



Modelación del proceso de lodos activados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Noreste, Apodaca, N.L.

JIMMY LUIS LOAIZA NAVÍA*, CHEIKH FALL**

El presente trabajo de modelación aborda 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. Lo anterior sienta la necesidad de contar con un soporte técnico adecuado para la toma de decisiones que permitan ampliar o mejorar su desempeño, 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 lo cual se requiere de información detallada de las características (fracciones) del influente, el comportamiento hidrodinámico del reactor, las propiedades de sedimentación y la cinética de producción del lodo.

Antecedentes

La Planta Noreste, ubicada en Apodaca, N.L., fue puesta en servicio, en mayo de 1995, por el consorcio ganador bajo la modalidad de llave en mano. Con capacidad de 500 LPS y proyectada en dos trenes (figura 1), la capacidad fue rebasada, por lo que en 2000 se amplió a 750 LPS, luego, en 2003, se hizo una segunda ampliación por el continuo incremento de flujo, esta vez a 1,250 LPS.



Fig. 1. Planta Noreste (2000), Apodaca, N.L.

Presentación del modelo ASM1. En 1982, la IWA auspició la creación de un grupo internacional de trabajo (Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Activated Sludge Process). Las conclusiones se publicaron en 1987¹ como el modelo ASM1, para describir la transformación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación. Los logros son el consenso en los procesos, la estandarización de símbolos, la presentación matricial del modelo, la propuesta de valores por defecto de paráme-

* Asistente técnico en proceso de tratamiento, SADM.
jloaiza@sadm.gob.mx

** Profesor investigador, CIRA-UAEM.
c-fa-ll@hotmail.com

tros cinéticos, la adopción de la DQO fraccionada para caracterizar el influente y los lodos, además de un código de programación para el desarrollo futuro de software de modelación.²

Estudios de hidrodinámica y pruebas de trazador. Cuando se planea simular una planta con el ASM1, uno de los objetivos es establecer el modelo hidráulico, la eficiencia del proceso se relaciona con la hidráulica del reactor. La definición de la estructura del modelo hidrodinámico es parte integrante en la mayoría de los protocolos de calibración.

Calibración del sedimentador. La limitación en el diseño del clarificador final ya no es la carga hidráulica superficial, sino la capacidad de espesamiento. La teoría del flujo de sólidos establece criterios de carga de sólidos a la que la unidad está sometida.³ La calibración consiste en igualar los SST del efluente con el modelo.

Estado de arte

Actualmente se dispone de varios modelos de lodos activados desarrollados para describir la transformación y degradación de la materia orgánica. Los más populares se derivan de la familia de los modelos de la IWA,¹ con el ASM1, ASM2, ASM2d y ASM3. El ASM1 y el ASM3 son capaces de simular la remoción de la DQO y del nitrógeno. El ASM1 ha sido y es extensamente utilizado por la comunidad científica y es considerado actualmente como el estado de arte, el ASM3 fue introducido posteriormente a fin de corregir defectos conceptuales de su predecesor, pero presenta complejidad en los métodos de fraccionamiento.⁴ El ASM2 y ASM2d describen la transformación del fósforo.

La calibración es el procedimiento de adoptar un modelo capaz de describir la información procedente de una planta tratadora.⁵ Desviaciones de 5 a 20% en régimen estacionario y de 10 a 40% con condiciones dinámicas son frecuentes, aun con datos bien calibrados. Cuando se requiere la simulación para fines de optimización del

proceso, será necesario calibrar el modelo con los datos del influente y lodo de la misma planta (WERF 2003).

Justificación

Cada planta es única, para calibrarla se necesita conocer el patrón de fraccionamiento (DQO y nitrógeno) y la cinética de producción del lodo, así como la hidráulica del reactor. Los métodos de caracterización originales del ASM1¹ son complejos y lentos, lo que podría convertirse en 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 (Fundación Holandesa de Investigación Aplicada en Agua) serían beneficiosos.⁷

Objetivo

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

Material y métodos

La metodología utilizada consistió en la integración y puesta en práctica de diferentes estudios intermedios, incluyendo una secuencia específica de calibración con base en una serie de métodos y recomendaciones. Los estudios intermedios fueron: caracterización del influente y efluente para determinar las fracciones de la DQO y del nitrógeno, determinación de la hidrodinámica del reactor, caracterización del sedimentador y experimentos de respirometría. Incluyendo medición de flujos internos en diversas corrientes, tasas de consumo de oxígeno, perfiles de oxígeno disuelto OD, de nitrógeno (NH_3 , NO_3) y de temperatura, entre otros.

Con respecto a la duración, algunos autores consideran 15 días,⁶ otros más sugieren diez,⁴ incluyen un fin de semana. Otros autores consideran entre tres y siete días.⁸ En el presente trabajo se ha considerado como adecuada una campaña de muestreo y análisis de siete días.

Puntos de muestreo. Los puntos de muestreo y medición están indicados con números del 1 al 7 (figura 2, tabla I). Los parámetros se evaluaron a diario (con base en muestras compuestas proporcionales al flujo), además de un muestreo suplementario horario, para observar las variaciones horarias de caudales y caracterización del influente y efluente.

Aunque las mediciones de flujo en los reactores A y VLR-A y canal de retorno A se iniciaron a las 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.

Tabla I. Identificación de los puntos de muestreo.

1.	Influente (vertedor del desarenador nuevo)
2.	Efluente sin clorar (registro de secundario 3)
3.	Retorno de lodos (canal de retorno de lodos)
4.	Drenados de lodos (registro del flotador de lodos)
5.	Reactor (al final RB y en sus siete celdas)
6.	Influente a sedimentador (entrada a secundario C)
7.	Purga de lodos (succión de la bomba 630-B).

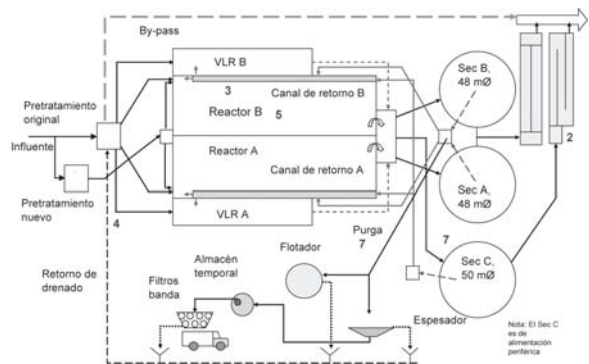


Fig. 2. Diagrama de flujo con los puntos de muestreo.

Campaña de muestreo y análisis

Según recomendación de WERF,⁶ se tomaron en cuenta datos de 2005, debido a que la planta bajo estudio opera desde noviembre 2004 en su confi-

guración actual, luego de la segunda ampliación a 1,250 LPS. Los datos son los requeridos para el modelo Influent Advisor del GPS-X.

Aunque Monterrey se caracteriza por tener un clima cálido y seco; la campaña fue proyectada a finales de 2005 para estar en el periodo de estiaje. Los parámetros analizados fueron pH, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV9, demanda química de oxígeno (DQO)), demanda bioquímica de oxígeno DBO₅, nitrógeno amoniacal NH₃, nitrógeno total Kjeldall NTK y fósforo total Ptot, según programa de muestreo oficial, cuya frecuencia es de tres veces a la semana, basado en muestras compuestas proporcionales al flujo.

Filtración de muestras. Se presenta en la tabla II (resumen) la caracterización del influente y efluente incluyendo compuestos de carbono y nitrógeno, crudo y filtraciones a 0.45 y 0.1 mm.

Tabla II. Influyente y efluente (promedio), g/m³.

	SST	DQO	DBO5	NTK	NH3
Influente crudo	260.7	580.4	237.2	47.3	26.7
Influente 0.45 µm		127.1		32.3	25.4
Influente 0.1 µm		103.1		29.4	
Efluente total	22.7	71.2	15.4	27.6	23.6
Efluente 0.45 µm		31.2		25.8	17.9
Efluente 0.1 µm		27.8		23.3	

Los datos rutinarios y los de 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 estimación de algunas relaciones básicas que permitan detectar errores, como DBO₅/DQO, NTK/DQO, SSV/SST y Ptot/DQO en el influente, y DQO/SSV y SSV/SST en el licor mezclado.

Perfiles en reactores. La corriente 5 corresponde a mediciones en el reactor, como perfiles de OD, de temperatura y de NH₃ y NO₃. La planta bajo estudio cuenta con dos reactores centrales divididos en siete celdas (tipo pistón), para 500 LPS c/u, más dos reactores laterales de 125 LPS c/u. Los niveles de OD y temperatura serán impuestos en

el modelo como dato de entrada, mientras que los perfiles de NH_3 , NO_3 y r_{O_2} servirán potencialmente en los ajustes del modelo.

Fraccionamiento del sustrato

Para el fraccionamiento, se realizó una recopilación y análisis de datos de rutina, para caracterizar el influente y el efluente (compuestos de carbono y nitrógeno, totales y solubles), y así determinar el fraccionamiento, según nomenclatura del ASM1 (S_s , X_s , S_p , X_p , S_{NH} y S_{ND}) con el protocolo de caracterización de la STOWA, y posteriormente compararlos con el modelo Influent Advisor, para cargar (imput) en el programa GPS-X. En la tabla III se presenta el resumen del fraccionamiento de la DQO, según el protocolo de la STOWA.

Fraccionamiento del nitrógeno. Con los coeficientes y las fracciones obtenidas de DQO, se estiman las fracciones de nitrógeno⁷ (Ver tabla IV).

Tabla III. Fracciones de DQO y N (STOWA), g/m³.

DQO		Nitrógeno	
S_i	25.12	S_{NH}	26.96
S_s	78.09	S_{ND}	1.78
X_s	318.25	X_{ND}	16.83
X_i	159.1	S_{Ni}	0.25
		X_{Ni}	4.77
		S_{NO}	<0.096

Parámetros cinéticos y estequiométricos. Uno de los objetivos del presente trabajo fue la estimación de coeficientes cinéticos y estequiométricos, según metodologías sugeridas por Spanjers *et al.*⁹ y WERF.⁶ Entre los coeficientes a estimar se incluye: Y_H (Rendimiento heterótrofo, g células (DQO)/g DQO oxidado), μ_H (tasa máxima específica de crecimiento heterótrofo, d-1) y b_H (tasa de decaimiento de heterótrofo, d-1). La metodología para los experimentos de respirometría en la estimación de m_H y b_H fue según lo indicado anteriormente.

Según Vanrolleghem *et al.*,¹⁰ es importante determinar Y_H con precisión, ya que influye en la

estimación de r_{O_2} y en la producción total de lodo. Se puede determinar Y_H a partir de la pendiente al graficar DQO_{Cel} vs DQO_{Sol} . El valor promedio que se obtuvo para Y_H es 0.6434, que es próximo al reportado por Hanze *et al.*¹ de 0.67.

Con respecto de la tasa de decaimiento heterótrofo, b_H , se siguió la metodología del ASM1 considerando el concepto de muerte-regeneración, para lo cual se requieren conocer los parámetros estequiométricos Y_H y f_p , se consideró $Y_H = 0.6434$ (obtenido en la campaña) y $f_p = 0.08$.¹

En cuanto a la tasa máxima de crecimiento heterótrofo, μ_H , se utilizó la metodología basada en la respirometría considerando sustrato sedimentado con una pequeña siembra de lodo, a fin de tener condición ilimitada de sustrato para así obtener la máxima tasa de crecimiento a diferentes temperaturas.

Tabla IV. Resumen de los coeficientes.

Coefficiente	Y_H	b_H	μ_H
Temp	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

En la tabla IV se presenta un resumen de resultados obtenidos en las pruebas cinéticas, los cuales podrán ser considerados o no como datos iniciales para la calibración en estado estacionario, lo anterior debido a que en algunas corridas de b_H se tuvieron algunos problemas con las sondas de OD.

Calibración hidráulica del sedimentador

Calibración hidráulica. Otro requisito del procedimiento de calibración fue conocer la hidráulica de los reactores, por lo que se llevó inicialmente una presimulación para diseñar las pruebas de trazador con Rhodamina. Los datos se procesaron y analizaron con un enfoque innovador con base en el empleo de un simulador comercial (Aquasim). La respuesta presimulada responde 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/m^3 en la última celda del reactor y 10 mg/m^3 en el río.

El volumen de Rhodamina comercial a ser inyectado se fijó en seis litros (mezcla con concentración nominal de 20% de ingrediente activo), las concentraciones máximas del tinte llegaron a 76 mg/m^3 a 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 representa más de tres veces el tiempo de detención (cinco horas). De manera similar, se decidió fijar la frecuencia de muestreo: 30 minutos durante la primera hora, 15 durante las siguientes diez horas, y cada hora durante el tiempo restante. Esta metodología permitió establecer que el reactor central, diseñado como flujo pistón (siete celdas), se representa mejor por un modelo virtual de cinco tanques de mezcla completa en serie, el primero (anóxico) de $2,180 \text{ m}^3$ y cuatro (aerados) de $3,912.5 \text{ m}^3$. Con las pruebas de trazador, se mostró que el reactor lateral es mejor representado por un arreglo virtual de tres tanques en serie (uno de 3040 m^3 que describe al VLR y dos de 800 m^3 que describen al tanque de burbuja fina, más una pequeña recirculación interna de $262 \text{ m}^3/\text{d}$).

Calibración del sedimentador. En cuanto a la calibración del sedimentador secundario, los tres modelos más utilizados que relacionan la concentración X con la velocidad zonal de sedimentación v_s , son los modelos de Vesilind, Cho y Takaks. Los primeros llevan dos y el tercero tres constantes a determinar. Vanderhasselt y Vanrolleghem anticipan problemas de dependencia entre los parámetros; por lo que no es suficiente determinar sus constantes, hay que evaluar su identificabilidad. Se utilizó una analogía con un proceso de primer orden un simulador comercial

para determinar las constantes y posteriormente evaluar la identificabilidad. El estudio permitió hallar los parámetros para el modelo de Vesilind (v_0 11.5 m/h y n $0.38 \text{ m}^3/\text{kg}$) a partir de las pruebas de sedimentación en columna, y comprobar, vía Aquasim, que son identificables de forma única. Estos datos se transfirieron luego al programa de calibración del modelo biológico.

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 se evaluó previamente con "Influent Advisor"). Se desarrolló y aplicó un procedimiento de calibración, que junto a las etapas previas de caracterizaciones del influente, de hidráulica y sedimentación, consistió en las siguientes fases: fase cero (estimación de S_i con base a DBO y DQO del efluente), fase 1 (transferencia de parámetros de fraccionamiento en simulador), fase 2 (ajuste volumen de purga Q_{WAS}), fase 3 (terminación de la calibración del sedimentador), fase 4 (calibración en estado estacionario).

Fase cero. La relación DBO_5/DQO se puede obtener a partir de datos de campaña (DBO_5 15.43 y DQO 71.23 g/m^3), según los datos, la DBO_5 del efluente ha tenido en promedio histórico 6 g/m^3 , comparado con los 15 g/m^3 (relativamente alto), esta incertidumbre pudo haber sido causada durante la campaña. Se consideró más prudente basar los cálculos en la DBO_5 de rutina del efluente, por lo cual la relación DBO_5/DQO a usar será ($6/71.23 \approx 0.1$). Según el protocolo de la STOWA, el valor del rendimiento heterótrofo (Y_H), basado en DBO, se estima en 0.2 , por lo que S_s en el efluente puede ser estimada. La DQO soluble promedio del efluente (filtrado a 0.45 mm) fue 31.23 g/m^3 , por lo que S_i sería 22.22 g/m^3 . Cabe mencionar que el Influent Advisor relaciona las fracciones solubles con fil-

traciones a 0.45 mm. Los valores de S_i y frsi (fracción inerte DQO soluble) se requirieron como entrada en el modelo Influent Advisor del GPS-X.

Fase 1. Se seleccionó la librería carbón-nitrógeno (CN), ASM1 como modelo biológico y “CODfractions” como modelo del influente. Los datos de entrada fueron DQO total, NTK y NH_3 obtenidos en campaña. El coeficiente (frsi) ya fue definido. Las concentraciones de oxígeno disuelto (S_O), nitritos y nitratos (S_{NO}) se igualaron a 0. Se seleccionaron por defecto las fracciones consideradas de nutrientes. Los coeficientes estequiométricos requeridos se determinaron con los datos de la campaña, a excepción de frxs (X_S/X_S+X_i), definido 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. En promedio, las fracciones S_S , X_S , S_i y X_r , con respecto a la DQO total del influente, fueron, respectivamente, 17, 41, 5 y 37% con el método incluido en el GPS-X, contra 13, 56, 4, y 27% con base en el método STOWA. Esto mostró que los dos métodos no son equivalentes. Para mantener la coherencia en el estudio, se optó seguir el trabajo con los resultados del “Influent-Advisor de GPS-X”.

Fase 2. Fue necesario determinar en forma confiable el caudal de purga, ya que de él depende el tiempo de retención de sólidos (SRT). La experiencia ha mostrado que este flujo es frecuentemente sospechoso y debe ser verificado. Durante la campaña la purga se efectuó sólo de los secundarios A y B. Cabe mencionar que no se disponía de medición confiable en la purga, ya que sólo hay medición en la línea que va al flotador. Por 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 consideró, en primera instancia, un caudal de purga de $3,250 \text{ m}^3/\text{d}$. Afortunadamente, la característica soluble del trazador, hizo que el valor inexacto (flujo) de purga en esa etapa no repercutiera en

la calibración hidráulica, ya que sólo importa la cantidad total de trazador que sale de la planta, sin importar si éste sale por el vertedor o por la purga. Para la calibración del modelo biológico fue importante fijar Q_{WAS} con exactitud, éste se determinó a través del balance de masa de sólidos suspendidos inorgánicos ($\text{ISS} = \text{SST} - \text{SSV}$), entorno del tanque de lodos activados (WERF, 2003). Una manera de hacer este balance es usar el GPS-X y buscar que coincida el ISS medido en el reactor con el ISS que predice el simulador.

Fase 3. Se usó un diagrama de flujo simplificado, reducido a influente y sedimentador. En esta fase, el “influente” fue modelado como “sludge”, por lo que sólo se requiere introducir la concentración de sólidos suspendidos totales ($2,946 \text{ g/m}^3$), flujo de $88,642 \text{ m}^3/\text{d}$ (influente + lodo de retorno) y la purga Q_{WAS} con $2,400 \text{ m}^3/\text{d}$. Dos de los parámetros del modelo de Takacs (v_{s0} y rh) son equivalentes a los parámetros v_s y n de Vesilind, que fueron hallados durante la prueba de sedimentación, éstos 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 obtenidos con los datos de campaña como la fracción no sedimentable (0.0024) y el parámetro de sedimentación interferida ($0.00038 \text{ m}^3/\text{gTSS}$).

Los valores de SST en estado estacionario (por defecto) fueron los siguientes: efluente 17.77 g/m^3 y lodo de retorno $6,430.56 \text{ g/m}^3$. Estos valores son 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 $0.00195 \text{ m}^3/\text{gTSS}$, y con esto se predijo bien SST del efluente (22.42 g/m^3) y lodo de retorno ($7,080 \text{ g/m}^3$). Los valores obtenidos en la campaña fueron 22.65 y $6,978.57 \text{ g/m}^3$, respectivamente. Si el caudal del influente (rutina) se considera ahora confiable, los flujos que serían sospechosos son la purga Q_{WAS} y el retorno Q_{RAS} , por lo que el primero fue rebajado a $2,200 \text{ m}^3/\text{d}$, y el segundo se cambió a $32,000 \text{ m}^3/\text{d}$, por lo tanto, “influente” en el escenario A quedó en $82,565 \text{ m}^3/\text{d}$. La tabla V muestra que la dife-

rencia 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 consideran los niveles de precisión que se alcanzan en plantas de igual tamaño.⁵

Fase 4. Para esta fase se requiere un diagrama de flujo más acorde para el lado B de la planta (figura 3), que incluya la hidrodinámica de reactores, la calibración del sedimentador, así como los flujos y concentraciones ajustados previamente.

Una síntesis de esta fase en estado estacionario se presenta en la tabla V, en la cual se muestran dos columnas, una con datos iniciales y otra

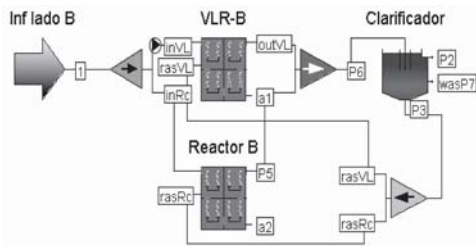


Fig.3. Esquema para la calibración del lado B.

con los ajustes realizados con las observaciones. Los parámetros ajustados fueron: Q_{WAS} y Q_{RAS} para cerrar el balance en el reactor, $rfloc$ (parámetro de sedimentación en el GPS-X) para reproducir la eficiencia de sedimentador, $frsi$ (fracción de la DQO inerte soluble), para reproducir bien la DQO del efluente, b_H y $frxs$ (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), m_A (coeficiente de crecimiento autótrofo) para ajustar NH_3 en el efluente. Los otros parámetros se quedaron en sus valores iniciales por defecto. La tabla VI presenta los valores de la campaña y los del modelo, observándose correspondencia entre el modelo y los datos medidos.

Conclusiones

a) El modelo calibrado fue capaz de describir de forma adecuada la calidad del efluente (carbo-

Tabla V. Síntesis de parámetros ajustados en estado estacionario.

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 sedimentable	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

Tabla VI. Comparación entre el modelo y la campaña.

Item	Parámetro	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	
	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	

no 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

b) El reactor central, diseñado y construido como tipo pistón (siete celdas), se representa mejor por cinco tanques virtuales de mezcla completa en serie, uno (anóxico) de $2,180 \text{ m}^3$ y cuatro (aerados) de $3,912.5 \text{ m}^3$, y el reactor lateral se representó mejor por un arreglo de tres tanques en serie, uno de 3040 m^3 (VLR) y dos de 800 m^3 (burbuja fina), más una pequeña recirculación interna de $262 \text{ m}^3/\text{h}$.

c) En cuanto a la modelación del sedimentador secundario, el estudio permitió encontrar los parámetros del modelo de Vesilind ($v_0 = 11.5 \text{ m/h}$ y $n = 0.38 \text{ m}^3/\text{kg}$), y probar que son identificables de forma única, mismos que junto a los índices medidos ($70 < \text{IVL} < 105$ y $\text{SS}_p, \text{SS}_d, \text{SS}_e \approx 10 \text{ g/m}^3$), mostraron que el licor mezclado de la planta está bien floculado y debiera sedimentar en cualquier clarificador bien operado.

d) Al no haber antecedentes de un trabajo de similar alcance en la república mexicana, esta investigación representa una contribución al esfuerzo internacional en la estandarización de los procedimientos de calibración del ASM1.

Resumen

Para la modelación y simulación del proceso de lodos activados en la Planta Noreste con el ASM1, se desarrolló y aplicó un procedimiento de calibración con ayuda del programa GPS-X, junto a etapas previas de caracterización del influente, hidrodinámica de los reactores, calibración del sedimentador, experimentos de respirometría, entre otras. El modelo calibrado describió de forma adecuada la calidad del efluente (carbono y nitrógeno) y la producción del lodo, especialmente en estado estacionario. Por esta razón, se considera exitosa la secuencia de la calibración desarrollada, y su puesta en práctica en el proyecto, la cual representa, además, una contribución al es-

fuerzo internacional de estandarización de los procedimientos de calibración del ASM1.

Palabras clave: Modelación, ASM1, Lodos activados.

Abstract

For the purpose of modeling and simulation of the activated sludge process in Noreste WWTP with ASM1, a procedure of calibration was developed and applied with GPS-X program, along with previous stages of influent characterization, hydrodynamics of reactors, clarifier calibration, respirometry experiments, etc. The calibrated model was capable of describing adequately the effluent quality (carbon and nitrogen) and the sludge production, especially in the steady state. For this reason, the sequence of the developed calibration is considered to be successful. Having displayed these procedures in this project represents an important contribution to the international effort of standardization of the procedures of calibration of the ASM1.

Keywords: Modeling, ASM1, Activated sludge.

Referencias

1. 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.
2. Fall Cheikh, Díaz-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.
3. Metclaf & Eddy, Inc., Tchobanoglous G., Burton F. and Stensel D. "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal & Reuse", Mc Graw Hill, 4rd edition, 2003.
4. Langergraber G., Reijer L., Winkler S., Alex J., Weise J., O.C. Ahnert, Simon J. and

- Maurer M. (2004), A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Science & Technology*, Vol. 50 (7), pp. 131-138.
5. 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.
 6. WERF (2003), Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling, Water Environment Research Federation (WERF), Alexandria, VA, WERF publication N° 9 WWF3, pp. 596, 1ª Ed.
 7. 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.
 8. 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.
 9. 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.
 10. Vanrolleghem P.A., Spangers H, Petersen B, Ginestet P. and Takaks I. (1999) Estimating Activated Sludge Model No 1, Parameters and Components by Respirometry. *Water Science & Technology*, Vol. 39 (1), pp. 195-214.

Recibido: 25 de noviembre de 2008

Aceptado: 3 de agosto de 2009