo que el valor óptimo sería infinito. Aún cuando un valor finito de Q-rec-VLR pudiera identificarse y considerarse como pseudo-óptimo, el error asociado con el valor estimado para Q-rec-VLR era del orden de 100%, lo cual es inadecuado para una definición precisa del modelo hidráulico.

El uso de altas tasas de flujo de recirculación interno (valor infinito para Q-rec-VLR) es equivalente a poner el VLR como un reactor completamente mezclado. A partir de esta hipótesis, se tomó la decisión de explorar una serie diferente de modelos que no incluyan tanques de mezcla completa en serie del tipo zanja de oxidación. Como consecuencia de esto, fueron evaluadas cuatro combinaciones simples considerando 1 a 2 celdas para describir el VLR y de 1 a 2 celdas para representar el tanque de burbuja fina (figura 8.7-A. Los resultados del ajuste para estos nuevos escenarios (valores de χ^2 para cada configuración) evidenciaron que

la mejor combinación era la que corresponde a un solo tanque para el VLR, combinado con dos tanques de burbuja fina ($\chi^2 = 8,752$).

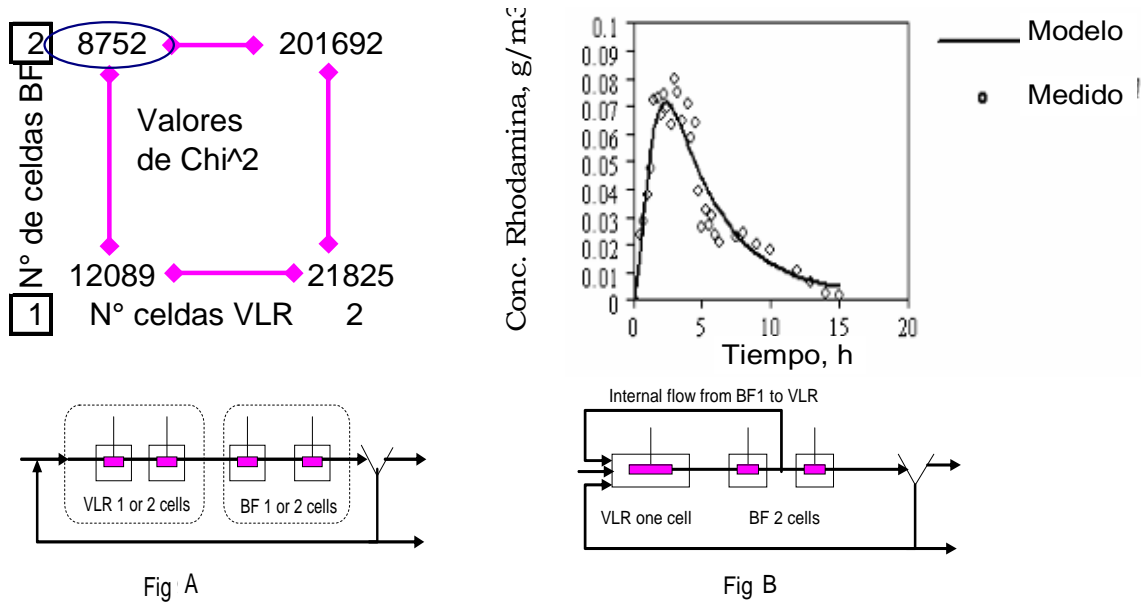


Figura 8.7.- Modelación hidráulica del reactor lateral

Para un número similar de celdas de burbuja fina (1 o 2), los escenarios que incluyen dos celdas para representar al VLR-B siempre fueron mejores que con una sola. Lo cual indica que el VLR se representa mejor por un solo tanque de mezcla completa (y no dos tanques en serie o circuito de tanques de mezcla completa). Se observó in situ que los tanques de burbuja fina derivan parte del flujo hacia el VLR, lo anterior hizo pensar en la inclusión de una recirculación interna entre la primera celda de burbuja fina y el VLR, a manera de mejorar el modelo. Con esta modificación, se disminuyó el valor de χ^2 de 8752 a 7874 y hubo mejor ajuste (figura 8.7-B). La configuración que dio la mejor descripción hidráulica es un reactor de mezcla completa (VLR de 3,040 m³) seguido de un pistón imperfecto con dos tanques en serie de mezcla completa de 800 m³ (burbuja fina). La recirculación interna se cuantificó con la función "Estimación de Parámetros" en Aquasim, dando un valor de 262 m³/h, con error del 20%. En la literatura, el reactor tipo zanja de oxidación vertical (VLR) está representado

normalmente haciendo un paralelismo con zanjas de oxidación, en referencia a sus flujos en circuitos similares, (Shulze 2005). Las zanjas de oxidación, en particular el carrusel, han sido modelados con éxito con 5 a 6 tanques de mezcla completa formando un circuito (Meijer *et al.* 2002). Sin embargo, el resultado de este estudio muestra lo contrario, ya que el modelo que más se adecuó para representar el VLR es un solo tanque de mezcla completa.

Hay tres aspectos que pueden explicar la conducta hidráulica diferente entre un reactor tipo zanja de oxidación vertical y una zanja de la oxidación normal: en el vertical (VLR) el volumen es más pequeño y la velocidad de flujo mayor debido a los discos de aeración, además de la mezcla que ofrece la burbuja gruesa. Aun cuando hay clara similitud entre el reactor de vuelta vertical (VLR) y la zanja de oxidación, no se encontró publicaciones sobre su comportamiento hidráulico. Sin embargo, un boletín del proveedor (www.usfilter.com) menciona que la superficie de los discos es suficiente para mezclar el tanque, lo cual es coherente con lo detectado en el presente estudio. Por tanto, cuando se usan varios VLR en serie, el comportamiento hidráulico sería semejante a un modelo de flujo tipo pistón.

8.1.4 Conclusiones de la calibración hidráulica

- ✓ El simulador comercial mostró ser una buena herramienta en el diseño de pruebas de trazador, además permite definir el mejor arreglo de tanques en serie, como modelo.
- ✓ El reactor central, diseñado y construido como de flujo tipo pistón de 7 celdas, se representa mejor por 5 tanques virtuales de mezcla completa en serie, uno (anóxico) de 2,180 m³ y cuatro (aerados) de 3,912.5 m³.
- ✓ El reactor lateral se representó mejor por un arreglo de 3 tanques en serie, el primero de 3,040 m³, más dos tanques de 800 m³ para describir al VLR y al tanque de burbuja fina, respectivamente, más una pequeña recirculación interna de 262 m³/h).

8.2 MODELACIÓN DEL SEDIMENTADOR

De acuerdo a lo indicado en el capítulo 5, se han hecho 6 diluciones de licor mezclado a partir del propio licor mezclado (SSLM), lodo de retorno (RAS) y agua tratada sin clorar (efluente). La tabla 8.4 muestra las proporciones en que se hicieron las muestras, para lograr producir mezclas de diferentes concentraciones de SSLM (M1 a M6) para montar las pruebas de sedimentación.

Tabla 8.4: Preparación de mezclas con diferentes concentraciones de sólidos

Mezcla	SSLM	RAS	Efluente	Conc.(g/m ³)
M1	45%		55%	1876
M2	60%		40%	2498
M3	100%		0%	4155
M4	70%	30%		6058
M5	50%	50%		7327
M6	0%	100%		10498

En cada prueba se registró cada 2 minutos la variación de altura de la interfase sólido-liquido. Estos datos sirvieron para calcular la velocidad de sedimentación zonal (v_s) para cada concentración inicial de sólidos. Con lo anterior, se dispone de información necesaria para: 1) construir la curva de flujo de sólidos y 2) para hallar los parámetros de los modelos de Vesilind y Cho utilizados.

8.2.1 Características de los lodos en la planta

Se procedió a determinar el índice volumétrico de lodos (IVL) para las diferentes mezclas de licor mezclado (tabla 8.5), que fueron utilizadas para las pruebas de sedimentabilidad en la columna. Los valores de IVL variaron de 73 a 105 g/m³, quedando dentro del rango aceptable (50-100 y 100-200), respectivamente, (De Clercq *et al.* 2003). Por lo que el licor mezclado de la planta se presta a una buena sedimentación, en cualquier tipo de sedimentador. Hay que recordar que los tres sedimentadores tienen distinta tecnología, el A tiene mecanismo tipo espiral, el B es de tubos de succión con sifón de tracción periférica (original), y el C de alimentación periférica y cabezales de succión (nuevo).

	1876	2498	4155	6058	7327	10498
Conc. SST (g/m ³)	1876	2498	4155	6058	7327	10498
IVL (mL/g)	73.3	76.7	104.3	102.5	100.7	73.3

La tabla 8.6 muestra los resultados de las pruebas de SST (SS_F, SS_D y SS_E) de acuerdo a la metodología descrita. La floculación anterior a la prueba de SS_F se realizó con polímero catiónico (mismo que se utiliza para espesado y desaguado). Se determinó previamente que la dosis optima era de 4 g/m³, misma que fue añadida durante la prueba de SS_F.

Muestra	SST residual, g/m ³
Licor mezclado (tanque de aeración), pretratado con polímero (SS _F)	10
Influente del sedimentador (SS _D) sin pretratamiento	10
Efluente del sedimentador (SS _E) sin pretratamiento	9

Los valores idénticos de SS_F, SS_D y SS_E (9 a 10 g/m³) indican que el lodo estaría floculado (comparable con lo que hubiera dado un proceso con ayuda química) y que la unidad tendría desempeño ideal esperable de tales unidades (< 10 g/m³, Wahlberg, 2002).

8.2.2 Velocidades de sedimentación zonal

La figura 8.8 muestra los perfiles de variación de la altura de la interfase sólido-liquido para las seis corridas. La leyenda identifica las concentraciones iniciales correspondientes (en g/m³). Se observó una tardancia (latencia) al inicio en todas las corridas, como fue también notado por varios autores. Por lo que los datos a considerar para la velocidad de sedimentación son los puntos después de esta zona (regresión lineal), excluyendo la zona de compactación. En la tabla 8.7 se muestran los datos de las pendientes (v_s). Se obtuvieron coeficientes (R^2) de correlación cercanos a uno, por lo que se aceptan las mediciones.

Se probaron dos modelos para representar la relación entre v_s y X. Para esto, se utilizó en un primer tiempo el procedimiento de regresión no lineal, hallando de

esta forma los dos coeficientes para cada uno de los modelos de Vesilind y Cho (ecuaciones 5.26 y 5.27). No se consideró evaluar directamente el modelo de Takaks (ecuación 5.28), debido a la complejidad en la estimación de tres parámetros, aumentando la posibilidad de dependencia de los parámetros, (Vanderhasselt y Vanrolleghem, 2000). Sin embargo, este último modelo será considerado cuando se realice la calibración del modelo biológico con el GPS-X. Se debe recordar también que los parámetros v_{s0} y r_h del modelo de Takaks son casi iguales a v_0 y n del modelo de Vesilind.

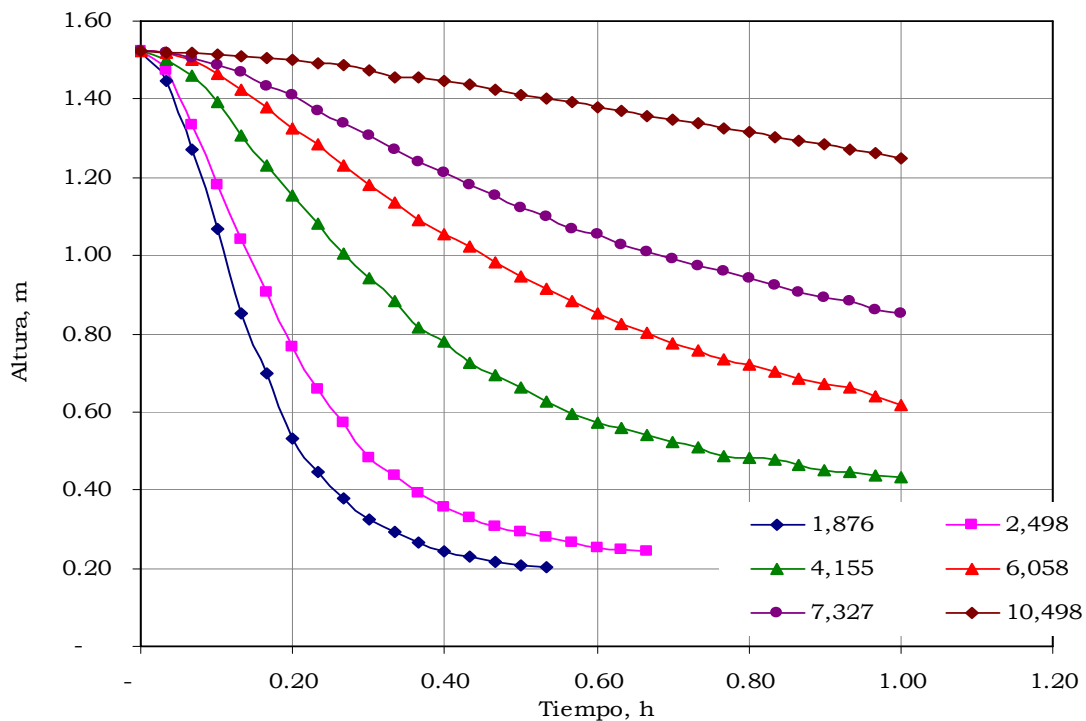


Fig 8.8.- Altura de interfase en función del tiempo

Tabla 8.7.- $v_s = f(X)$		
X (kg/m ³)	v_s , (m/h)	R ²
1.88	5.5245	0.9949
2.50	4.2291	0.9995
4.16	2.3146	0.9993
6.06	1.2954	0.994
7.33	0.7239	0.981
10.50	0.1619	0.9897

Los valores obtenidos para los parámetros de los modelos de Vesilind y Cho (ecuaciones 5.26 y 5.27), se muestran en la tabla 8.8. Aún si la ecuación de Vesilind fue más precisa, se considera a ambos modelos capaces de describir adecuadamente los datos ($R^2 > 99\%$). Para validar los valores obtenidos en la regresión exponencial, es muy importante evaluar su identificabilidad, es decir determinar si los datos utilizados contienen la suficiente información que permitan afirmar que los parámetros hallados constituyen una solución única.

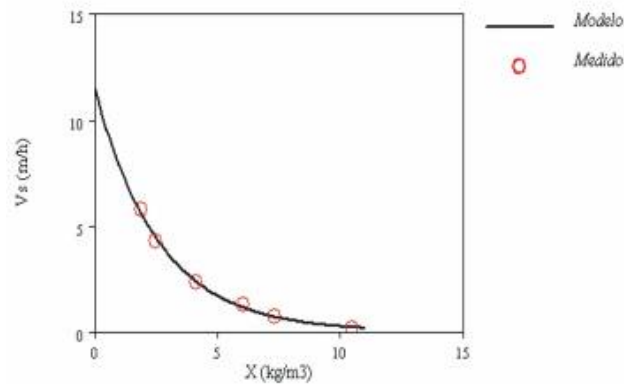
Tabla 8.8.- Parámetros de los modelos de sedimentación

Modelo	Parámetros	Unidades	Valor	Desv. Std.	R^2
Vesilind	v_0	m/h	11.5	0.5	99.7%
	n	m^3/kg	0.38	0.02	
Cho	v_{s0}	m/h	13.3	0.9	99.2%
	m	m^3/kg	0.10	0.03	

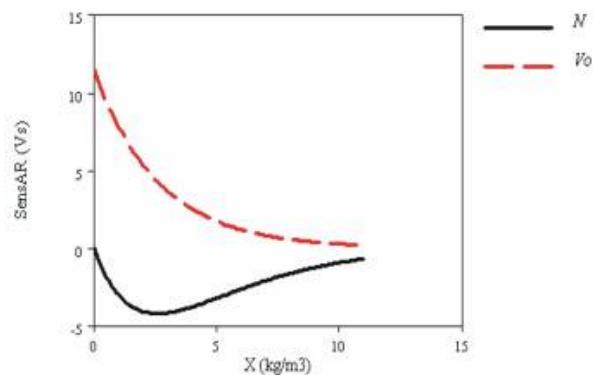
Para responder lo anterior, es necesario desarrollar un algoritmo para resolver las ecuaciones diferenciales. En este caso particular, se optó por utilizar un método más fácil, pero solo aplicable a la ecuación de Vesilind. Se observó que la forma de esta ecuación es similar a la que resulta del balance de masa de una reacción de primer orden en un reactor batch. La variable X semejaría al tiempo (t), n equivaldría a la constante cinética de primer orden (k), mientras que v_s y v_0 serían respectivamente la variable concentración (C) y su valor inicial (C_0). Se identificó el “proceso químico” en batch que equivaldría a la expresión de Vesilind, con sustituir v_s , v_0 , n y X por C , C_0 , k y t .

Se utilizó el programa Aquasim (Reichert, 1998) que tiene una extraordinaria habilidad para evaluar la identificabilidad de parámetros para procesos de tipo reacciones químicas y/o biológicas. Se pudo con esta herramienta, verificar la estimación de los parámetros y desarrollar el análisis de sensibilidad requerido. La estimación de los parámetros de Vesilind con Aquasim (figura 8.9-A) resultó con los mismos valores obtenidos anteriormente (v_0 11.5 m/h y n 0.38 m^3/kg), dando buen ajuste de los datos. En cuanto al análisis de sensibilidad (figura 8.9-B), se observó que los máximos para las curvas de sensibilidad de n y v_0 están

ubicados en abcisas (X) muy diferentes, además de presentar valores absolutos muy elevados de la función sensAR comparados con el cero. Lo que significa que tanto n , como v_0 , son identificables de forma única.



A



B

Fig. 8.9 Ajuste de los parámetros de Vesilind (A) y análisis de sensibilidad (B)

Por lo anterior, los valores obtenidos para los parámetros del modelo de Vesilind podrían ser utilizados tanto para elaborar la curva de flujo de sólidos y para la calibración del modelo biológico. En general, los valores altos para v_0 y pequeños para “ n ” corresponden a una mejor sedimentabilidad (Ekama y Marais, 2004). Valores obtenidos por Vanderhasselt y Vanrolleghem (2000) para diversos tipos de lodos estuvieron entre $0.19 < n < 0.64$ y $5.5 < v_0 < 10.3$. Por su parte, Wilén *et al.* (2004) reportaron rangos de $0.38 < n < 0.54$ y $7.75 < v_0 < 14.18$ para lodos a diferentes periodos (edad de lodo), cuyo IVL era entre 62 y 86 mL/g .

8.2.3 Análisis del punto de estado

Utilizando el modelo de Vesilind con los valores de sus parámetros ($v_0 = 11.5$ m/h y $n = 0.38$ m³/kg), es posible extrapolar y hallar las velocidades de sedimentación para un rango más amplio de concentraciones de licor mezclado (de 0 a 16,000 g/m³). Lo que permite calcular el flujo de sólidos por gravedad en todo este rango (ecuación 5.26), representado en la figura 8.10 (curva en forma de campana). La línea ascendente (gruesa) refiere al flujo hidráulico (Q/A), la línea descendente (delgada) refiere a la tasa de retorno (Q_r/A). El valor de 500 representa el flujo de diseño (500 LPS), el valor de 4,155 es la concentración del licor mezclado y el valor de 0.7 representa la tasa de retorno.

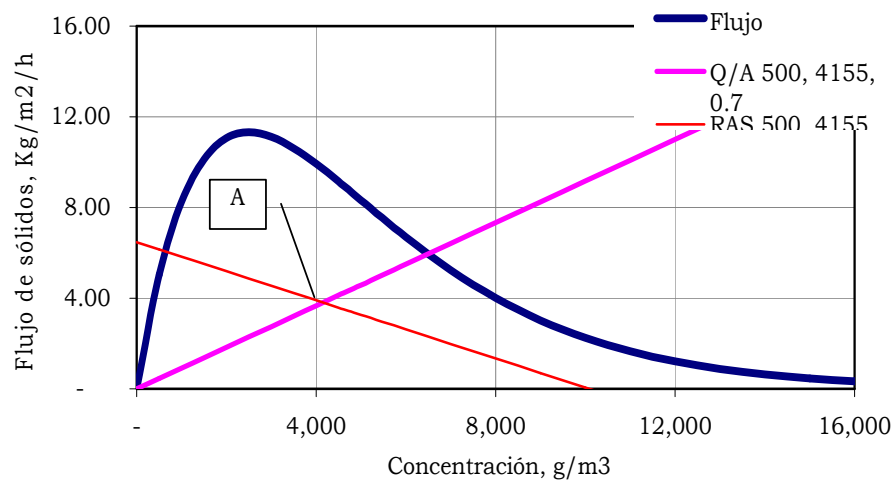


Fig. 8.10.- Análisis del punto de estado

El clarificador C, de alimentación periférica y cabezales de succión, con diámetro de 50 m (1,163.5 m²), diseñado para 500 LPS con una tasa de retorno hasta de 100%, normalmente opera con una tasa de retorno de 70% (tabla 8.9).

El punto de estado (A), está definido por sus coordenadas: Absisa = concentración del licor mezclado SSLM (4,155 g/m³); Ordenada = carga de sólidos Q*X/A (3.81 kg/m²/h). Uniendo este punto con el origen, la pendiente resulta ser Q/A (carga

hidráulica superficial). El segundo punto se localiza sobre el eje de las abscisas (figura 8.10) (Conc = 0), y considera el flujo total de sólidos sobre el clarificador, incluyendo el retorno de lodos $(Q+Q_r)*X/A$ (6.48 kg/m²/h). Luego se traza una recta que pasa por ambos puntos. Esta línea debe quedar por debajo de la rama descendente de la curva de flujo de sólidos, para considerar que la unidad opera en buenas condiciones, lo que fue el caso de la evaluación que se llevó a cabo.

Tabla 8.9.- Datos del clarificador C		
Q	L/s	500.00
Q _r	L/s	350.00
Q _r /Q		0.70
SSLM (ordenada del punto de estado)	g/m ³	4,155.00
Absisa del punto de estado	kg/m ² /h	3.81
Pendiente Q/A	m ³ /m ² /d	0.0009
Absisa segundo punto	kg/m ² /h	6.48
Pendiente Q _r /A	m ³ /m ² /d	- 0.0006

Se ha observado que este clarificador (C) normalmente opera con la mitad del flujo (650 LPS) sin presentar dificultades, lo cual se evidencia en el análisis del punto de estado, ya que el manto de mantiene bajo en cualquier circunstancia.

8.2.4 Conclusiones de la modelación del sedimentador

- ✓ El estudio permitió hallar los parámetros del modelo de Vesilind ($v_0 = 11.5$ m/h y $n = 0.38$ m³/kg), y comprobar que son identificables de forma única, estos datos serán básicos para el proyecto de modelación de la planta bajo estudio, cuando se opta por simular el sedimentador con capas múltiples.
- ✓ Los parámetros de Vesilind, conjuntamente los índices medidos ($70 < IVL < 105$ y $SS_F, SS_D, SS_E \approx 10$ g/m³), mostraron que el licor mezclado de la planta está bien floculado y debiera sedimentar en cualquier clarificador bien operado.
- ✓ El análisis del punto de estado mostró que el nuevo sedimentador de la planta bajo estudio funciona eficazmente y dentro de su rango de capacidad, pero con una margen suficientemente grande que permitiría absorber mayores cargas hidráulicas y de sólidos.

CAPÍTULO 9

CALIBRACIÓN DEL MODELO BIOLÓGICO (RESULTADOS)

CALIBRACIÓN DEL MODELO BIOLÓGICO (RESULTADOS)

La calibración del modelo de la planta, según el ASM1, se realizó en dos etapas: primero en régimen estacionario y luego se verificó con datos dinámicos, con el programa GPS-X, (Hydromantis, 2002). Para la calibración, se consideró solo la mitad de la planta (lado B), ya que durante la campaña de medición se pudo probar que el flujo se reparte en forma casi igual entre ambos lados de la planta.

9.1 CARACTERÍSTICAS DEL PROGRAMA GPS-X

El GPS-X es un programa para simulación de plantas de tratamiento de aguas residuales, en diversas modalidades como procesos con biomasa fija, biomasa suspendida, lagunas de oxidación, reactores biológicos secuenciales, filtración terciaria, entre otros. Este programa requiere de licencia para poderse utilizar, con sus respectivas protecciones en hardware y software, mismas que ostenta SADM y el CIRA. La versión que se utilizó, incluye varios módulos del programa, tales como: Simulador, Constructor, Analizador, Optimizador, las Herramientas avanzadas y las bibliotecas modelo, incluyendo carbón-nitrógeno (cnlib), carbón-nitrógeno-fósforo (cnplib), carbón-nitrógeno avanzado (cn2lib), entre otras.

De acuerdo al alcance del presente trabajo se utilizó la librería (cnlib), ya que se trata de la modelación y simulación del proceso de lodos activados en una planta que, respecto a las condiciones de descarga, debe cumplir con las normas NOM-001 y NOM-003, es decir, uso agrícola y reuso industrial, en las que solo destaca el control sobre el nitrógeno; de origen (diseño), no se dispone de instalaciones para remoción biológica de fósforo; por lo que la librería (cnplib) no es de interés.

El modelo utilizado en la librería carbón-nitrógeno (cnlib) se muestra en la figura 9.1, ahí se observa el mecanismo con que opera esta librería y el modelo biológico, así como los coeficientes requeridos para el fraccionamiento de la DQO y el nitrógeno. La selección de esta librería y junto al modelo del influente (CODfractions), permite que el programa pueda recibir como datos de entrada algunas variables compuestas como DQO total, NTK, DBO y la información sobre algunas relaciones entre dichas variables para calcular las diferentes fracciones de DQO y nitrógeno en tperminos del modelo ASM1, que se requiere durante las simulaciones.

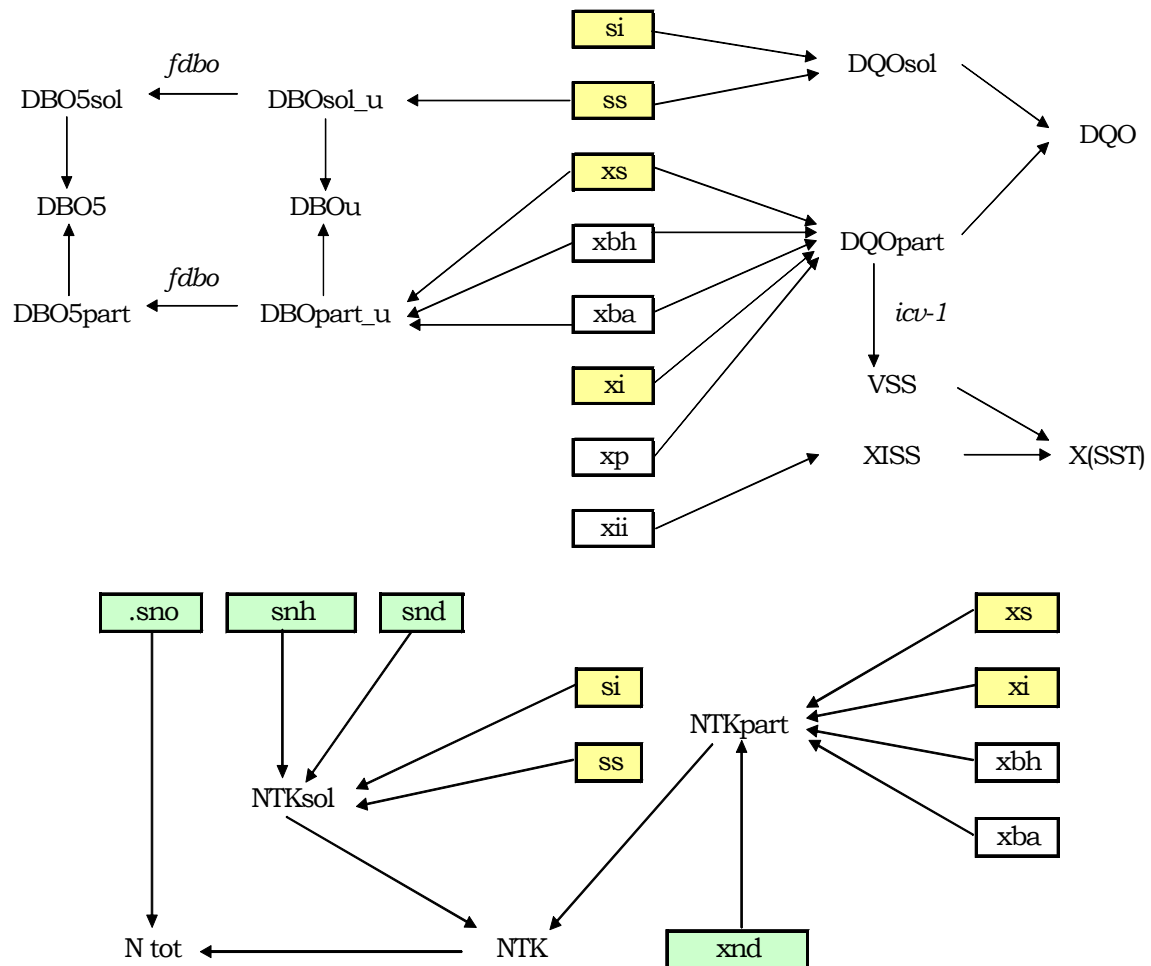


Figura 9.1.- Fracciones de carbón y nitrógeno definidas en la librería (cnlib) del GPS-X

De acuerdo a las características del GPS-X, se tienen varios modelos para cada elemento (Influyente, Reactor, Sedimentador, Cajas partidoras y colectoras, etc). Para el influente se incluyen modelos basados en DBO “bodbased”, en variables de estado “states”, en fracciones de DQO “codfractions” y SST “tsscod”. Para el reactor se tienen los modelos: ASM1, ASM3 y Mantis y para el clarificador los modelos: punto ideal “point”, unidimensional “simple1d”, ASM1, ASM3 y Mantis. Se pueden hacer simulaciones en estado estacionario y en régimen dinámico, además dispone de dos tipos de ventanas (control y despliegue de resultados). Cuenta con herramientas para obtener flujos máxicos y edad de lodo, entre otros, a través de la función “defina” y sistemas de control automático, para purga de lodo y/o mantener niveles de OD, entre otras.

La calibración fue realizada en las siguientes fases: Fase 0 (estimación de S_i con base a DBO y DQO del efluente), Fase 1 (fraccionamiento del influente con el Influent Advisor), Fase 2 (estimación del volumen diario de purga, Q_{WAS}), Fase 3 (calibración del sedimentador), Fase 4 (calibración en estado estacionario), Fase 5 (verificación de la calibración en estado estacionario con promedios diarios), Fase 6 (verificación de la calibración con base a datos dinámicos diurnos).

9.2 FASE CERO: ESTIMACIÓN DE S_i CON DBO Y DQO DEL EFLUENTE

La caracterización del influente es vital en el ASM1. La fracción S_i es típicamente deducida de la DQO soluble del efluente, ya sea con el protocolo de la STOWA ú otros autores; se suele obtener S_i con estimar la S_s residual y restar de la DQO soluble total influente. El protocolo de la STOWA propone un ajuste en % según la edad del lodo. En el presente trabajo se optó por el enfoque propuesto por Petersen *et al.* (2002), que permite calcular la S_i a partir de la DBO del efluente.

La relación DBO_5/DQO se puede obtener a partir de los datos campaña (DBO_5 15.43 y DQO 71.23 g/m³). Históricamente la DBO_5 del efluente de la planta ha

tenido en promedio 6 g/m³, comparado con los 15 g/m³, relativamente alto. Considerando la incertidumbre que pudieran haber caracterizado las mediciones de DBO durante la campaña, por lo que se consideró más prudente basar los cálculos en la DBO₅ de rutina del efluente. Por lo cual, la relación DBO₅/DQO a usar será (6/71.23 ≈ 0.1). Según el protocolo de la STOWA, el valor del rendimiento heterótrofo (Y), basado en DBO, se estima en 0.2, por lo que S_s en el efluente puede ser determinada por la ecuación 9.1:

$$S_{S, \text{Eff}} = \frac{\frac{\text{DBO}_5}{\text{DQO}}}{1 - Y} * \text{DQO} \quad (9.1)$$

El valor obtenido para S_s fue de 9.01 g/m³, por lo que el valor de S_i en el efluente se obtiene por el siguiente balance (ecuación 9.2):

$$S_i = \text{DQO}_{\text{SOL}} - S_{S, \text{Eff}} = 31.23 - 9.01 = 22.22 \text{ g/m}^3 \quad (9.2)$$

La concentración promedio de DQO soluble del efluente (filtrado a 0.45 μm) fue de 31.23 g/m³, por lo que el valor de S_i sería 22.22 g/m³. Cabe mencionar que el Influent Advisor relaciona las fracciones solubles con filtraciones a 0.45 μm. Los valores de S_i y fr_{si} (fracción inerte de la DQO soluble) se requieren como entrada en el modelo Influent Advisor del GPS-X (ver ecuación 9.3).

$$\text{fr}_{\text{si}} = \frac{S_i}{\text{DQO}_{\text{SOL, INF}}} = \frac{22.22}{127.08} = 0.175 \quad (9.3)$$

9.3 FASE 1: FRACCIONAMIENTO DEL INFLUENTE CON INFLUENT ADVISOR

La obtención de las fracciones de DQO y nitrógeno del ASM1 (variables de estado) a partir de variables (compuestas) medidas como DQO total, DBO₅, SST y NTK, según el esquema de la figura 9.1, requiere de iteraciones en alguna de las etapas

del cálculo. Aunque las iteraciones pueden hacerse directamente en el GPS-X, es recomendable realizarlo fuera de él, para que al terminar solamente se cargue el programa con la solución final de las iteraciones. Para lo anterior, Hydromantis, Inc., proveedor del GPS-X, ha desarrollado un programa en plataforma de Excel (Influent Advisor.XLS), mismo que se utilizó en el presente trabajo.

En virtud del diseño de la campaña de muestreo y análisis, incluyendo datos de rutina disponibles, se ha obtenido suficiente información respecto a las fracciones solubles de influente y efluente para los compuestos de carbono y nitrógeno; por lo que el uso del Influent Advisor, se presta bien para definir las concentraciones de las variables de estado y variables compuestas. Ver figura 9.2

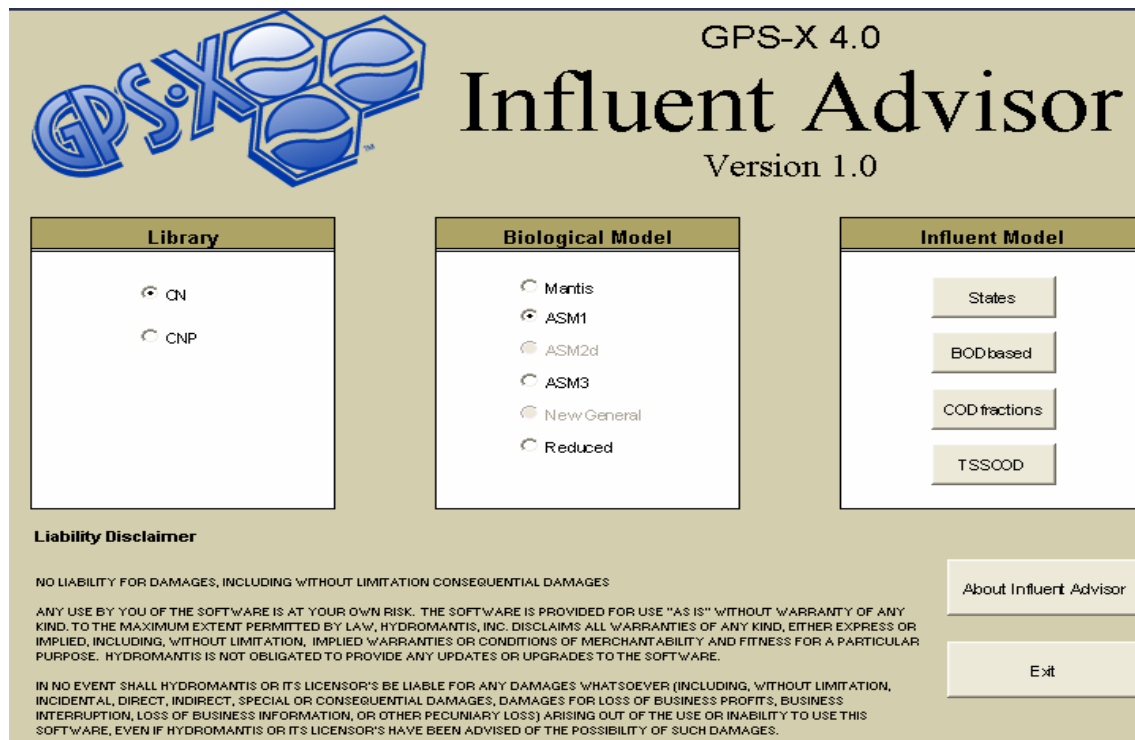


Figura 9.2.- Datos de inicio del programa Influent Advisor de GPS-X

Se seleccionó la librería carbón-nitrógeno (CN), el ASM1 como modelo biológico y “CODfractions” como modelo del influente. Los datos de entrada son DQO total,

NTK y NH_3 obtenidos en la campaña. El coeficiente (frsi) ya fue definido. Las concentraciones de oxígeno disuelto (S_o), nitritos y nitratos (S_{NO}), se hicieron iguales a cero. Las fracciones de nutrientes fueron consideradas por defecto. Los coeficientes estequiométricos requeridos fueron determinados con los datos de la campaña (ver tabla 9.1), a excepción de frxs (X_S/X_S+X_i), misma que fue definida por iteración, buscando coincidir la DBO_5 medida del influente (237.24 g/m^3) con el valor calculado por el Influent Advisor, dando un valor para frxs (fracción particulada del sustrato) de 0.53

Tabla 9.1.- Datos de entrada y coeficientes para el modelo "CODfractions"			
Concentraciones compuestas medidas			
DQO	DQO total	gCOD/m ³	580.44
NTK	nitrógeno total Kjeldahl NTK	gN/m ³	47.25
Oxígeno disuelto			
S_o	oxígeno disuelto	gO ₂ /m ³	-
Compuestos de nitrógeno			
S_{NH}	nitrógeno amoniacal libre é ionizado	gN/m ³	26.96
S_{NO}	nitritos y nitratos	gN/m ³	-
Alcalinidad			
S_{Alk}	alcalinidad	mole/m ³	6.6716
Coefficientes estequiométricos			
I_{VT}	SSV/SST ratio	gVSS/gTSS	0.7660
frscod	soluble fraction of total COD		0.2189
frsi	inert fraction of soluble COD		0.2186
frxs	fracción del sustrato de la DQO particulada		0.5300
frxu	fracción no biodegradable de la DQO particulada		-
frxbh	fracción de biomasa heterótrofa de la DQO particulada		-
frxba	fracción de biomasa autótrofa de la DQO particulada		-
frsnh	nitrógeno amoniacal del NTK		0.8353
i_{CV}	DQO particulada/SSV ratio	gCOD/gVSS	2.2708
f_{DBO}	DBO_5/DBO última ratio		0.7042
Fracciones de nutrientes			
i_{XBN}	N contenido en biomasa activa	gN/gCOD	0.0860
i_{XUN}	N endógeno contenido/masa inerte	gN/gCOD	0.0600

En la tabla 9.2, se presenta el resultado del fraccionamiento de la DQO y del nitrógeno con el Influent Advisor para el modelo "CODfractions" en comparación con el patrón de fraccionamiento que se obtuvo anteriormente con el protocolo de la STOWA. El patrón dado por el Influent Advisor para la DQO fue 17% para S_s , 41% para X_s , 37% para X_i y 5% para S_i contra 13%, 56%, 27% y 4%, para el protocolo de la STOWA, respectivamente. Las diferencias van del 7 al 20% para las fracciones de DQO y de 70 y 110% en las fracciones de nitrógeno.

Tabla 9.2.- Comparación entre los modelos para la caracterización del influente, g/m³

VARIABLES DE ESTADO		STOWA	Influent Advisor	% var
S _i	material soluble inerte orgánico	25.00	27.78	7%
S _s	substrato rápidamente biodegradable	78.09	99.30	17%
X _i	material particulado inerte orgánico	159.10	213.08	21%
X _s	substrato lentamente biodegradable	318.25	240.28	20%
X _{BH}	biomasa heterótrofa activa	0	0	
X _{BA}	biomasa autótrofa activa	0	0	
X _p	material particulado producto del decaimiento	0	0	
S _o	oxígeno disuelto	0	0	
S _{NH}	nitrógeno amoniacal libre é ionizado	26.96	26.96	0%
S _{ND}	nitrógeno orgánico soluble biodegradable	1.81	5.32	70%
X _{ND}	nitrógeno orgánico particulado biodegradable	17.50	2.22	110%
S _{NO}	nitritos y nitratos	0	0	
S _{Alk}	alcalinidad, mol/m ³	6.67	6.67	0%
X _{ii}	sólidos suspendidos inertes inorgánicos	61.00	61.00	0%
VARIABLES COMPUESTAS				
S _{DQO}	DQO filtrada	103.09	127.08	15%
X _{DQO}	DQO particulada	477.35	453.36	4%
DQO	DQO total	580.44	580.44	0%
S _{DBO}	DBO ₅ filtrada		69.93	
X _{DBO}	DBO ₅ particulada		169.21	
DBO ₅	DBO ₅ total	237.24	239.13	1%
S _{DBOU}	DBO última filtrada		99.30	
X _{DBOU}	DBO última particulada		240.28	
DBO _U	DBO última total	336.89	339.58	1%
S _{NTK}	NTK filtrado	31.76	32.28	1%
X _{NTK}	NTK particulado	15.49	14.98	2%
NTK	NTK total	47.25	47.25	0%
ISS	sólidos suspendidos totales inorgánicos	61.00	61.00	0%
VSS	sólidos suspended volátiles	199.65	199.65	0%
SST	sólidos suspendidos totales	260.65	260.65	0%

Nota: El % de variación es la desviación estándar entre el promedio

La diferencia principal radica en que, para la fracción soluble el protocolo de la STOWA considera filtración a 0.1 µm y el Influent Advisor relaciona la fracción soluble con filtraciones a 0.45 µm. Se puede observar en la anterior figura 6.2 las diferencias entre las mediciones solubles de DQO y NTK, según se utiliza filtros de 0.1 y 0.45 µm. Esto explica en parte la diferencia entre ambos modelos.

Ambos métodos son aproximados y el uso de uno u otro tendrá la misma validez, siempre y cuando de guarde coherencia en los tamaños de filtros. Lo importante es ser consecuente con el método elegido. En el presente trabajo se optó por continuar con el Influent Advisor. Sin embargo, hay que notar que el protocolo de la STOWA y el Influent Advidsor, dan fraccionamientos diferentes.

9.4 FASE 2: ESTIMACIÓN DEL CAUDAL DE PURGA DE LODO (Q_{WAS})

Es importante, antes de iniciar la calibración, determinar de manera confiable el caudal de purga, ya que de él depende θ_c . La experiencia ha mostrado que este flujo es frecuentemente sospechoso y debe ser verificado. Debido a que la planta bajo estudio fue ampliada en dos ocasiones, el sistema de purga también ha sido modificado. El sistema original consideraba la purga directamente del reactor a la unidad de flotación por aire disuelto (purga en forma de licor mezclado), luego se trasladó al cárcamo de retorno de los secundarios A y B (purga desde el retorno). Actualmente hay dos vías de purga (flotador y espesadora de banda), al flotador se puede alimentar del reactor y del retorno, a la espesadora únicamente desde el retorno. Durante la campaña la purga se efectuó solamente desde retorno de los secundarios A y B. Cabe mencionar que no se dispone de medición confiable del flujo de la purga, ya que solo hay medición en la línea que va al flotador. Por lo tanto es importante, para la presente modelación, determinar el caudal de purga, del cual dependen la edad del lodo y el tiempo de retención de sólidos.

Durante las pruebas de trazador se había considerado en primera instancia un caudal de purga de 3,250 m³/d. Afortunadamente la característica soluble del trazador, hace que el valor inexacto de la purga en esa etapa, no repercutiera en la calibración hidráulica, ya que solo importa la cantidad total de trazador que sale de la planta, sin importar si éste sale por el vertedor o por la purga.

Ahora, para la calibración del modelo biológico es importante fijar Q_{WAS} con exactitud, esto puede ser determinado a través del balance de masa de sólidos suspendidos inorgánicos (ISS = SST - SSV), entorno del tanque de lodos activados (WERF, 2003). Una manera de hacer este balance es usar el GPS-X y buscar coincidir el ISS medido en el reactor con el ISS que predice el simulador. En la figura 9.3 se muestra el esquema de proceso implementado, el archivo de GPS-X que corresponde a esta fase es: (call_aprox_qwas_iss.lyt)

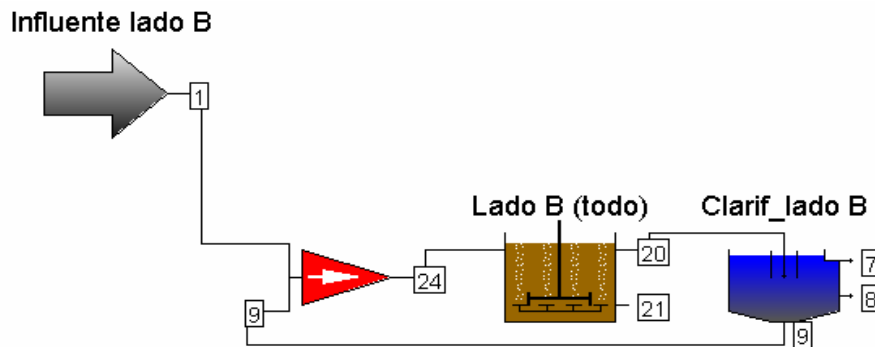


Figura 9.3.- Diagrama simplificado para fase 2 de calibración

La tabla 9.3 muestra las corrientes del modelo.

Corriente	Descripción
1	Influente
24	Influente + Retorno (entrada al reactor)
20	Licor mezclado
7	Efluente
8	Purga de lodos
9	Retorno de lodos
21	No aplica (purga del reactor)

Para esta fase, se considera un esquema simplificado; para el influente se ha seleccionado el modelo “TSSCOD” y como modelo local ASM1; las concentraciones del influente son: DQO = 580.44 g/m³ y SST = 260.65 g/m³, se asume la relación VSS/TSS en 0.766 y un flujo del influente 50,569 m³/d. Notar que $ISS_{INF} = SST - SSV$ del influente. Para el reactor se considera un solo tanque de mezcla completa de 22,470 m³ (Reactor B + VLR-B), la relación XCOD/VSS en el reactor es de 1.52. Para el sedimentador se considera una unidad equivalente a la mitad de la suma de los tres existentes (2,791 m²) con pendiente en el fondo, el volumen de retorno es 38,075 m³/d y el volumen de purga 1,625 m³/d, es decir, la mitad de los 3,250 m³/d obtenidos de la campaña, ver figura 9.3

En el influente solo se han seleccionado los valores de SST y SSV, para poder estimar ISS (fracción inerte inorgánica particulada), esta fracción también es

detectable en el reactor, por lo que la diferencia entre SSLM y SSVLM es ISS. Por lo que habrá que ajustar el flujo de Q_{WAS} hasta que la fracción inerte inorgánica en el modelo iguale a la observada en la campaña. Esta corrida servirá para tener un orden de magnitud para el valor de Q_{WAS} , a fin de se pueda utilizar para la calibración del sedimentador en la siguiente fase. Luego se tendría una mejor estimación para Q_{WAS} al recalibrar ISS en el proceso detallado (fase 4).

El valor inicial simulado de ISS en el reactor fue de 797.46 g/m^3 , considerando un caudal de purga de $1,625 \text{ m}^3/\text{d}$; se observa que la concentración de sólidos suspendidos inertes ISS en el licor mezclado está más alta respecto a lo obtenido en la campaña (549 g/m^3) por lo que habrá que incrementar el volumen de purga hasta $2,400 \text{ m}^3/\text{d}$. Los resultados para este escenario con ajuste en el flujo de la purga situaron a ISS en 557.2 g/m^3 , (SSLM y SSVLM de $3,299.2$ y $2,742 \text{ g/m}^3$, respectivamente), es decir, se ajustó ISS (concentración de sólidos suspendidos inertes) más cerca a 549 g/m^3 , por lo que se acepta como primera estimación el volumen de purga ($2,400 \text{ m}^3/\text{d}$), sin embargo, habrá que afinar posteriormente.

9.5 FASE 3: CALIBRACIÓN DEL SEDIMENTADOR

Es muy importante calibrar el sedimentador a fin de que se describa en forma adecuada las concentraciones del sobrenadante y del lodo de retorno. El GPS-X dispone los modelos de Takaks y el del Índice Volumétrico de Lodos (IVL).

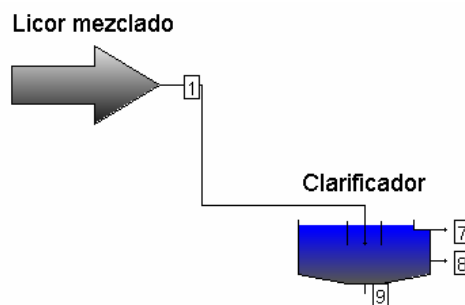


Figura 9.4.- Esquema simplificado para calibrar el sedimentador

Corriente	Descripción
1	Influente (licor mezclado)
7	Efluente
8	Purga de lodos
9	Retorno de lodos

El esquema de la figura 9.4 muestra el diagrama de flujo simplificado, reducido a influente y sedimentador. En la tabla 9.4 se indican las corrientes; la corriente 9 (retorno) no está conectada, por lo que se debe considerar el caudal influente como $Q + Q_{RAS}$ (licor mezclado). En esta fase, el “influente” fue modelado como lodo “sludge”, por lo cual solo se requiere introducir la concentración de sólidos suspendidos ($2,946 \text{ g/m}^3$), el flujo de $88,642 \text{ m}^3/\text{d}$ (influente + lodo de retorno) y la purga Q_{WAS} con $2,400 \text{ m}^3/\text{d}$. El archivo de GPS-X correspondiente a esta fase es (cal2a_sedim_vesilind,lyt).

El modelo de Takaks está descrito en el capítulo 5. Dos de los parámetros del modelo de Takaks (v_{s0} y rh) de las ecuaciones 5.28 a 5.30 son equivalentes a los parámetros v_s y n del modelo de Vesilind, los cuales fueron hallados durante la prueba de sedimentación en el capítulo 8, los cuales fueron ($v_0 = 11.5 \text{ m/h}$ y $n = 0.38 \text{ m}^3/\text{kg}$, o bien 276 m/d y $0.00038 \text{ m}^3/\text{g}$). También hay otros parámetros que fueron obtenidos con los datos de campaña como son la fracción no sedimentable (0.0024) y el parámetro de sedimentación interferida ($0.00038 \text{ m}^3/\text{gTSS}$).

Corriente	Datos de entrada	Inicial	Calibrado	Unidad	Obs
1	Influente (licor mezclado)	88,642	82,565	m^3/d	Ajustado
9	Retorno de lodos	38,075	32,000	m^3/d	Ajustado
8	Purga de lodos	2,400	2,200	m^3/d	Ajustado
1	Influente (licor mezclado)	2,946	2,946	g/m^3	No cambio
7	Velocidad máxima de sedim.	240	240	m/d	Por defecto
7	Velocidad máxima sedim. (v_{s0})	276	276	m/d	Medido
7	Parámetro sedim. zona interf. (n)	0.00038	0.00038	m^3/gTSS	Medido
7	Parámetro sedim. zona floculenta	0.0025	0.00195	m^3/gTSS	Ajustado
7	Fracción no sedimentada	0.0024	0.0024		Medido
7	Máxima conc. no sedimentada	30	30	gTSS/m^3	Asumido
	Datos de salida				Campaña
7	SST efluente	17.77	22.42	g/m^3	22.65
9	SST (RAS)	6,430.56	7,080.38	g/m^3	6,978.57

Nota.- En la última columna se apunta las acciones realizadas.

Los datos de entrada y resultados de la calibración del sedimentador se muestran en la tabla 9.5. Los valores de SST en estado estacionario (por defecto) fueron los siguientes: efluente 17.77 g/m³ y lodo de retorno 6,430.56 g/m³. Estos valores están más bajos que los medidos en campaña, por lo que se planteó un nuevo escenario A. Se ajustó el valor del parámetro de sedimentación en zona floculenta a 0.00195 m³/gTSS y con esto, se logró predecir bien SST del efluente (22.42 g/m³) y lodo de retorno (7,080 g/m³). Los valores de la campaña fueron 22.65 y 6,978.57 g/m³, respectivamente. Si el flujo influente se considera fiable (rutina), los flujos que serían sospechosos son la purga Q_{WAS} y el retorno Q_{RAS}, por lo que el primero fue rebajado a 2,200 m³/d y el segundo se cambió a 32,000 m³/d y por tanto “influyente” en el escenario A quedó en 82,565 m³/d. La tabla 9.5 muestra que la diferencia entre el flujo de retorno medido en la campaña (38,075 m³/d) y el valor calibrado (32,000 m³/d), es de 16%, valor que se aprecia aceptable si se considera los niveles de precisión que se alcanzan en plantas de igual tamaño.

Como alternativa al modelo de Takaks, se evaluó el modelo que usa el IVL, para estimar SST del efluente y del lodo de retorno. El archivo de GPS-X para esta fase es cal2a_sedim_con_IVL.lyt. El esquema es el mismo (figura 9.4). Los parámetros de entrada son el IVL y un factor de clarificación con rango de 0 a 1; cuando la clarificación es ideal se considera 1 y el valor por defecto es 0.5. Ver tabla 9.6

Corriente	Datos de entrada	Inicial	Calibrado	Unidad	Obs
1	Influente (licor mezclado)	88,642	82,565	m ³ /d	Ajustado
9	Retorno de lodos	38,075	32,000	m ³ /d	Ajustado
8	Purga de lodos	2,400	2,200	m ³ /d	Ajustado
1	Influente (licor mezclado)	2,946	2,946	g/m ³	Medido
7	IVL	150	105	m/d	Medido
7	Comportamiento del clarificador	0.5	0.28	m/d	Ajustado
7	Velocidad máxima de sedim.	240	240	m ³ /gTSS	No cambio
	Datos de salida				Campaña
7	SST efluente	13.54	22.26	g/m ³	22.65
9	SST (RAS)	6,454.45	7,080.65	g/m ³	6,978.57

Los flujos considerados al inicio fueron los mismos que en el modelo de Takaks, 88,642, 38,075 y 2,400 m³/d, respectivamente influente, retorno y purga, así

como la velocidad máxima de sedimentación v_s de 240 m/d. Los resultados no calibrados (por defecto) para SST fueron: efluente 13.54 g/m³ y lodo de retorno 6,457.45 g/m³, más bajos que los medidos, por lo que se planteó un escenario B; previo cambio de flujos a 32,000 y 2,200 m³/d para retorno y purga, se ajustaron los valores de IVL de 150 a 105 (como fue medido) y el factor de calificación de 0.5 a 0.28, lo que permitió ajustar las concentraciones del efluente y lodo de retorno a los valores observados en la campaña, (tabla 9.6). En conclusión, se observa que las dos variantes de modelos para la sedimentación pudieron ser calibradas adecuadamente. Para seguir con el trabajo se ha optado trabajar con la variante que utiliza el modelo de Takaks.

Por lo que serán transferidos los parámetros del modelo calibrado en el modelo final, con flujo de retorno de 32,000 m³/d y flujo de purga de 2,200 m³/d.

9.6 FASE 4: CALIBRACIÓN FINAL EN ESTADO ESTACIONARIO

Para esta fase se requiere un diagrama de flujo más acorde para el lado B de la planta (figura 9.5), que incluya la hidrodinámica de los reactores, la calibración del sedimentador, así como los flujos y concentraciones ajustados previamente.

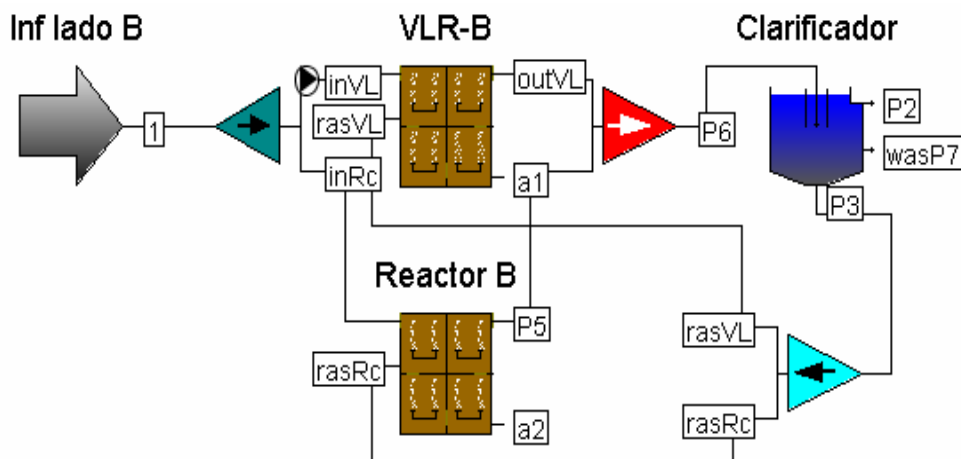


Figura 9.5.- Esquema para la calibración del lado B

Se prepararon dos archivos (cal3a_steady_1de2 y cal3b_steady_2de2) en el GPS-X. Las corrientes de la figura 9.5 están identificadas como se indica en la tabla 9.7. Lo primero será afinar el flujo de purga y los parámetros de sedimentación.

Tabla 9.7.- Identificación de las corrientes según la figura 7.5

Corriente	Descripción
1	Influente
inVL	Influente al VLR_B
inRc	Influente al Reactor B
outVL	Licor mezclado del VLR
P5	Licor mezclado del VLR
P6	Licor mezclado combinado a clarificador
P2	Efluente clarificado
wasP7	Purga de lodo secundario
P3	Retorno de lodos (general)
rasVL	Retorno de lodos al VLR-B
rasRc	Retorno de lodos al reactor B

En la tabla 9.8 se presentan los valores promedio de la campaña con base en muestras compuestas en las corrientes más importantes y en las que se basa la presente calibración. Se buscó calibrar primeramente el modelo para predecir la composición del lodo, las concentraciones del licor mezclado y retorno de lodos, la producción del lodo (Q_{WAS}), la calidad del efluente y el consumo de oxígeno.

Tabla 9.8 Concentraciones promedio durante la campaña

Corriente	1 (Influente)	P3 (Retorno) Crudo (sin filtrar)	P5 (Licor)	P2 (Efluente)
SST	260.65	6,978.57	3,714.00	22.65
SSV	199.65	5,878.57	2,841.29	19.80
DQO	580.44	9,021.49	3,756.00	71.23
DBO	237.24	2,687.68	1,251.29	15.43
NTK	47.25	447.99	218.58	27.63
NH ₃	26.96	50.71	30.66	23.61
NO ₃	0.10	0.15	0.12	0.12
Ptot	8.08	125.43	58.88	2.19
Alk	370.27	776.86	494.29	334.95
Filtración a 0.45 µm				
DQO	127.08			31.23
NTK	32.28			25.57
NH ₃	25.46			17.94
NO ₃	0.10	0.10		0.12

Conforme a los resultados anteriores de las pruebas de trazador, el reactor central fue modelado como cinco tanques en serie de mezcla completa teniendo el

primer tanque un 12.24% del volumen (2,180 m³) y los cuatro restantes 21.94% cada uno (3,912.25 m³), para dar los 17,830 m³ del volumen total real, el primer tanque tiene ambiente anóxico y los restantes son aeróbicos. El modelo biológico del reactor fue ASM1.

De la misma manera (pruebas de trazador), el VLR fue modelado como tres tanques en serie de mezcla completa teniendo el primer tanque un 65.5% del volumen (3,040 m³) y los restantes 17.25% del volumen (800 m³ c/u), para dar los 4,640 m³ del volumen total, con una recirculación interna entre el tercer y el primer tanque de 262 m³/d. El modelo biológico del reactor fue ASM1. Según la campaña de medición de flujos, el VLR-B opera con flujo más o menos constante (poca variación diurna), por lo que se tuvo que colocar una caja repartidora con flujo controlado (constante), para simular que solo el reactor central absorbe las variaciones horarias de flujo.

Para el clarificador secundario, se consideró una sola unidad con un tamaño equivalente a la mitad de la suma de los tres clarificadores existentes, ya que como se dijo anteriormente, la planta está siendo calibrada para la mitad de flujo (lado B) por la simetría en la distribución de flujos. El modelo del sedimentador seleccionado fue de una sola dimensión, "simple1d", ya que no se tienen las condiciones para denitrificar por la baja producción de nitratos.

En la tabla 9.9 se presenta la descripción de la evolución de los ajustes en la calibración es estado estacionario, con los 3 escenarios descritos:

- ✓ escenario por defecto, con los valores iniciales de la campaña
- ✓ escenario 1, para afinación de ISS por ajuste de Q_{WAS} ,
- ✓ escenario 2, para calibración de la producción del lodo y del efluente (SST y DQO) y
- ✓ escenario 3, para calibración del nitrógeno y solución final

Tabla 9.9.- Evolución de la calibración en estado estacionario

Corriente	Parámetros de entrada	p/defecto	Escena1	Escena2	Escena3
1	Fracción part. del substrato	0.53	0.53	0.40	0.40
outVL	Tasa decaimiento heterótrofo	0.62	0.62	0.20	0.20
P5	Tasa decaimiento heterótrofo	0.62	0.62	0.20	0.20
1	Fracción soluble inerte (DQO)	0.218	0.218	0.320	0.320
outVL	Tasa max crecimiento autótrofo	0.80	0.80	0.80	0.40
P5	Tasa max crecimiento autótrofo	0.80	0.80	0.80	0.40
P3	Flujo de retorno	38,075.00	32,000.00	32,000.00	32,000.00
wasP7	Flujo de purga	2,400.00	2,200.00	2,200.00	2,200.00
P2	Parám. Sedim. zona floculenta	0.00200	0.00195	0.00195	0.00195
Datos de salida					
P2	SST	21.15	21.67	22.43	22.38
P2	SSV	16.58	16.99	18.28	18.21
P2	DQO total	55.13	55.87	69.04	69.12
P2	Nitrógeno amoniacal	0.55	0.77	0.41	20.97
P6	SSR	2,530.55	2,504.39	2,944.99	2,919.00
P6	SSV	1,983.23	1,963.23	2,400.20	2,374.48
P6	ISS	547.32	541.15	544.79	544.53
P6	DQO total	3,044.44	3,014.16	3,689.57	3,650.65
P3	SST	5,516.97	6,015.81	7,078.19	7,015.44
P3	DQO total	6,602.02	7,198.22	8,809.85	8,715.70

La calibración inició con los parámetros cinéticos por defecto del ASM1 (escenario por defecto), y con la estequiometría para las variables compuestas acorde con la campaña de muestreo y análisis. La biblioteca de GPS-X utilizada fue “cnlib” y el modelo del influente “CODfractions”. La calibración se realizó en el siguiente orden: afinación de ISS, afinación del sedimentador simultáneamente con la calibración del licor mezclado y calibración del nitrógeno. Los valores iniciales de Q_{WAS} y Q_{RAS} son 2,400 y 38,075 m³/d, respectivamente, las etapas de afinación consisten únicamente en confirmar los ajustes hechos en las fases 0, 1, 2 y 3, pero ahora con el diagrama de flujo completo.

En una primera etapa se afinó el flujo de purga Q_{WAS} , por lo que se planteó el escenario 1 (cal_afinacion_ISS_por_Qwas), que considera como parámetro de sedimentación en zona floculenta 0.00195 m³/gTSS, el volumen de retorno en 32,000 m³/d y Q_{WAS} en 2,200 m³/d, valores sugeridos de las fases 1 y 2.

Según los resultados que arroja el escenario 1 (cal_afinacion_ISS_por_Qwas), la diferencia entre SSLM y SSVLM, que representa ISS, es 547.32 g/m³, cercano al

valor medido (549 g/m³), pero las concentraciones de licor mezclado y lodo de retorno, dadas por el modelo, están bajas (2,530 y 6,602 g/m³), comparados con los de la campaña (tabla 9.9)

A fin de corregir lo anterior, se planteó un nuevo escenario (2) para la calibración del lodo (calib_lodo_y_efluenteSSDQO). Como se sugiere en Petersen *et al.* (2002), se ajustaron los valores de la fracción particulada del sustrato de 0.53 a 0.4, la tasa de decaimiento heterótrofo a 20°C (b_H) de 0.62 a 0.2 d⁻¹ y la fracción inerte soluble del influente de 0.218 a 0.32, con lo cual se logró calibrar la composición del lodo y la calidad del efluente (SST y DQO), así como la del licor mezclado y lodo de retorno (2,945 y 7,078 g/m³, respectivamente), sin embargo, lo anterior no logra ajustar el nitrógeno amoniacal a los datos medidos en la campaña. Una vez que SSLM y SSVLM alcanzaron sus valores adecuados, se constató que los parámetros de sedimentación son buenos (fase 3), ya que los valores de SST y SSV (efluente y retorno) fueron correctos.

Para los niveles de nitrógeno, se planteó un nuevo escenario (3) a fin de calibrar la concentración de N en el efluente, (cal_nitrogeno_y_solucion_final). Durante la campaña, se vio que la planta no tuvo capacidad para nitrificar, por lo que la concentración del influente y efluente de S_{NH} , fue prácticamente la misma; por tanto los datos disponibles no pueden ayudar a calibrar en forma exacta la tasa máxima de crecimiento autotrófico (μ_A), solo pueden dar algunos límites críticos, que se dieron en los ajustes del escenario 3, ver tabla 9.10.

Tabla 9.10.- Estimación de μ_A en la planta y su efecto sobre S_{NH}	
S_{NH} (modelo), gN/m ³	μ_A , d-1
≈ 20	< 0.4
1 < S_{NH} < 3	> 0.5

Cualquier valor de μ_A entre 0 y 0.4 d⁻¹ permitió calibrar la nitrificación en la planta bajo estudio, por lo tanto se va a considerar 0.4 d⁻¹ como valor de μ_A , como tasa crítica.

9.6.1 Discusión sobre la tasa de consumo de oxígeno

En el GPS-X se tiene la posibilidad de graficar las tasas de r_{O_2} calculados por el modelo, ya sea la tasa real (como está efectivamente en los reactores a la temperatura y OD de operación) y el r_{O_2} máximo, llamado “max oxygen uptake rate at DO saturation”. Este último corresponde a la tasa r_{O_2} que existiera en los reactores si estarían saturados de OD. El r_{O_2} máximo ignora cualquier limitación potencial de oxígeno, como ocurre en los reactores y se calcula en condiciones estándar de un tanque saturado de O_2 , pero con el nivel real de substrato, biomasa y temperatura del tanque evaluado. Cuando se mide el r_{O_2} del licor mezclado en el laboratorio, se opera el respirómetro con niveles altos de OD (sin limitación), por lo que, para calibrar $\mu_{H,max}$ comparando con el r_{O_2} dado por el modelo, se debe utilizar el r_{O_2} máximo.

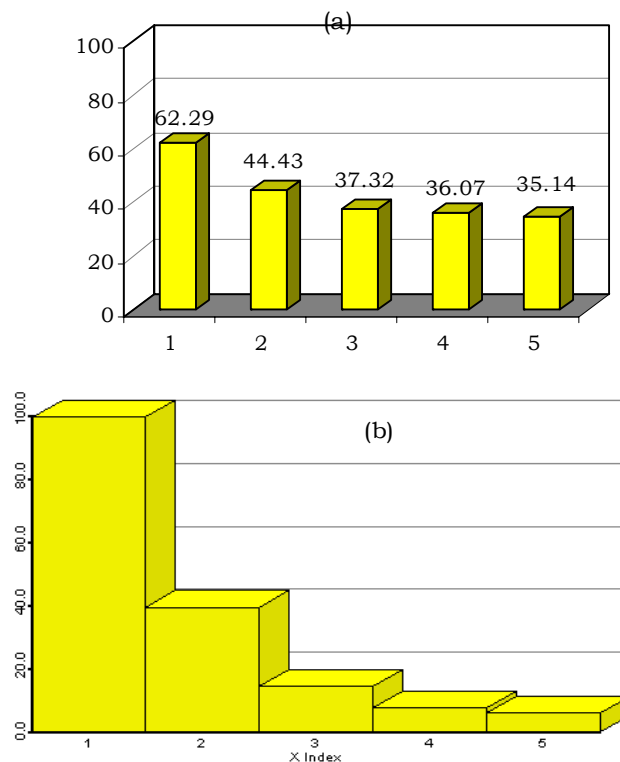


Figura 9.6.- Tasa máxima de respiración r_{O_2} , (a) medido (b) modelo, (gO₂/m³/h)

Los perfiles de r_{O_2} máximo predicho por el modelo, y el que fue obtenido en el laboratorio (respirometría) en el reactor central se presentan en la figura 9.6, en cada tanque virtual, de acuerdo a la calibración hidráulica (prueba de trazador).

Las predicciones del modelo (figura 9.6) se dan para un escenario en el que μ_H (20°C) es 5.6 d-1 (obtenido en la campaña). Comparando ambos resultados se puede observar que no hay plena coincidencia; con excepción de la primera celda, los valores del modelo son más bajos que los medidos. La desviación observada destaca la necesidad de ajustar $\mu_{H,max}$, si hay certeza que el muestreo del licor mezclado y las mediciones de r_{O_2} en laboratorio (experimentos de respirometría) hayan sido realizadas correctamente. El ajuste de $\mu_{H,max}$ no afecta las variables calibradas anteriormente (lodo, licor mezclado y purga, así como DQO y SST del efluente), pero repercute en r_{O_2} de los reactores, esto se puede comprobar en el simulador; por lo que la vía por excelencia para hallar el $\mu_{H,max}$ a partir de la simulación en estado estacionario, (así como confirmar o informar sobre el valor medido en laboratorio de 5.6 d-1), sería ajustar este valor en el GPS-X (sobre ambos reactores), hasta que el r_{O_2} del modelo coincida con el medido.

No se realizó esta etapa de la calibración debido a que no se tiene certidumbre sobre el control de temperatura durante las determinaciones de los r_{O_2} del licor mezclado, ni del tiempo que transcurrió entre los muestreos y las pruebas de respirometría (debiera ser de inmediato). Al no realizar este ajuste, se pierde una oportunidad de calibrar μ_H y predecir el consumo de oxígeno, sin embargo, con dejar μ_H en 6 d-1 a 20°C (valor por defecto del ASM1 y cercano al obtenido en la campaña), se siguen obteniendo buenas estimaciones en la calidad del efluente (DQO, SST, SSV, NTK y NH_3), así como en la producción del lodo (SST y SSV del licor mezclado y lodo de retorno). También se tiene una estimación conservadora del consumo de oxígeno. En el presente trabajo no se buscó calibrar el proceso de aeración y se recomienda que en un proyecto futuro se lo considere junto a la calibración de $\mu_{H,max}$.

9.6.2 Resumen de la calibración en estado estacionario

A manera de síntesis en la presente fase de la calibración (fase 4) en estado estacionario, se presenta la siguiente tabla 9.11 que resume esta fase, en la cual se muestra una columna con los datos iniciales y en otra columna los ajustes realizados y las observaciones.

Item	Objetivo	Inicio	Final	Unidad	Obs
Caudal de purga	ajuste de ISS (P6)	1,625	2,200	m ³ /d	ajustado
Caudal de retorno	cierre balance	38,075	32,000	m ³ /d	ajustado
Vel máx sedim (Vesilind)	calibrar sedim	276	276	m/d	medido
Sedim zona interferida	SST en efluente (P2)	0.00038	0.00038	m ³ /gTSS	no cam.
Sedimentación zona floc	SST en efluente (P2)	0.00250	0.00195	m ³ /gTSS	ajustado
Fracc no sedimtable	SST en efluente (P2)	0.00240	0.00240		no cam.
Máxima conc no sedim	SST en efluente (P2)	30	30	gTSS/m ³	no cam.
Alternativa con IVL	calibrar sedim	150	105	mL/g	medido
frxs	SST en licor (P6)	0.53	0.40		ajustado
b _H	SST en licor (P6)	0.62	0.20	d-1	ajustado
frsi	ajuste DQO eff	0.22	0.32		ajustado
μ _{Amax} (reactores)	NH ₃ efluente (P2)	0.80	0.40	d-1	asumido

Finalmente se presenta una comparación de los datos obtenidos en la calibración con los de campaña (ver tabla 9.12), mostrándose que el proceso fue exitoso.

Item	Corriente	Modelo	Campaña	Unidad	Obs
Efluente					
NTK total	P2	23.10	27.60	gN/m ³	
NTK soluble	P2	20.70	22.10	gN/m ³	
S _{NH}	P2	21.00	23.60	gN/m ³	
SST	P2	22.50	22.60	g/m ³	
SST	P2	18.30	19.80	g/m ³	
DQO total	P2	69.12	71.20	gDQO/m ³	ajuste de frsi de 0.218 a 0.32
DQO (0.45 □m)	P2	28.30	31.20	gDQO/m ³	
DBO ₅	P2	6.50	15.00	gDQO/m ³	DBO histórica es 6 g/m ³
Licor mezclado					
SSLM	P6	2,961.00	2,946.00	g/m ³	
SSVLM	P6	2,416.00	2,460.00	g/m ³	
ISS	P6	545.00	549.00	g/m ³	Rc es 548, prom global 486
DQO total	P6	3,700.00	3,756.00	gDQO/m ³	
Lodo de retorno y purga					
SST	P3	7,117.00	6,978.00	g/m ³	referido al cárcamo de ret.
SSV	P3		5,878.00	g/m ³	
DQO total	P3	8,854.00	9,021.00	gDQO/m ³	

9.6.3 Índices operativos técnicos (estado estacionario)

Tras la calibración, se hace uso del modelo para extraer algunos parámetros operativos. Es importante verificar factores operativos como la relación F/M, el tiempo de retención de sólidos (θ_c), así como promedios. El programa GPS-X dispone, entre otras, de la función “defina”, que permite desplegar los índices indicados. El archivo para esta etapa es: cal3b_steady_2de2.lyt. En la tabla 9.13 se presenta el flujo másico para DQO, DQO₅ y NTK, así como la relación F/M, el tiempo de retención de sólidos θ_c y los tiempos de retención hidráulica, θ .

Tabla 9.13.- Índices operativos técnicos (estado estacionario)			
Corriente	Item	Modelo	Unidad
Influyente	Flujo másico DBO ₅ total	9,535	kg/d
	Flujo másico DQO total	29,352	kg/d
	Flujo másico NTK	2,389	kg/d
Licor mezclado	F/M (base DBO/SSV)	0.145	g SSV/g DBO-d
	Tiempo de retención de sólidos	4.26	d
	Flujo másico de la purga (base SST)	15,463	kg/d
	Tiempo de retención hidráulico VLR	9.0	h
	Tiempo de retención hidráulico R-B	11.0	h

Las cargas reportadas (tabla 9.13) son para la mitad de la planta; para la planta completa será 19,070 kg DBO₅/d, 58,700 kg DQO/d y 4,778 kg NTK/d. Por otro lado, hay que mencionar que los tiempos de retención hidráulico se refieren a la suma del influente más el retorno, como también fue considerado en la prueba de trazador.

9.7 FASE 5: VERIFICACIÓN CON BASE EN PROMEDIOS DIARIOS

Debido a que la campaña de muestreo y análisis fue diseñada para tener valores diarios a base de muestras compuestas de las diversas corrientes, fue posible obtener una dinámica semanal de datos. Se presenta la tabla 9.14 en la que se presentan los resultados para SST, NTK, NH₃ y DQO para influente, efluente, licor mezclado, retorno de lodos y drenado. Los datos utilizados en esta fase de la calibración son consignados en su forma integral.

Tabla 9.14.- Variación semanal en diversas corrientes durante la campaña a base de muestras compuestas, en g/m³ (relación parcial de parámetros SST, NTK, NH₃ y DBO)

INFLUENTE				SST	NTK	NH ₃	DQO		
del	27-Nov	al	28-Nov	251.00	48.10	28.97	580.20		
del	28-Nov	al	29-Nov	186.60	49.90	29.53	562.50		
del	29-Nov	al	30-Nov	390.00	47.40	26.74	535.60		
del	30-Nov	al	01-Dic	260.00	45.80	24.82	589.20		
del	01-Dic	al	02-Dic	270.00	45.50	23.09	591.60		
del	02-Dic	al	03-Dic	245.00	47.10	28.96	598.00		
del	03-Dic	al	04-Dic	221.00	47.00	26.60	606.00		
Promedio				260.51	47.26	26.96	580.44		
Desv. Std				63.53	1.47	2.39	24.14		
EFLUENTE				SST	NTK	NH ₃	DQO		
del	27-Nov	al	28-Nov	20.89	21.20	20.80	71.50		
del	28-Nov	al	29-Nov	20.89	22.30	22.30	68.64		
del	29-Nov	al	30-Nov	24.58	23.70	23.00	73.46		
del	30-Nov	al	01-Dic	19.67	24.80	24.30	70.60		
del	01-Dic	al	02-Dic	28.27	21.70	21.40	71.80		
del	02-Dic	al	03-Dic	20.89	26.40	25.80	72.30		
del	03-Dic	al	04-Dic	23.35	25.20	25.30	70.40		
Promedio				22.65	23.61	23.27	71.24		
Desv. Std				3.00	1.95	1.92	1.54		
LICOR MEZCLADO				SST	NTK	NH ₃	DQO	ISS	
del	27-Nov	al	28-Nov	2,833.00	195.57	27.30	3,449.00	533.00	
del	28-Nov	al	29-Nov	3,150.00	229.48	29.53	4,118.00	350.00	
del	29-Nov	al	30-Nov	3,575.00	263.39	38.61	3,379.00	750.00	
del	30-Nov	al	01-Dic	3,333.00	245.46	46.89	3,731.00	600.00	
del	01-Dic	al	02-Dic	2,333.00	253.74	44.13	3,942.00	567.00	
del	02-Dic	al	03-Dic	2,400.00	245.00	44.13	3,440.00	100.00	
del	03-Dic	al	04-Dic	3,000.00	324.80	29.40	4,231.00	500.00	
Promedio				2,946.29	251.06	37.14	3,755.71	485.71	
Desv. Std				461.27	39.18	8.26	348.36	207.83	
LODO DE RETORNO				SST	NTK	NH ₃	DQO		
del	27-Nov	al	28-Nov	7,250.00	441.58	34.54	9,363.00		
del	28-Nov	al	29-Nov	7,400.00	430.24	30.08	9,926.00		
del	29-Nov	al	30-Nov	6,700.00	386.12	30.64	7,603.00		
del	30-Nov	al	01-Dic	9,000.00	499.19	49.64	9,644.00		
del	01-Dic	al	02-Dic	5,600.00	474.38	96.53	9,292.00		
del	02-Dic	al	03-Dic	6,000.00	464.80	82.74	8,307.00		
del	03-Dic	al	04-Dic	6,600.00	439.60	30.80	9,012.00		
Promedio				6,935.71	447.99	50.71	9,021.00		
Desv. Std				1,110.82	36.18	27.73	808.10		
DRENADO DE LODO				SST	NTK	NH ₃	DQO		
del	27-Nov	al	28-Nov	410.00	54.04	28.69	862.40		
del	28-Nov	al	29-Nov	290.00	25.37	23.40	510.40		
del	29-Nov	al	30-Nov	1,337.50	85.49	22.89	1,196.80		
del	30-Nov	al	01-Dic	1,487.50	100.39	26.20	1,531.20		
del	01-Dic	al	02-Dic	1,028.57	114.73	33.09	1,777.60		
del	02-Dic	al	03-Dic	1,316.67	183.68	34.47	2,115.60		
del	03-Dic	al	04-Dic	1,280.00	122.64	26.32	1,358.80		
Promedio				1,021.46	98.05	27.87	1,336.11		
Desv. Std				479.59	50.99	4.50	542.63		

En general, se observa que durante la campaña, la variación diaria fue poca, ya que las concentraciones se mantuvieron más o menos semejantes, incluyendo el fin de semana.

Se han preparado cuatro gráficas para las corrientes, influente (1), efluente (P2), licor (P6) y lodo de retorno (P6). Los parámetros de interés son, DQO total, SST, SSV, además de ISS en el licor mezclado y NTK en el influente. La calibración tuvo una duración de 8 días, a fin de cubrir el período de la campaña, por lo que solo se tienen 7 datos en cada parámetro analizado.

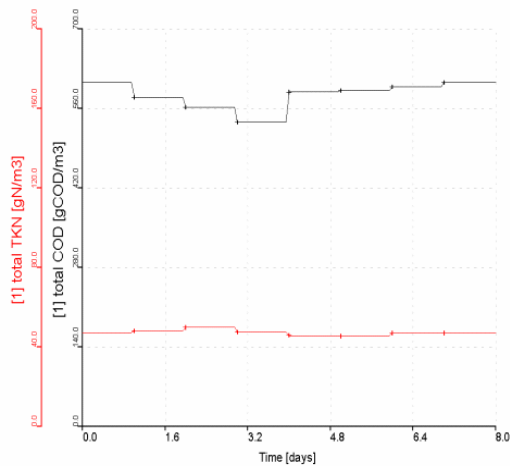


Figura 9.7.- DQO y NTK de influente

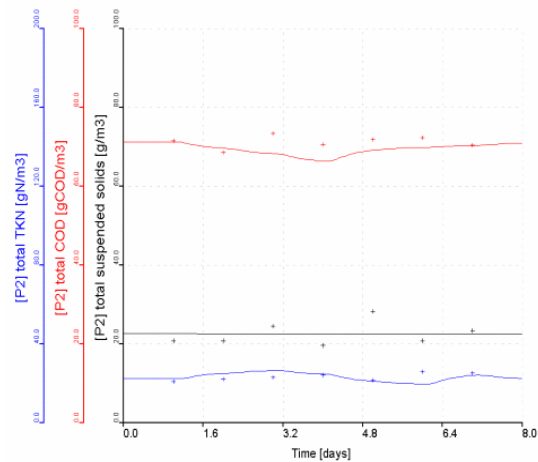


Figura 9.8.- DQO, NTK y SST de efluente

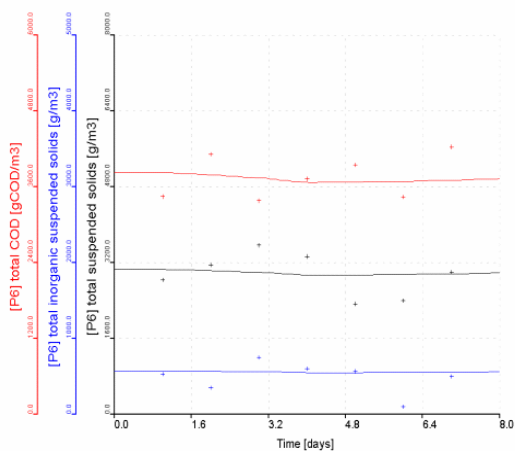


Figura 9.9.- DQO, NTK y SST (licor mezcla)

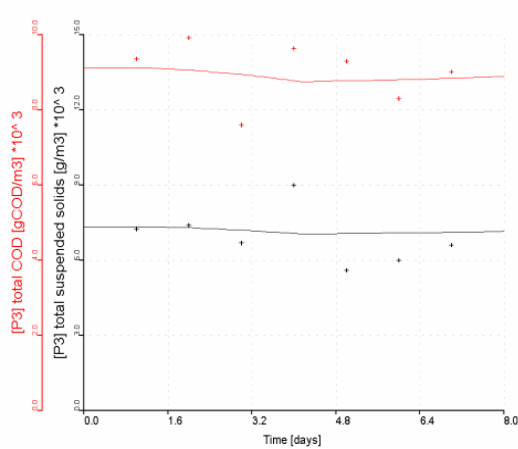


Figura 9.10.- DQO y SST de retorno de lodos

Las figura 9.7 muestra las concentraciones promedio diarias (base de muestras compuestas) de NTK y DQO en el influente, la curva en la parte alta corresponde a DQO. La figura 9.8 muestra las concentraciones para SST, NTK y DQO total del efluente (corriente P2), la curva superior corresponde a DQO y la intermedia a SST. Lo que se pretende es comparar la calidad del modelo calibrado con los datos medidos, ya que incluyen todos los ajustes mencionados. Se puede ver que la variación no es realmente significativa, por el tamaño de la planta bajo estudio, que da servicio a un tamaño de población importante.

La figura 9.9 presenta las concentraciones del licor mezclado para ISS, SST y DQO total, la curva en la parte superior corresponde a DQO y la intermedia a SST. En esta gráfica se observa mayor dinámica en dichos parámetros, sin embargo, la curva del modelo no sigue verdaderamente los datos observados. La figura 9.10 muestra las variaciones diarias de DQO y SST en el retorno, la curva superior corresponde a DQO total, hay más de variación, pero el modelo no parece seguir exactamente los datos. El GPS-X no reproduce a detalle las variaciones, pero presenta bien la tendencia y los ajustes se consideran buenos.

9.8 FASE 6: VERIFICACIÓN CON DATOS DINÁMICOS DIURNOS

Los datos obtenidos en estado estacionario sirvieron de inicio para la calibración en régimen dinámico, a los que se agregarán las fracciones diurnas de flujo y de carga, ya que es una forma de entrar con datos dinámicos en el GPS-X; ver en la tabla 9.15, las fracciones del flujo, SST, SSV, NTK, NH_3 y DQO. Las fracciones fueron obtenidas respecto al promedio de los datos diurnos, (ejemplo: flujo = flujo en tiempo t/flujo promedio). Los promedios son: SST 227.46 g/m³, SSV 175.29 g/m³, NTK 42.03 g/m³, NH_3 26.95 g/m³, DQO 510.06 g/m³, NO_3 0.10 g/m³ y el flujo en el lado B de 602.08 LPS. Se observan cambios bruscos en NTK y NH_3 , de 8 a 9 hs y de 0 a 1 hs (celdas sombreadas en la tabla 9.15), el Influent Advisor permitió detectarlo y sugirió el método para mantener cierta coherencia.

Tabla 9.15.- Fracciones de variación diurna (flujo y concentraciones) en influente						
Hora	Flujo	SST	SSV	NTK	NH ₃	DQO
7:00	0.62	0.421	0.437	0.811	0.712	1.032
8:00	0.72	0.434	0.474	0.873	0.814	1.069
9:00	0.80	0.972	1.072	0.960	0.905	1.069
10:00	1.03	1.168	1.234	1.001	0.926	1.106
11:00	1.07	1.210	1.281	1.128	0.944	1.227
12:00	1.11	1.210	1.234	1.130	0.967	1.244
13:00	1.11	1.251	1.186	1.299	1.063	1.216
14:00	1.14	1.585	1.566	1.255	1.071	1.106
15:00	1.20	1.585	1.518	1.186	1.090	1.007
16:00	1.23	1.376	1.518	1.043	1.043	0.983
17:00	1.21	1.251	1.262	1.006	0.899	1.069
18:00	1.23	1.139	1.139	0.949	0.971	0.903
19:00	1.21	1.109	1.139	0.939	0.950	1.000
20:00	1.18	1.210	1.329	0.994	0.950	1.032
21:00	1.09	1.022	0.925	0.967	0.996	0.971
22:00	1.06	1.130	1.082	0.934	0.958	0.950
23:00	1.03	1.168	0.949	0.872	1.030	0.984
0:00	1.01	1.001	0.854	1.006	1.136	0.961
1:00	0.98	0.605	0.664	0.994	1.234	0.929
2:00	0.95	0.605	0.617	0.954	1.213	0.863
3:00	0.88	0.692	0.693	0.980	1.246	0.836
4:00	0.79	0.521	0.569	0.967	1.123	0.804
5:00	0.70	0.584	0.522	0.900	1.000	0.781
6:00	0.64	0.751	0.735	0.854	0.759	0.860

La gráfica 9.11 presenta el perfil diurno del flujo influente, que corresponde a la mitad de la planta, de 7 am a 6 am (día siguiente) y la tabla 9.16 presenta los perfiles de calidad del efluente, medidos en la campaña.

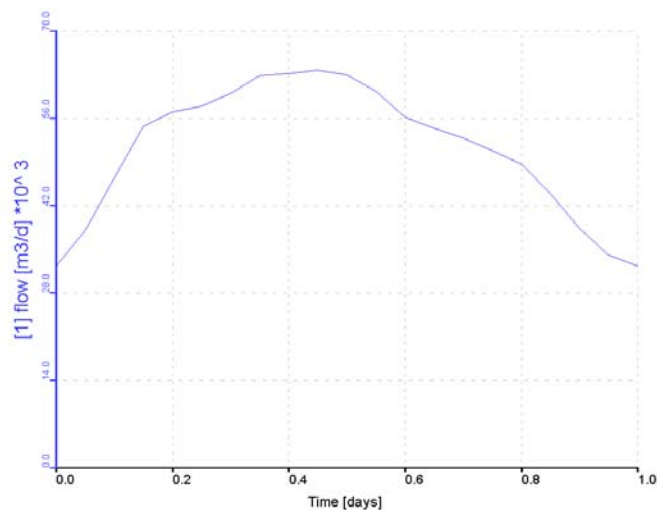


Figura 9.11.- Perfil de flujo para la calibración en régimen dinámico

Tabla 9.16.- Concentraciones medidas en el efluente, g/m ³						
Hora	SST	SSV	NTK	NH ₃	DQO	NO ₃
01:00	27.34	21.36	27.81	23.15	55.03	0.10
02:00	28.35	22.12	26.13	22.77	29.34	0.10
03:00	28.35	22.12	25.95	22.96	31.77	0.10
04:00	29.36	22.88	27.63	22.96	71.32	0.10
05:00	37.08	28.98	27.44	22.68	85.59	0.10
06:00	37.08	28.98	25.76	21.28	88.67	0.10
07:00	32.28	25.17	23.89	20.44	88.67	0.10
08:00	29.36	22.88	23.89	20.72	91.66	0.10
09:00	26.71	20.81	24.08	20.72	116.14	0.10
10:00	26.07	20.27	24.64	21.56	116.14	0.10
11:00	28.35	22.12	26.32	22.40	100.82	0.10
12:00	23.92	18.63	26.88	23.52	91.66	0.10
13:00	26.45	20.70	27.44	24.64	83.56	0.10
14:00	27.34	21.36	28.00	24.64	81.53	0.10
15:00	23.42	18.31	27.44	24.08	88.67	0.10
16:00	14.18	11.00	27.44	23.67	74.89	0.10
17:00	14.18	11.00	28.28	24.47	82.99	0.10
18:00	16.33	12.64	28.28	23.14	85.59	0.10
19:00	12.15	9.48	28.28	22.34	73.35	0.10
20:00	13.67	10.68	28.56	23.14	44.33	0.10
21:00	17.59	13.73	27.44	21.55	44.33	0.10
22:00	9.37	7.30	27.16	22.34	50.98	0.10
23:00	10.13	7.95	28.28	22.34	38.17	0.10
00:00	22.78	17.76	29.12	22.61	42.79	0.10

La figura 9.12 presenta el perfil diario de DQO y NTK del influente y las figuras 9.13 a 9.17 presentan los perfiles modelados y observados de SST, SSV, NTK y NH₃ y DQO en el efluente (corriente P2)

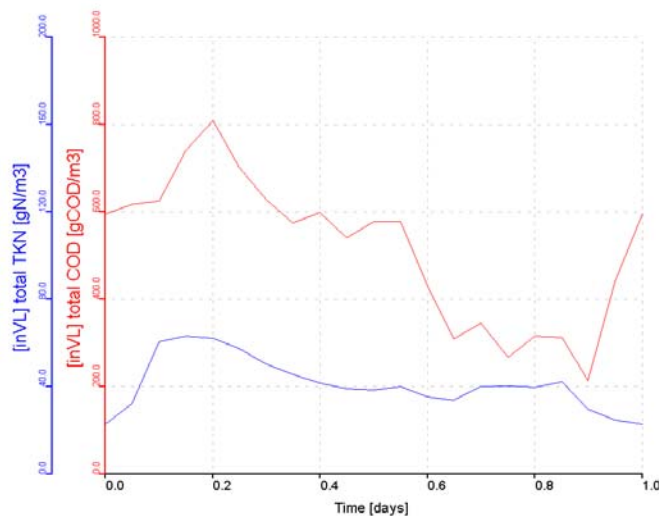


Figura 9.12.- Perfil del influente, para DQO y NTK (corriente 1)

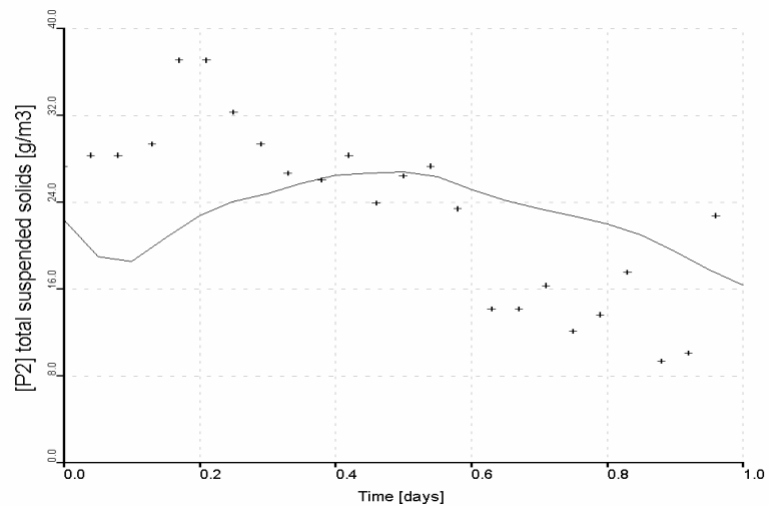


Figura 9.13 SST del efluente, P2 (modelado y observado)

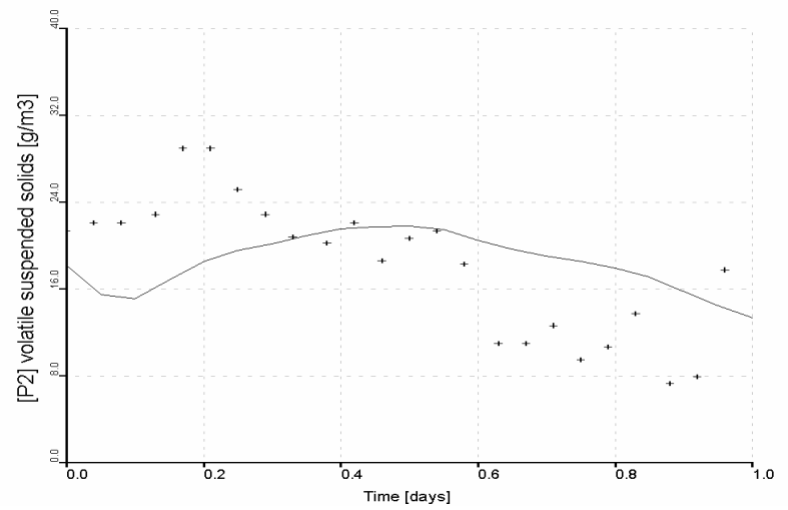


Figura 9.14 SSV del efluente, P2 (modelado y observado)

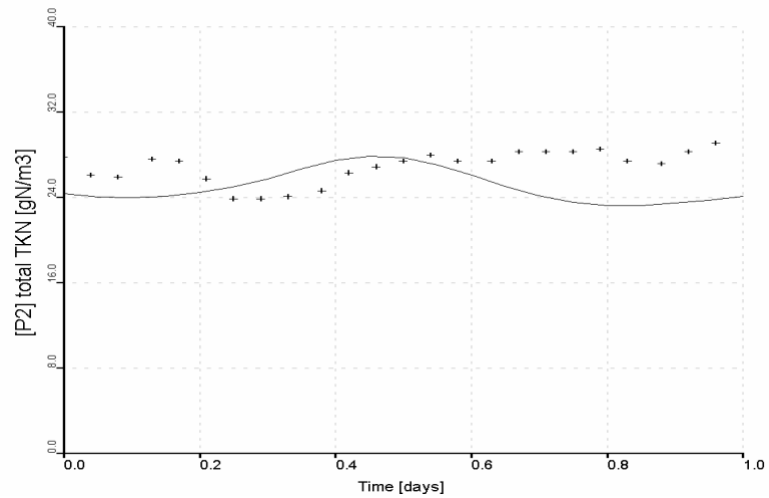


Figura 9.15 NTK del efluente, P2 (modelado y observado)

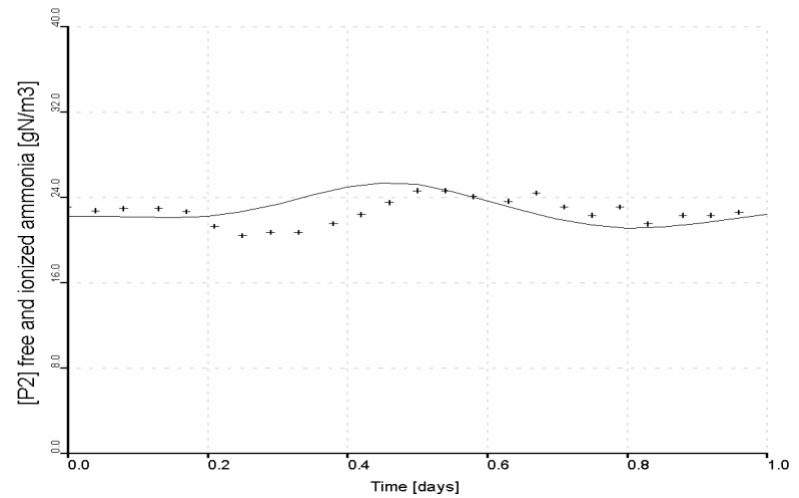


Figura 9.16 NH₃ del efluente, P2 (modelado y observado)

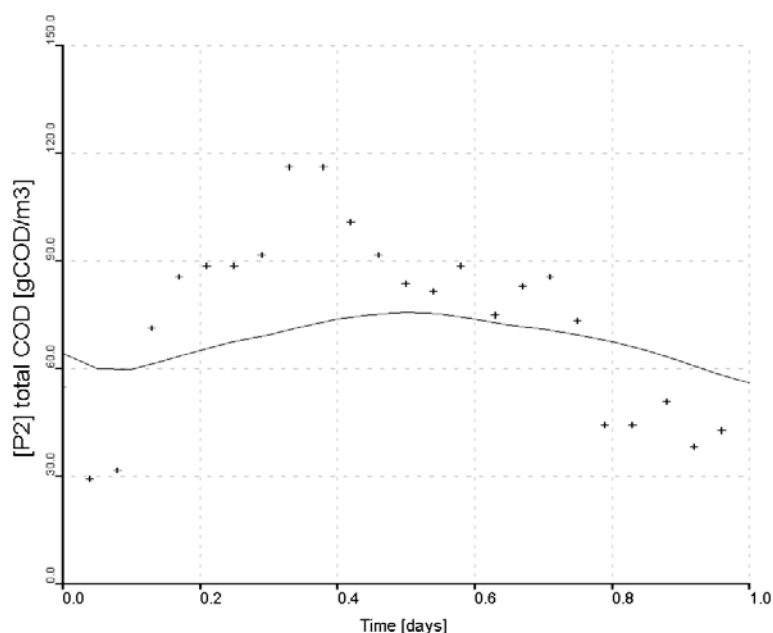


Figura 9.17.- Concentraciones del efluente, P2 (modelado y observado) para DQO

Antes de juzgar la calidad de los ajustes, es importante señalar lo siguiente: al verificar los datos diarios del influente, se ha detectado que los valores de algunas de las relaciones empíricas como DQO_{Part}/SSV (2.2708 gDQO/gSSV) y SSV/SST (0.7660 gSSV/gSST), no coinciden con los de la primera fase, es decir, cuando se obtuvieron con muestras compuestas. Estas diferencias corresponden a problemas de muestreo y/o análisis. La explicación podría radicar en errores humanos en la técnica de muestreo, y/o análisis y limita lo que pueda hacerse con los datos de entrada diarios.

También con solo disponer de datos dinámicos de influente y efluente (corrientes 1 y P2), no se puede desarrollar una calibración dinámica completa, ya que se requeriría tener al menos los datos de variación diaria de sólidos y DQO del licor mezclado y el perfil de r_{O_2} en los reactores. Lo anterior hizo que los datos diarios obtenidos no se utilizaran para realizar una calibración en régimen dinámico propiamente dicha, sino más bien para verificar el desempeño del modelo obtenido hasta este punto, de los ajustes en estado estacionario, ahora en

condiciones dinámicas (diurnas) de las cargas en la planta. Esto significa que no se hizo ningún cambio en los parámetros cinéticos y estequiométricos del modelo.

Con respecto a la calidad de las predicciones, se observa que para SST y SSV se tienen un perfil muy semejante, pero los datos observados no siguen exactamente la tendencia del modelo (figuras 9.13 y 9.14). Para NTK y NH_3 , se ve que los datos siguen la tendencia del modelo, pero con cierto desfase en tiempo (figuras 9.15 y 9.16). La DQO (figura 9.17) es la predicción que menos se asemeja a lo medido. Sin embargo, de forma general, las predicciones aproximan bien la tendencia central de los datos, aunque fallan en reproducir bien las variaciones.

Tomando en cuenta las limitaciones mencionadas líneas arriba, se considera como conclusión, que el nivel de la calibración que se logró es satisfactorio para las aplicaciones que se podrían dar al modelo de la planta bajo estudio. En caso de aplicaciones más exigentes, se requeriría de una calibración dinámica completa con una campaña de muestreo más completo y exacto.

9.9 MODELO DE LA PLANTA COMPLETA

Debido a que toda la calibración se hizo para una mitad de la planta, se requiere ahora extender el modelo logrado para que represente toda la planta, tomando en cuenta los 4 reactores y los tres clarificadores secundarios en su configuración real exacta. Para lo cual hay que considerar la totalidad del flujo influente, así como re-distribuir los flujos internos y las relaciones entre éstos (manteniendo constantes los flujos a los VLR's, procediendo a replicar exactamente (imagen espejo) los objetos del modelo (reactores, clarificador, cajas, etc), ya que ambos lados (A y B) son idénticos y simétricos, así como re-dirigir correctamente las interconexiones, ver figura 9.18. Aunque la campaña de medición mostró que el 51% del flujo iba al lado B, se consideró razonable tomar una distribución equitativa (50% a cada lado). Los parámetros fueron dejados con los valores

determinados en la calibración (tabla 9.11 y 9.12), mientras que los parámetros no ajustados quedaron con los valores por defecto.

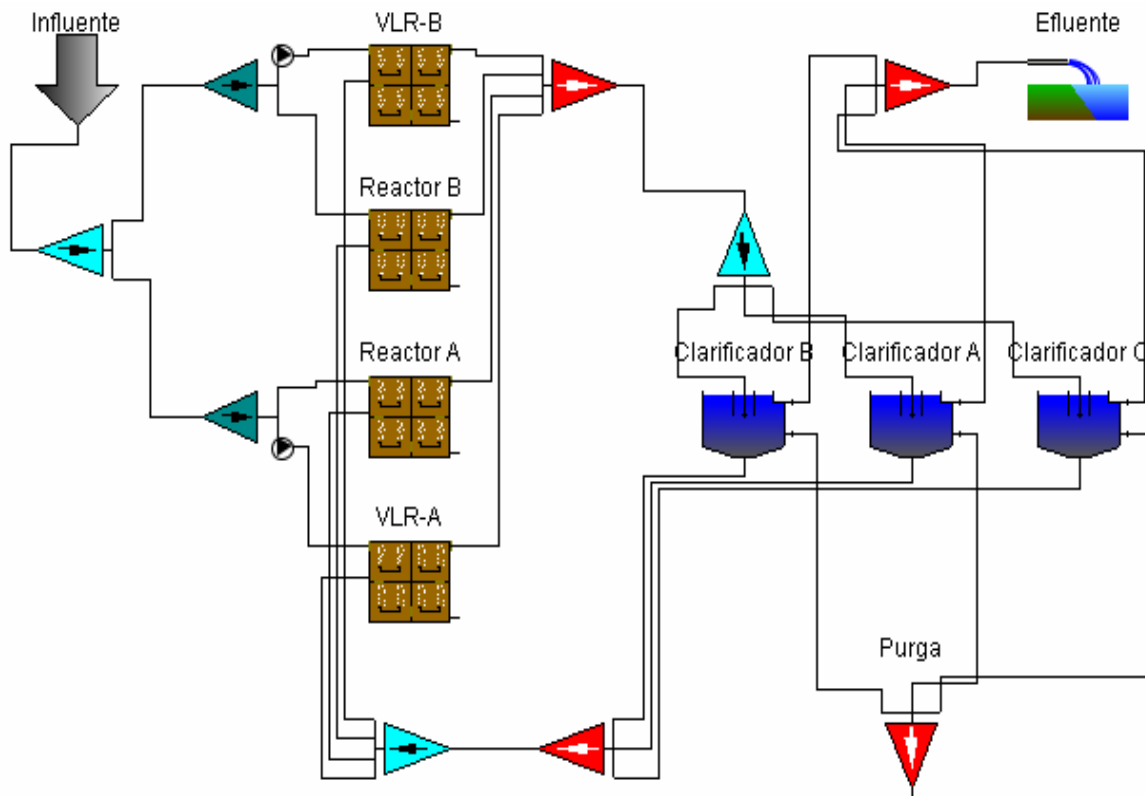


Figura 9.18.- Diagrama de flujo de la planta completa en el GPS-X

La figura 9.18 se presenta el modelo completo de la planta, resultado del proceso de extensión. El retorno de lodos intenta describir la distribución real, ya que la planta dispone de dos cárcamos de retorno de lodos, el de los clarificadores originales (A y B) y el del clarificador C. No se hicieron mediciones de flujo en cada cárcamo, sino en los canales de cada lado (A y B), donde confluyen ambos flujos de retorno, que a su vez distribuyen al VLR y reactor central de cada lado. Para las áreas de los clarificadores (A, B y C) se consideró lo siguiente (ver tabla 9.17), lo anterior porque en anterior modelo de la mitad de la planta, consideró un solo clarificador de área equivalente a la mitad de los tres juntos. En la tabla anterior se indican los flujos de alimentación y de retorno para cada unidad.

Item	Diam, m	Área, m ²
Clarificador A	48.00	1,809.56
Clarificador B	48.00	1,809.56
Clarificador C	50.00	1,963.50
Área total		5,582.61
Área media		2,791.31

El modelo de la planta completa (figura 9.18) es el producto final que se entrega al organismo operador, en dos versiones, una con datos estacionarios y la otra con patrones diurnos. Se comprobó que ambos modelos siguen produciendo los mismos resultados, cuando se hizo con la calibración de la mitad de la planta.

El objetivo de la entrega del modelo completo calibrado es que ahora lo utilice el usuario para realizar sus propias aplicaciones. En la siguiente sección se presentan algunos ejemplos de aplicaciones a título ilustrativo.

9.10 APLICACIONES DEL MODELO

Como se planteó en el capítulo 5, se hicieron las proyecciones con el modelo calibrado en estado estacionario para diversos escenarios de incremento de flujo y/o carga, así como una mejoría en la aeración, así como dejando fuera el VLR.

9.10.1 Escenario de incremento de flujo y/o DQO

El objetivo es definir la máxima capacidad de la planta para ambos incrementos, en forma separada o conjunta. Como proceso de aeración no fue modelado como tal, esto es que la concentración de OD quedó “bajo control”, por lo que el GPS-X mantendrá los reactores a la misma concentración, lo cual implica que estaría requiriendo mayor cantidad de aire, en este escenario se dejó el OD en sus niveles anteriores. Se prepararon 3 eventos, el primero con incremento de flujo, el segundo con incremento de carga (DQO) y el tercero con incremento simultáneo (flujo y carga), ver tabla 9.18

Tabla 9.18.- Escenarios de expansión con la planta completa, en g/m ³					
Corriente	ITEM	Mod actual	Flujo	DQO	Flujo + DQO
Entrada					
1	Flujo inf, m3/d	101,138.00	141,200.00	101,138.00	132,400.00
1	DQO	580.44	580.44	801.00	625.00
Salida					
40	SST	21.04	29.65	23.70	28.61
40	SSV	17.22	24.33	19.40	23.46
40	DBO total	6.57	9.40	7.31	9.01
40	DQO total	67.56	78.36	86.30	80.15
40	NH3	19.72	19.20	15.07	18.32
40	NTK	21.74	21.96	17.31	20.99
16	SST	2,919.00	3,348.12	4,211.19	3,554.58
16	SSV	2,374.48	2,747.14	3,446.63	2,915.22
16	ISS	544.53	600.98	764.56	639.36
16	DQO total	3,650.65	4,217.04	5,295.68	4,475.62
29	SST	7,264.45	9,985.17	10,133.50	10,152.82
29	DQO total	9,079.46	12,494.54	12,663.24	12,700.98
50	Flujo másico SST	31,962.37	43,933.11	44,585.69	44,670.73
10	Edad de lodo SRT	6.65	5.26	6.71	5.52

En el primer caso se ve que SST del efluente llega al límite de 30 g/m³ cuando el flujo llega a 141,200 m³/d (40% más), en el segundo caso se estima que con 38% más de DQO el efluente llega a 80 g/m³, y en el tercer caso con 31% más de flujo y con 7.7% más de DQO el efluente empieza a deteriorarse.

9.10.2 Mejoría en el sistema de aeración

Debido a que durante la campaña, se tenía problemas con el sistema de burbuja fina en los reactores centrales, reflejado en los bajos niveles de OD, se prepara una aplicación en la cual se tendrá una mayor concentración uniforme (en ambos reactores) de 2.0 g/m³, de acuerdo a la tabla 9.19. Lo anterior implicaría la rehabilitación de los sistemas de difusión de aire de burbuja fina. Se observa que prácticamente mantiene la misma calidad, sin embargo, como la función para mantener el OD está activada, probablemente requiera menos aire (más eficiente). Es importante considerar que este escenario puede asemejarse al que se tendrá cuando el sistema de aeración haya sido reparado, es decir, sin embargo, aún no hay certeza de que la nitrificación pueda darse en forma plena, por la presencia de descargas industriales.

Tabla 9.19.- Escenario con mejoría de OD en 2 g/m ³				
Corriente	ITEM		Mod actual	Flujo
		Entrada		
1	Flujo inf. m ³ /d		101,138.00	101,138.00
1	DQO		580.44	580.44
		Salida		
40	SST		21.04	21.04
40	SSV		17.22	17.22
40	DBO total		6.57	6.42
40	DQO total		67.56	67.36
40	NH3		19.72	19.73
40	NTK		21.74	21.73
16	SST		2,919.00	3,021.75
16	SSV		2,374.48	2,473.30
16	ISS		544.53	548.44
16	DQO total		3,650.65	3,800.60
29	SST		7,264.45	7,265.70
29	DQO total		9,079.46	9,080.59
50	Flujo másico SST		31,962.37	31,967.87
10	Edad de lodo SRT		6.65	6.65

9.10.3 Dejando fuera los reactores VLR

Esta es una de las aplicaciones más importantes, ya que las anteriores son hasta cierto punto teóricas, ya que no es posible tener dichos escenarios en el futuro inmediato, pero la posibilidad de dejar fuera de operación los reactores laterales abre la posibilidad (inmediata) de buscar, entre otras cosas, ahorros de energía, menos equipos operando, tener disponible uno o dos tanques para digestión de lodos y/o almacenar agua tratada, etc.

Se ha manejado la hipótesis de que el súbito incremento de flujo fue debido a la infiltración de agua freática al drenaje, por lo que históricamente el influente está diluido. Por lo que, respecto a los parámetros de diseño, actualmente se observa algo de dilución.

En ocasión de la segunda ampliación (2004) se ha considerado una capacidad de aeración suficiente para la totalidad del flujo, que podría permitir dejar fuera ambos VLR's, lo que permitiría obtener ahorros importantes en el consumo de energía, así como de mantenimiento. En la tabla 9.20 se presenta este escenario.

Tabla 9.20.- Escenario considerando la cancelación de los VLR's				
Corriente	ITEM		Mod actual	Flujo
		Entrada		
1	Flujo influente		101,138.00	101,138.00
1	DQO		580.44	580.44
		Salida		
40	SST		21.04	21.09
40	SSV		17.22	17.31
40	DBO total		6.57	6.77
40	DQO total		67.56	67.62
40	NH3		19.72	19.22
40	NTK		21.74	21.24
16	SST		2,919.00	3,054.34
16	SSV		2,374.48	2,505.91
16	ISS		544.53	548.44
16	DQO total		3,650.65	3,850.29
29	SST		7,264.45	7,344.28
29	DQO total		9,079.46	9,200.14
50	Flujo másico SST		31,962.37	32,313.59
10	Edad de lodo SRT		6.65	3.78

Se puede observar que no hay cambio significativo en la predicción del efluente, lo que equivale decir que la planta podría prescindir de los reactores laterales o VLR's. A la fecha (julio de 2007), se tiene ya el reactor VLR-B fuera de servicio y no se ha observado repercusiones en el efluente.

9.11 CONCLUSIONES SOBRE LA CALIBRACIÓN BIOLÓGICA

- La estructura del modelo hidráulico obtenido de las pruebas de trazador fue implementada como tal en el simulador (GPS-X), considerando los tanques, volúmenes, ambientes y recirculaciones internas.
- La conversión de las características del influente, del formato de variables compuestas al formato de variables de estado para aplicar al ASM1, se logró convenientemente al utilizar el modelo CODfractions del Influent Advisor.
- Tres de los cuatro parámetros del modelo de Takacs para el sedimentador fueron hallados del estudio de sedimentación (parámetros de Vesilind v_0 y n , así como la concentración mínima alcanzable X_{min}), mientras que el cuarto parámetro fue hallado en la fase de calibración del sedimentador. Este último sirvió para ajustar los SST y DQO del efluente y en el retorno de lodos.

- d. Durante la calibración, la temperatura y el oxígeno disuelto tuvieron que ser forzados a los niveles reales de los tanques (24.3°C y de 0.1 a 0.4 g/m^3), sin embargo, el modelo calibrado está estructurado de forma tal que se puede modificar ambos parámetros y evaluar su impacto.
- e. Los parámetros que fueron ajustados durante la calibración fueron: Q_{WAS} y Q_{RAS} para cerrar el balance en el reactor, r_{floc} (parámetro de sedimentación) para reproducir la eficiencia de sedimentador, r_{fsi} (fracción de la DQO inerte soluble), para reproducir bien la DQO del efluente, b_{H} y r_{rxs} (coeficiente de decaimiento y la fracción de la DQO particulada lentamente biodegradable) para reproducir las características de lodo (SST y DQO del licor mezclado y retorno de lodos), μ_{A} (coeficiente de crecimiento autótrofo) para ajustar NH_3 en el efluente. Los otros parámetros se quedaron en sus valores iniciales por defecto.
- f. Con los datos indicados, se logró culminar con éxito la calibración en estado estacionario, pero no se logró desarrollar una calibración dinámica, solo se pudo realizar una verificación con datos dinámicos satisfactoria.
- g. La calibración se llevó a cabo por etapas, de forma ordenada, por lo que el protocolo utilizado podría ser reproducible.
- h. La aplicación del modelo calibrado sugiere que posiblemente la planta tiene mayor capacidad que la carga actual que recibe.

CAPÍTULO 10

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Una vez terminada la modelación y simulación del proceso de lodos activados en la planta de tratamiento de aguas residuales bajo estudio, se pueden hacer las siguientes conclusiones y formular las siguientes recomendaciones.

10.1 CONCLUSIONES

- a) Probablemente, sin precedente de que se tenga referencia, la investigación realizada representa el primer caso de una planta de tratamiento de lodos activados en la República Mexicana, en el que se llevó a adelante un estudio extenso de modelación y calibración con el ASM1. Lo anterior constituye una contribución substancial en los esfuerzos llevados a cabo para introducir la práctica de modelación en las plantas del país.
- b) El estudio permitió desarrollar una estrategia de calibración cuyas fases fueron identificadas y puestas en práctica. Lo anterior es una contribución importante al compromiso internacional alrededor de la IWA, para dictar una serie de estándares de buenas prácticas de calibración.
- c) El objetivo principal propuesto fue cumplido, ya que el modelo calibrado fue capaz de describir el comportamiento de la planta bajo estudio, en especial en el escenario de estado estacionario. El nivel de calibración alcanzado fue lo suficientemente consistente, al poder describir el comportamiento de la planta en los parámetros de largo plazo como son la producción del lodo y la calidad del efluente (DQO y NH_3).
- d) La utilización de un simulador comercial de plantas (en este caso Aquasim), para calibrar un modelo hidráulico, resultó ser una herramienta potente y flexible, tanto para ayudar a diseñar las pruebas de trazador (cantidad de tinte y frecuencia de los muestreos), como en la identificación del modelo de

tanques de mezcla completa en serie que describa el régimen de mezclado de un reactor de lodos activados a escala real.

- e) El reactor central, diseñado y construido como de flujo tipo pistón de 7 celdas, se representa mejor por 5 tanques virtuales de mezcla completa en serie, uno (anóxico) de 2,180 m³ y cuatro (aerados) de 3,912.5 m³; el reactor lateral por su lado se representó mejor por un arreglo de 3 tanques en serie, uno de 3040 m³ que describe al VLR y dos tanques de 800 m³ que describen al tanque de burbuja fina, más una pequeña recirculación interna de 262 m³/h.
- f) En cuanto a la modelación del sedimentador secundario, el estudio permitió hallar los parámetros del modelo de Vesilind ($v_0 = 11.5$ m/h y $n = 0.38$ m³/kg), y probar que son identificables de forma única. Los parámetros de Vesilind, conjuntamente con los índices medidos ($70 < IVL < 105$ y $SS_F, SS_D, SS_E \approx 10$ g/m³), mostraron que el licor mezclado de la planta está bien floculado y debiera sedimentar en cualquier clarificador bien operado.
- g) Con la utilización del protocolo de caracterización de la STOWA, el padrón de fraccionamiento de la DQO, resultado de las filtraciones a 0.1 μm fue 13% de S_s , 56% de X_s , 27% de X_i y 4% de S_i . En comparación, el modelo del Influent Advisor del GPS-X, cuyas fracciones solubles se relacionan con un tamaño de filtro de 0.45 μm, dio las fracciones de: 17% para S_s , 41% para X_s , 37% para X_i y 5% para S_i . La diferencia entre ambos métodos se debe principalmente a la abertura de los filtros considerados. En este trabajo se ha optado, sin perjuicio, seguir con el último método, ya que está implementado en el GPS-X.
- h) La utilización de un programa comercial de modelación y simulación (GPS-X) de plantas de tratamiento, resultó ser una buena herramienta que facilitó la integración de los resultados del fraccionamiento del substrato (carbono y nitrógeno) y las caracterizaciones de la hidráulica y de la sedimentación, así como para calibrar el modelo biológico con al ASM1. El software que se utilizó en este trabajo fue el GPS-X, pero cualquier otro paquete de su nivel podría talvez dar las mismas ventajas. Cabe mencionar que el uso de este programa requiere de una licencia.

- i) Durante la campaña, la eficiencia de transferencia de oxígeno en los reactores centrales fue deficiente, por lo que la nitrificación fue prácticamente casi nula; esto ha repercutido en los alcances de esta investigación, ya que no se pudo determinar la capacidad de remoción de Nitrógeno en la planta, sin embargo, esto constituye un área de oportunidad para futuros trabajos.
- j) La calibración en régimen dinámico no se considera muy consistente, al observar que el modelo no pudo seguir los datos dinámicos observados en la campaña debido a factores externos (muestreo y falta de disponibilidad de fracciones solubles en las muestras horarias), lo que constituye otra área de oportunidad para trabajos de calibración en el futuro.
- k) La aplicación del modelo calibrado mostró que existe la posibilidad de que un reactor lateral pudiera quedar fuera de operación sin que se deteriore la calidad del efluente, dando lugar a economía en los costos de operación.

10.2 RECOMENDACIONES

- a) Ofrecer mantenimiento al sistema de difusores de fondo de burbuja fina de reactores centrales, a fin de levantar la eficiencia de transferencia de oxígeno, así como a los medidores de oxígeno disuelto.
- b) Retomar una nueva campaña de muestreo y análisis, con el fin de verificar y confirmar, en su caso, el fraccionamiento del substrato en la planta bajo estudio, así como verificar el modelo calibrado con un nuevo juego de datos independientes.
- c) Planificar una nueva campaña enfocada hacia una calibración dinámica para determinar los coeficientes cinéticos, con un muestreo acorde.
- d) Con la experiencia alcanzada en el presente trabajo (modelación en estado estacionario), fue posible lograr la nitrificación en otra de las plantas del organismo operador (SADM), sin incrementar energía de soplado, por lo que la recomendación es extender la práctica de modelación a fin de lograr que las plantas existentes puedan operar de manera más eficiente y a menor costo.

BIBLIOGRAFÍA

1. Brdjanovic D., Van Loosdrecht M.C.M., Versteeg P., Hooijmans M., Alaerts G.J. and Heijnen J.J. (2000). Modeling COD, N and P removal in a full-scale WWTP Haarlem Waarderpolder, *Water Research*, vol 34 (3), pp 846-858
2. Chu K.H., Van Veldhuizen H.M. and Van Loosdrecht M.C.M. (2003), Respiometric measurement of kinetic parameters: effect of activated sludge process floc-size, *Water Science & Technology*, vol 48 (8), pp 61-68
3. Coen, F., Petersen, B., Vanrolleghem P., Vanderhaegen, B. and Henze M, (1998). Model-Based Characterization of Hydraulic, Kinetic and Influent Properties of an Industrial WWTP, *Water Science & Technology*, 37, No. 12, 317
4. Cox C.D. (2004). Statistical distributions of uncertainty and variability in activated sludge model parameters, *Water Environmental Research*, vol 76 (7), pp 2672-2685
5. De Clercq J., Devisscher M., Boonen I., Vanrolleghem P.A. and Defranck J. (2003) A new one dimensional clarifier model verification using full-scale experimental data. *Water Science & Technology* 47(12) 102-112
6. Dick R.I. (1970) Role of activated sludge final settling tanks. *Journal San Div ASCE N° SA2* 423-436
7. DOF, Diario Oficial de la Federación. (01-06-1997) Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
8. DOF, Diario Oficial de la Federación. (17-07-1998) Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
9. Ekama E.P. and Marais P. (2004) Comparison of the 1D flux theory and 2D hydrodynamic secondary settling tank model. *Water Science & Technology* 50(7) 195-204
10. Fall Cheikh, Diaz-Delgado Carlos y Chávez Romero Rafael (2006). Modelación matemática de plantas de tratamiento de lodos activados. *Revista Técnica de Medio Ambiente RETEMA*, España, vol 110, pp 32-47
11. Field M. S. (2002) Efficient hydrologic tracer-test design for tracer-mass estimation and sample-collection frequency, 1, method development. *Journal Environmental Geology* Volume 42, 827-838
12. Furman A., Warrick A.W. and Zerihun D. (2005) Coupled surface-subsurface solute transport model for irrigation borders model development. *Newspaper Article Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 131, 396-406
13. Gernaey K.V., Van Loosdrecht M.C.M., Henze M., Lind M. and Jorgensen S.B. (2004). Activated sludge wastewater plant modelling and simulation: state of the art, *Environmental & Software*, vol 19, pp 763-783
14. Gokcay C.F. and Sin G. (2004). Modelling of a large-scale WWTP for efficient operation. *Water Science & Technology*, vol 50 (7), pp 123-130

15. Hart F.L. (1994). Tracer analysis of a final clarifier and a chlorine contact chamber. The AWWARF tracer study Workshop, Denver, Co., 17-18 july.
16. Henze M., Gujer W., Mino T. and Van Loosdrecht M.V. (2002) Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publishing, London, UK, 130 p
17. Hulsbeek J.J.W., Roeleveld P.J. and Van Loosdrecht M.C.M. (2002) A Practical Protocol for Dynamic Modelling of Activated Sludge Systems, Water Science & Technology, vol 45 (6), pp 127-136
18. Hydromantis, Inc., Tutorial GPS-X version 4.02 (2002), 1685 Main Street West, Suite 302, Hamilton, Ontario, Canada L8S 1G5, Tel +1 905 522 0012, Fax +1 905 522 0031, www.hydromantis.com
19. Jobbágy A, Tandy G.M. and Literáthy B. (2004). Enhanced nitrogen removal in the combined activated sludge-biofilter system of the South-Pest WWTP. Water Science & Technology, vol 50 (7), pp 1-8
20. Kappeler J, and Gujer W. (1992) Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modelling. Water Science & Technology, vol 25 (6), pp 125-139
21. Kazmi A.A., and Furumai H. (2000) A simple settling model for batch activated sludge process Water Science & Technology 42(3-4) 9-16
22. Keystone Aniline R&D Laboratorios Technical Bulletin 89 Rev. 01/24/2002 "Keyacid Rhoramine WT Liquid" Safety Card, Keystone Aniline Corporation, 2501 West Fulton St., Chicago, IL., 60612, www.dyes.com
23. Koch G., Kuhni M., Güger W. and Siegrist H. (2000) Calibration and validation of Activated Sludge Model N°3 for Swiss municipal wastewater Water Research, Vol 34(14), 3580-3590
24. Koch G., Kuhni M., Güger W. and Siegrist H. (2000) Calibration and validation of Activated Sludge Model N°3 for Swiss municipal wastewater Water Research, Vol 34(14), 3580-3590
25. Langergraber G., Reijer L., Winkler S., Alex J., Weise J., Owerdieck C. Ahnert M., Simon J. and Maurer M. (2004), A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. Water Science & Technology, vol 50 (7), pp 131-138
26. Makinia, J. and Wells, S. (2005) "Evaluation of empirical formulae for estimation of the longitudinal dispersion in activated sludge reactors", Water Research, Vol 39, No. 8, 1533-1542.
27. Manhem P. and Palmgren T. (2004). Upgrading and expansion of the Käppala WWTP. Operational experiences and results, Water Science & Technology, vol 50 (7), pp 9-17
28. Marais G.R. and Ekama G.A. (1976) The activated sludge process Part 1 steady state behavior. Water SA 163-200
29. Meijer S.C.F., Van der Spoel H., Susanti S., Heijnen J.J., and Van Loosdrecht M.C.M. (2001) Error Diagnostics and Data Reconciliation for Activated Sludge Modelling Using Mass Balances. Water Science & Technology, vol 45 (6), pp 145-156
30. Metclaf & Eddy, Inc., Tchobanoglous G., Burton F. and Stensel D. "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal & Reuse", Mc Graw Hill, 4rd edition, 2003
31. MOP MO-9, Water Environment Federation, WEF "Activated Sludge", Manual of Practice OM-9, Operations and Maintenance, 1987

32. Novák L. and D. Havrliková D. (2004) Performance intensification of Prague wastewater treatment plant, *Water Science & Technology* vol 50 No 7 pp 139–146 © IWA Publishing 2004
33. NYSDEC (1998) Report Section VI 1998 Data Summary Lands and Waters New York State Department of Environment Conservation <http://www.dec.ny.gov/61.html>
34. Olivet D., Valls J., Gordillo M. A., Freixo A. y Sanchez A. (2005) Application of residence time distribution technique to the study of the hydrodynamic behavior of a full-scale wastewater treatment plant plug-flow bioreactor. *J. Chem. Technol. and Biotechnol.*, 80 (4), 425-432
35. Petersen B., Gernaey K., Henze M. and Vanrolleghem P.A. (2002). Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal-industrial WWTP, *Journal Hydroinformatics IWA* 4, pp 15-38
36. Petersen E.E. (1965). *Chemical Reaction Analysis*. Prentice-Hall Englewood Cliffs, NJ, USA
37. Reichert P., (1998). AQUASIM 2.0 -Tutorial, computer program for the identification and simulation of aquatic systems, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), Switzerland.
38. Reichert P., Von Schulthess R. and Wild D. (1995) The Use of Aquasim for Estimating Parameter of Activated Sludge Models, *Water Science & Technology*, vol 31 (2), pp 135-147
39. Roeleveld P.J. and Van Loosdrecht M.C.M. (2002) Experience with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands, *Water Science & Technology*, vol 45 (6), pp 77-87
40. Rosenwinkel K. H., Obenaus F., and Wichern M. (2004). Performance of the biological nitrogen and phosphorus removal in four large WWTP's in Germany, *Water Science and Technology*, vol 41 No 9 pp 233–240 © IWA Publishing 2000
41. Salem S., Berends D.H.J.G, Van der Roest H.F., Van der Kuij R.F. and Van Loosdrecht M.C.M. (2004). Full scale application of the BABE technology. *Water Science & Technology*, vol 50 (7), pp 87-96
42. Shulze-Makuch, D. (2005) Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *Ground Water* vol 43(3) pp 443-456
43. Sin G., Villez K. and Vanrolleghem P. (2005) Application of a model-based optimization methodology for nutrient removing SBR's leads to falsification of the model, The 2nd IWA Conference on Instrumentation, Control and Automation Proc. (ICA2005), 667-675
44. Sollfrank U. and Gujer W. (1991) Characterization of Domestic Wastewater for Mathematical Modelling of the Activated Sludge Process. *Water Science & Technology*, vol 23, pp 1057-1066
45. Spangers H., Takaks I. and Brouwer H. (1999) Direct Parameter Extraction from Respirograms for Wastewater and Biomass Characterization. *Water Science & Technology*, vol 39 (4), pp 137-145
46. Spanjers H. and Peter Vanrolleghem P. (1995) Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge. *Water Science and Technology* Vol 31 No 2 pp 105–114 © IWA Publishing 1995

47. Sperandio M. and Paul E. (2000) Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various S_0/X_0 ratios. *Water Research*, Vol 34(4), 1233-1244.
48. Sperandio M. and Paul E. (2000) Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various S_0/X_0 ratios. *Water Research*, Vol 34(4), 1233-1244.
49. Van Dongen L.G.J.M., Jetten M.S.M., and Van Loosdrecht M.C.M. (2001) The combined SHARON Anammox process. IWA Publishing, London U.K.
50. Van Loosdrecht M.C.M. and Henze M. (1999) Maintenance endogenous respiration, lysis, decay and predation, *Water Science & Technology*, vol 30 (1), pp 107-117
51. Vanderhasselt A. and Vanrolleghem P. A. (2000). Estimation of sludge sedimentation parameters from single batch settling curves. *Water Research*, 34, 395-406.
52. Vanrolleghem P.A., Spangens H, Petersen B, Ginestet P. and Takacs I. (1999) Estimating (combinations of) Activated Sludge Model No 1, Parameters and Components by Respirometry. *Water Science & Technology*, vol 39 (1), pp 195-214
53. Wahlberg E. (2002). Unlocking superior performance: Keys to clarifier optimization. *Plant Operations and Maintenance*, Water Environment Federation WEF & Missouri Environment Association
54. Wanner J. (1994) Activated sludge population dynamics. *Water Science & Technology*, 30(11), 159-169
55. WEF-ASCE (1998) Design of municipal wastewater treatment plants 4th Ed. Vol 2 Water Environment Federation – American Society of Civil Engineers, Alexandria Reston (Virginia, USA)
56. WERF (2003), Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling, Water Environment Research Federation (WERF), Alexandria, VA, WERF publication N° 9 WWF3, pp 596, 1er Ed.
57. Wilén D.M., Lumley D. and Nordqvist A. (2004) Dynamics in maximal settling capacity in an activated sludge treatment plant with highly loaded secondary settlers. *Water Sci. Technol.* 50(7) 187-194

ANEXOS

ANEXOS

Tabla A1.- Muestras horarias influente y efluente (campana)

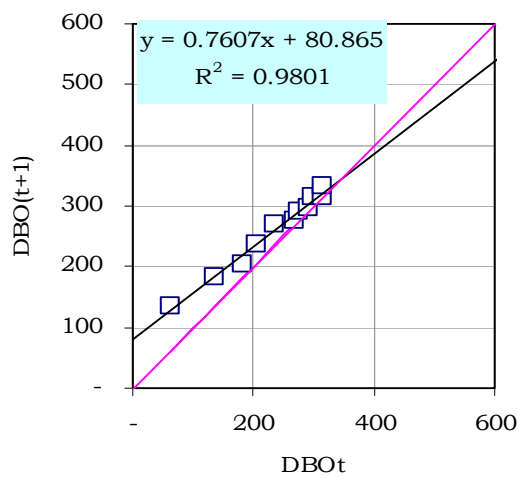
Hora	Influente, g/m ³						Efluente, g/m ³					
	SST	SSV	NTK	NH3	DQO	NO3	SST	SSV	NTK	NH3	DQO	NO3
7:00	266	205	23	17	596	0.10	27	21	28	23	55	0.01
8:00	275	212	25	19	617	0.13	28	22	26	23	56	0.01
9:00	275	212	59	44	617	0.10	28	22	26	23	66	0.01
10:00	284	219	63	44	639	0.10	29	23	28	23	71	0.01
11:00	361	278	63	44	809	0.10	37	29	27	23	83	0.01
12:00	361	278	62	39	809	0.10	37	29	26	21	88	0.01
13:00	313	241	58	38	702	0.10	32	25	24	20	89	0.01
14:00	284	219	51	38	639	0.10	29	23	24	21	92	0.01
15:00	259	200	48	26	582	0.10	27	21	24	21	97	0.01
16:00	253	194	42	25	568	0.10	26	20	25	22	97	0.01
17:00	275	212	41	21	617	0.10	28	22	26	22	99	0.01
18:00	232	179	39	23	521	0.10	24	19	27	24	92	0.01
19:00	258	198	38	22	578	0.10	26	21	27	25	84	0.01
20:00	266	205	40	22	596	0.10	27	21	28	25	82	0.01
21:00	228	176	39	24	511	0.10	23	18	27	24	89	0.01
22:00	138	107	30	23	309	0.10	14	11	27	24	75	0.01
23:00	138	107	36	24	309	0.10	14	11	28	24	83	0.01
0:00	158	122	41	27	355	0.10	16	13	28	23	86	0.01
1:00	119	92	40	29	267	0.10	12	9	28	22	73	0.01
2:00	133	102	39	29	298	0.10	14	11	29	23	44	0.01
3:00	171	132	44	29	383	0.10	18	14	27	22	44	0.01
4:00	91	70	39	13	204	0.10	9	7	27	22	51	0.01
5:00	99	76	24	10	221	0.10	10	8	28	22	44	0.01
6:00	222	171	25	18	497	0.10	23	18	29	23	50	0.01
Prom	227	175	42	27	510	0.10	23	18	27	23	74	0.01
Desv	78	60	12	10	176	0.01	8	6	2	1	18	0.01

Tabla A2.- Datos para la curva de DBO, g/m³

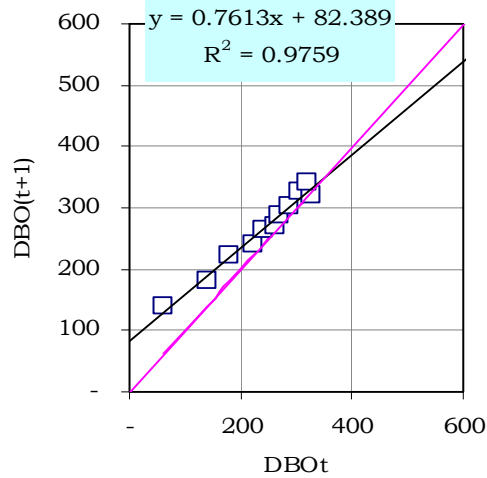
Día	1-Dic	20-Mar	27-Mar
1	64.00	65.00	56.80
1dup.	59.00	58.12	55.50
2	132.00	136.00	123.10
2dup.	137.00	142.50	130.90
3	183.00	180.60	166.10
4	202.00	216.50	185.60
4dup.	208.00	229.60	197.80
5	237.00	241.50	226.70
6	269.00	262.50	236.40
6dup	270.00	265.00	242.30
7	275.00	271.00	262.80
8	297.00	285.00	260.90
8dup	286.00	292.00	263.80
9	297.90	304.00	273.60
10	316.00	325.60	286.30
11	313.90	320.00	293.10
12	330.50	337.30	313.60
12dup.	334.70	348.00	328.30

Tabla A3.- Método de mínimos cuadrados

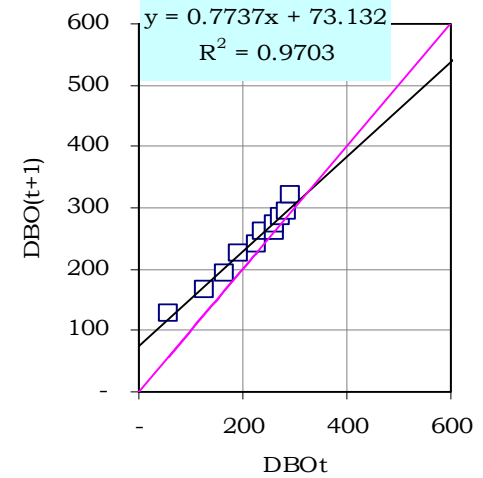
x	1° dic 2005				20 mar 2006				27 mar 2006			
	y	y ²	y'	xy	y	y ²	y'	xy	y	y ²	y'	xy
1	61.50	3,782.25	67.25	4,135.88	61.56	3,789.63	69.63	4,286.12	56.15	3,152.82	63.50	3,565.53
2	134.50	18,090.25	60.75	8,170.88	139.25	19,390.56	59.52	8,288.16	127.00	16,129.00	54.98	6,981.83
3	183.00	33,489.00	35.25	6,450.75	180.60	32,616.36	41.90	7,567.14	166.10	27,589.21	32.35	5,373.34
4	205.00	42,025.00	27.00	5,535.00	223.05	49,751.30	30.45	6,791.87	191.70	36,748.89	30.30	5,808.51
5	237.00	56,169.00	32.25	7,643.25	241.50	58,322.25	20.35	4,914.53	226.70	51,392.89	23.83	5,401.13
6	269.50	72,630.25	19.00	5,120.50	263.75	69,564.06	14.75	3,890.31	239.35	57,288.42	18.05	4,320.27
7	275.00	75,625.00	11.00	3,025.00	271.00	73,441.00	12.38	3,353.63	262.80	69,063.84	11.50	3,022.20
8	291.50	84,972.25	11.45	3,337.68	288.50	83,232.25	16.50	4,760.25	262.35	68,827.52	5.40	1,416.69
9	297.90	88,744.41	12.25	3,649.28	304.00	92,416.00	18.55	5,639.20	273.60	74,856.96	11.98	3,276.36
10	316.00	99,856.00	8.00	2,528.00	325.60	106,015.36	8.00	2,604.80	286.30	81,967.69	9.75	2,791.43
11	313.90	98,533.21	8.30	2,605.37	320.00	102,400.00	8.52	2,728.00	293.10	85,907.61	17.33	5,077.96
12	332.60	110,622.76	13.08	4,350.13	342.65	117,409.02	13.33	4,568.67	320.95	103,008.90	12.21	3,919.60
11	2,584.80	673,916.62	292.50	52,201.57	2,618.81	690,938.78	300.55	54,824.00	2,385.15	572,924.86	278.95	47,035.22



1° dic 2005



20 mar 2006



27 mar 2006

Figura A1.- Ploteo de DBO para el método de Fujimoto

Tabla A4.- Estimación b'_H a 20 °C, en $g/m^3 \cdot h$					
Fecha y hora	Archivo	r_{O_2} (YS1)	r_{O_2} (YS2)	r_{O_2} (GLI)	Prom
25/05/2006 15:57	mtr5_bh_A	5.0591	Falla	5.8101	
26/05/2006 01:43	mtr5_bh_B	Falla	4.7897	4.0065	
27/05/2006 10:12	mtr5_bh_C	3.1822	4.3048	Falla	
28/05/2006 06:47	mtr5_bh_D	3.8124	Falla	3.7241	
29/05/2006 10:19	mtr5_bh_E	Falla	3.6493	4.1249	
30/05/2006 10:51	mtr5_bh_F	3.6217	3.3268	3.4257	
b'_H , d-1		0.2526	0.3393	0.3193	0.3037
R2		0.3992	0.9994	0.5099	0.64

Tabla A5.- Estimación de b'_H a 28 °C, en $g/m^3 \cdot h$					
Fecha y hora	Archivo	r_{O_2} (YS1)	r_{O_2} (YS2)	r_{O_2} (GLI)	Prom
31/05/2006 10:43	mtr7_bh_A	Falla	Falla	Falla	
31/05/2006 11:57	mtr7_bh_B	3.6709	4.0494	3.3731	
01/06/2006 09:36	mtr7_bh_C	2.2273	3.2955	1.9981	
02/06/2006 09:17	mtr7_bh_D	2.2813	2.5094	2.2180	
03/06/2006 08:17	mtr7_bh_E	1.7053	1.8232	1.6955	
b'_H		0.6092	0.7823	0.5006	0.6307
R2		0.7968	0.9999	0.7077	0.8348

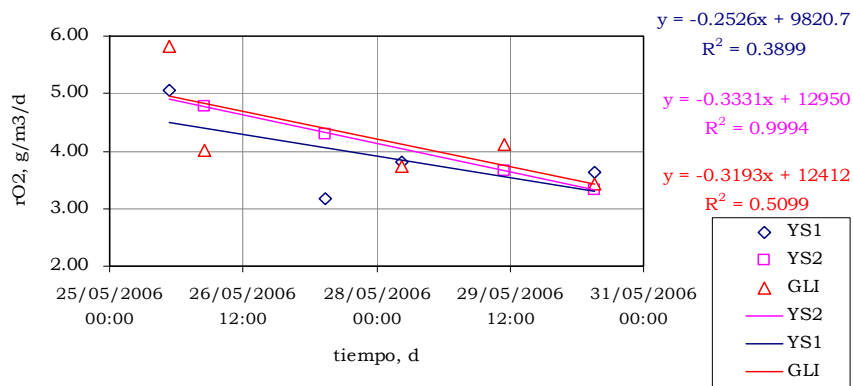


Figura A2.- Gráfica de la tasa de decaimiento según método clásico para 20 °C

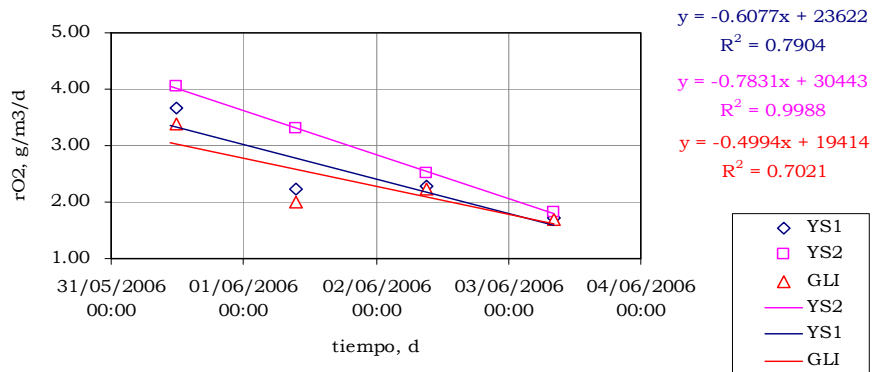


Figura A3.- Gráfica de la tasa de decaimiento según método clásico para 28 °C

Tabla A6.- Estimación de b'_H a 24 y 28°C, en $g/m^3 \cdot h$					
Método express	r_{O_2} (YS1)	r_{O_2} (YS2)	r_{O_2} (GLI)	r_{O_2} Promedio	Temp, °C
mtr3_bh_C	0.9878	Falla	0.2482	0.6180	28.00
mtr4_bh_C	0.9238	Falla	0.6903	0.8071	28.00
mtr9_bh_B	0.3764	0.4680	0.3641	0.4028	24.00

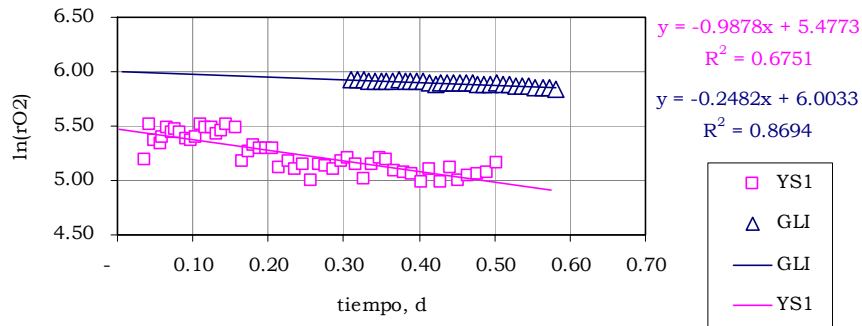


Figura A4.- Gráfica de la tasa de decaimiento según método clásico para 28 °C

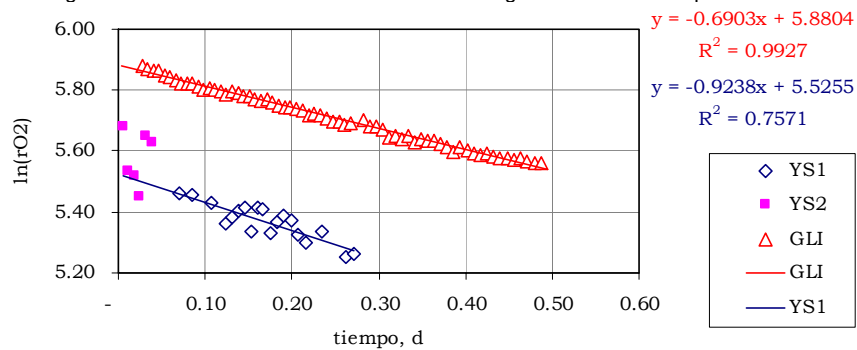


Figura A5.- Gráfica de la tasa de decaimiento según método clásico para 28 °C

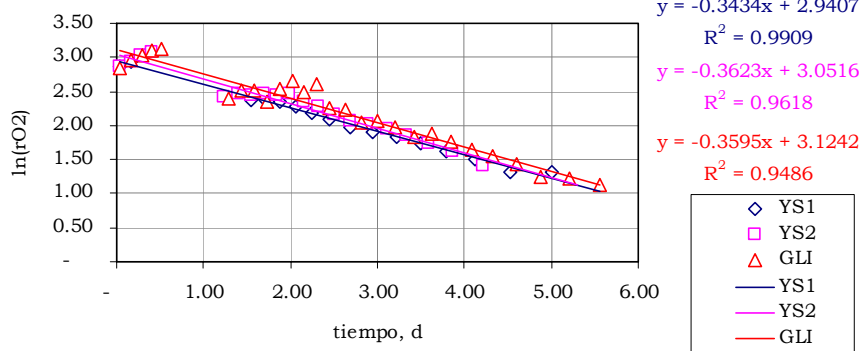


Tabla A6.- Gráfica de la tasa de decaimiento método express para 28 °C

Tabla A7.- Pendientes ($\mu_H - b_H$) de las diferentes sondas, en $g/m^3 \cdot h$							
Archivo	Temp	r_{O_2} (YS1)		r_{O_2} (YS2)		r_{O_2} (GLI)	
		$\mu_H - b_H$	R ²	$\mu_H - b_H$	R ²	$\mu_H - b_H$	R ²
mtr3_ss_mu_A	24.00	5.6923	0.9263	Falla		7.8410	0.9071
mtr3_mu_B	20.00	4.6233	0.9785	5.4385	0.9515	5.4485	0.9726
mtr4_ss_mu_A	24.00	4.7800	0.7082	Falla		5.5326	0.7641
mtr4_mu_B	20.00	3.5837	0.8493	3.8041	0.9583	4.4166	0.9308
mtr4_mu_D	24.00	4.6192	0.9119	4.6310	0.8542	5.3259	0.8648
mtr4_mu_E	28.00	5.2229	0.9211	6.0958	0.7332	7.7180	0.9652
mtr6_mu_A	20.00	Lecturas erráticas		5.0543	0.9453	7.2133	0.9493
mtr6_mu_B	24.00	4.0438	0.9656	4.1790	0.8763	5.1507	0.9718
mtr8_mu_A	32.00	10.9980	0.9726	9.2787	0.9621	12.0750	0.9669
mtr9_mu_A	28.00	8.6292	0.9266	11.4690	0.9646	12.5660	0.9538

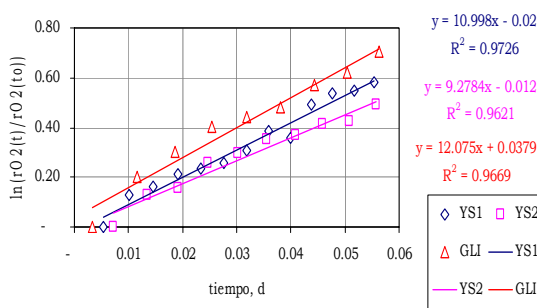


Figura A7.- Gráfica relativa a mtr8_mu_A (32 °C)

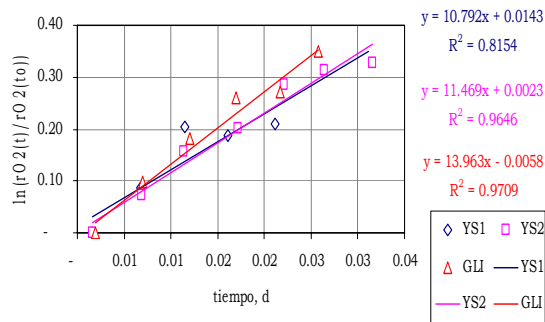


Figura A8.- Gráfica relativa a mtr9_mu_A (28 °C)

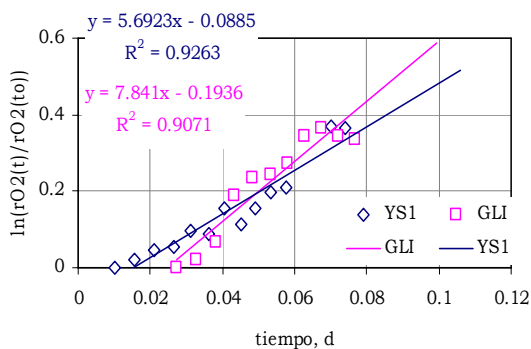


Figura A9.- Gráfica relativa a mtr3_ss_mu_A (24 °C)

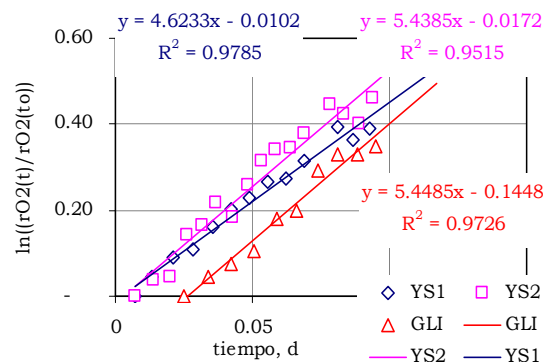


Figura A10.- Gráfica relativa a mtr3_mu_B (20 °C)

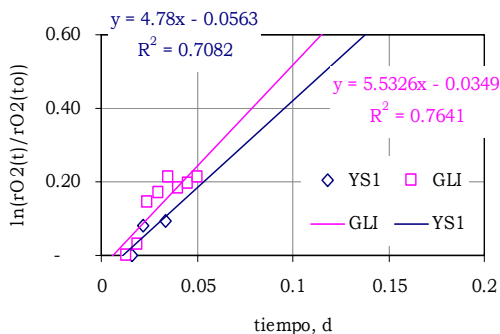


Figura A11.- Gráfica relativa a mtr4_ss_mu_A (24 °C)

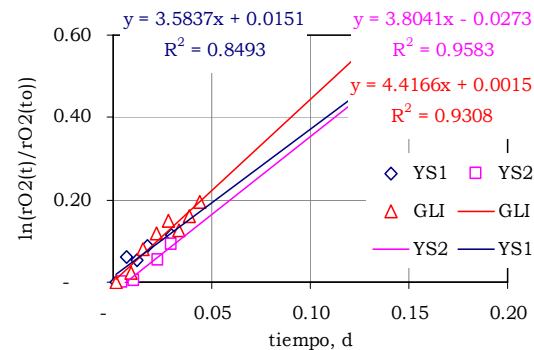


Figura A12.- Gráfica relativa a mtr4_mu_B (20 °C)

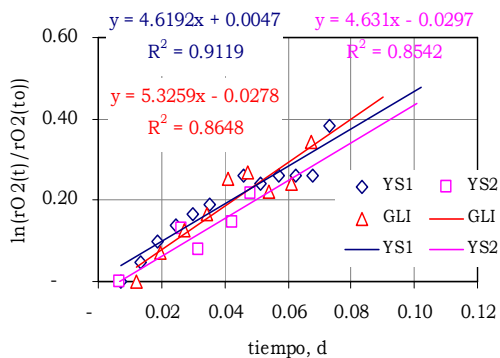


Figura A13.- Gráfica relativa a mtr4_mu_D (24 °C)

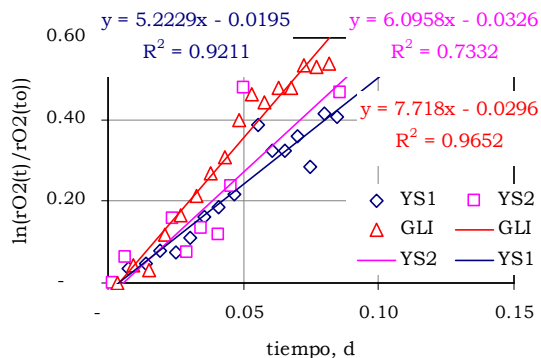


Figura A14.- Gráfica relativa a mtr4_mu_E (28 °C)

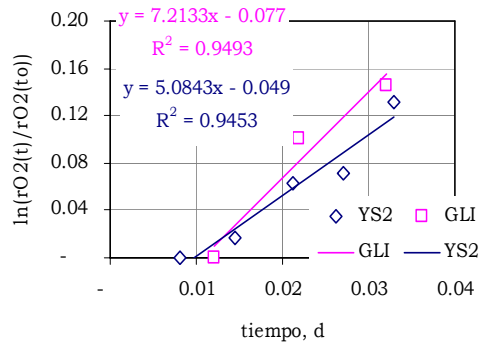


Figura A15.- Gráfica relativa a mtr6_mu_A (20 °C)

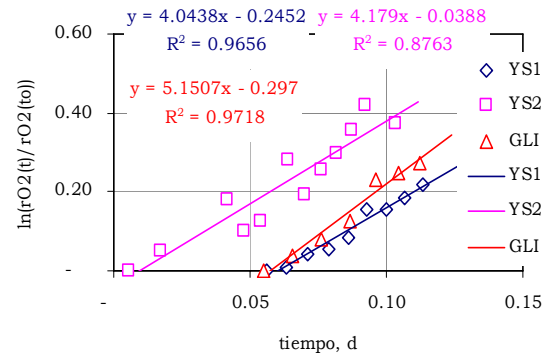


Figura A16.- Gráfica relativa a mtr6_mu_B (24 °C)