

EVALUACIÓN DE UN PROCESO ANÓXICO-AEROBIO-REACTOR BIOLÓGICO DE MEMBRANA CON ALTO CONTENIDO DE NITRÓGENO

Evaluation of an anoxic-aerobic MBR process with high nitrogen content

Miguel Ángel ESPINOSA-RODRÍGUEZ*, Raúl DELGADO-DELGADO
y Antonio HIDALGO-MILLÁN

Programa Académico de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura Amado Nervo s/n, 63155 Tepic, Nayarit, México

*Autor para correspondencia: emiguel@uan.edu.mx

(Recibido: diciembre 2018; aceptado: agosto 2019)

Palabras clave: desnitrificación, GPS-X, nitrificación

RESUMEN

La industria de elaboración de harinas de pescado genera aguas residuales con alto contenido de carga orgánica y nitrógeno que se deben tratar antes de descargarse a un cuerpo receptor. El objetivo de este trabajo de investigación fue evaluar el sistema de tratamiento biológico (anóxico-aerobio-reactor biológico de membrana) que opera una empresa dedicada a la elaboración de harinas de sardina y atún. Este sistema de tratamiento presenta reacciones de nitrificación y desnitrificación incompletas, lo cual ocasiona que la remoción de nitrógeno sea deficiente e incumpla con los límites máximos permitidos de descarga. El trabajo se desarrolló con escenarios de evaluación, ampliación y modificación del proceso a través de la simulación con el programa GPS-X. Los resultados mostraron desnitrificación deficiente en el reactor anóxico, por lo que se requiere un incremento de nitrificación en el reactor aerobio. El reactor biológico de membrana (MBR, por sus siglas en inglés) cumplió sólo con el objetivo de filtración. Con base en ello se simuló escenarios de cambios en el proceso incluyendo la eliminación del MBR y la adecuación de un clarificador secundario, el cual ayudaría en el proceso de desnitrificación por sus condiciones anóxicas. Con el sistema actual se tiene una remoción de nitrógeno total del 49.5 %, mientras que con la adecuación del sistema se alcanzó una eficiencia del 94.7 %.

Key words: denitrification, GPS-X, nitrification

ABSTRACT

The fishmeal processing industry generates wastewater with high content of organic load and nitrogen, therefore it should be treated before its discharge into a receiver body. The objective of this research work was to evaluate a biological treatment system (anoxic-aerobic-membrane biological reactor) operated by a company dedicated to the processing of sardine and tuna meal. This treatment system presents incomplete nitrification and denitrification reactions, which cause deficient removal of nitrogen and non-compliance with the maximum allowable discharge limits. The work was developed with scenarios for evaluation, extension and modification of this process through a simulation with the GPS-X software. The results showed deficient denitrification in

the anoxic reactor, therefore increased nitrification is required in the aerobic reactor, and the membrane biological reactor (MBR) only fulfilled the objective of filtration. On this basis, scenarios were simulated for modifications in the process, including the elimination of the MBR and the adequacy of a secondary clarifier, which would help in the denitrification process due to its anoxic conditions. The actual system it has a total effectiveness 49.5 % for nitrogen removal, while the adequacy of the system improved the efficiency to 94.7 %.

INTRODUCCIÓN

Las actividades de procesamiento de pescado generan grandes cantidades de residuos orgánicos y subproductos procedentes de las partes no comestibles del pescado. Al ser una fuente rica de aminoácidos, estos residuos pueden transformarse en subproductos (harina de pescado). El procesamiento de pescado requiere bastante agua para lavado, limpieza y el almacenamiento, antes y durante el procesamiento. Las aguas residuales generadas en el proceso tienen un alto contenido orgánico (sangre, tejidos y proteínas disueltas), además de un elevado contenido de nitrógeno (sangre) y fósforo (Pratyush et al. 2014).

El pescado fresco es susceptible al deterioro, ya que ciertas reacciones químicas, actividad enzimática endógena y crecimiento microbiano alteran su composición, originando compuestos químicos volátiles. Durante la alteración microbiana se forman aminos volátiles y no volátiles por descarboxilación y desaminación de los aminoácidos y las bases orgánicas. La determinación de bases volátiles, entre las que se encuentran amoníaco, mono, di y trimetilamina, histamina, etc., se hace en función del contenido de nitrógeno básico volátil total (NBVT), índice que se considera representativo del grado de frescura del pescado. El NBVT incluye las bases nitrogenadas volátiles, como trimetilamina (producida por el deterioro bacteriano), dimetilamina (producida por enzimas autolíticas durante la congelación), amoníaco (producido por desaminación de aminoácidos y catabolitos de nucleótidos) y otros compuestos nitrogenados básicos volátiles asociados con el deterioro de los productos pesqueros (Bhadra et al. 2015).

En este trabajo, se evaluó el sistema biológico de tratamiento de aguas residuales (anóxico-aerobio-reactor biológico de membrana) de una empresa dedicada a la elaboración de harinas de sardina y atún, con ayuda del simulador GPS-X. El agua residual generada por esta empresa posee alto contenido de DBO_5 (5831 mg/L) y nitrógeno total (1697 mg/L). La eficiencia del tratamiento en el sistema biológico indicó baja remoción de nitrógeno, incumpliendo

con los límites máximos permisibles de descarga (SEMARNAT 1996).

El programa GPS-X es una herramienta que realiza modelación matemática, simulación, optimización y evaluación de plantas de tratamiento de aguas residuales en estado estacionario y dinámico. Optimiza también sistemas de control avanzado y predice la calidad del efluente en condiciones variables (Hydromantis 2014). Muchos beneficios significativos se asocian con el uso de simuladores en el análisis, diseño y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales (van Loosdrecht et al. 2015, Espinosa et al. 2019).

En este contexto, el objetivo de esta investigación fue realizar una evaluación del sistema biológico de tratamiento de aguas residuales de la empresa en estudio, con ayuda del programa GPS-X, en cuanto a remoción de carga orgánica, nitrificación y desnitrificación, y con ello determinar el problema de la baja remoción del nitrógeno.

MATERIAL Y MÉTODOS

Planta de tratamiento de aguas residuales

La planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) tiene una capacidad nominal de 300 m³/d, aunque en la actualidad se tratan solamente 190 m³/d. El tratamiento comprende tres etapas: pretratamiento, tratamiento biológico y tratamiento terciario. La primera etapa está conformada, en ese orden, por un canal de recepción, tamiz tipo tornillo, cárcamo de bombeo, rotafiltro (hidrotamiz), tanque de homogeneización, floculador y flotación con aire disuelto (FAD). La etapa de tratamiento biológico motivo de este estudio comprende un reactor anóxico de 133 m³, un primer reactor aerobio tipo mezcla completa (CSTR1) de 300 m³, un segundo reactor aerobio tipo mezcla completa (CSTR2) de 330 m³ y finalmente un reactor biológico de membrana (MBR, por sus siglas en inglés) de tipo sumergido de 127 m³. La aireación en los reactores aerobios se realiza a través de difusores de burbuja fina. El MBR tiene un área

superficial de membrana sumergida de 1920 m², y su filtrado-retrolavado se realiza automáticamente cumpliendo un ciclo de 510 s (8.5 min). Finalmente, la etapa de tratamiento terciario, en la cual se procesa el efluente permeado del MBR, consiste, en ese orden, en desinfección con ozono, adsorción con carbón activado y ósmosis inversa. El efluente final es utilizado para riego de áreas verdes y se descarga también hacia el mar. Los lodos generados se tratan en un decantador de lodos y luego son enviados a PTAR municipales por medio de pipas.

Caracterización del agua residual en influente, efluente y lodos

La caracterización del agua residual en el influente al reactor anóxico, la caracterización de sólidos en el sistema biológico (anóxico-aerobio-MBR) y la caracterización del efluente permeado del MBR, se obtuvieron a partir del historial de análisis (siete meses) de la PTAR. Por otra parte, se realizó una campaña de muestreo compuesto diurno de cinco días (muestreo cada 2 h), para obtener los datos necesarios para el fraccionamiento de la DQO y nitrógeno con el programa Influent Advisor, el cual basa su caracterización en filtraciones a 0.45 µm. Los parámetros de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno total y soluble (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno total y soluble (N_{TOT}), nitrógeno amoniacal total y soluble (N-NH₃), nitratos (NO₃⁻), nitritos (NO₂⁻) y alcalinidad (como CaCO₃), se analizaron siguiendo los procedimientos de métodos estándar para el análisis de aguas residuales (APHA 2005). Los parámetros referidos como solubles se analizaron filtrando la muestra con un filtro de 0.45 µm. El oxígeno disuelto (OD), la temperatura y el pH se analizaron en campo con un equipo portátil Thermo Scientific Marca Orión 3 Star. La DQO, NTK, N-NH₃, N_{TOT}, NO₃⁻ y NO₂⁻ fueron analizados con un digestor Hach DRB 200 y un espectrofotómetro Hach DR 2800.

Fraccionamiento de la DQO y nitrógeno con Influent Advisor

La caracterización del influente al reactor anóxico se realizó con base a lo solicitado por el programa Influent Advisor con el modelo Codstates preinstalado en el programa GPS-X, el cual convierte los datos obtenidos en campaña en un juego de fracciones de sustrato orgánico (fraccionamiento de DQO) y nitrógeno (fraccionamiento del nitrógeno). El programa Influent Advisor está compuesto por tres columnas

básicas: en la primera (datos de entrada) se ingresaron los resultados obtenidos a partir de la caracterización del influente al anóxico tales como DQO total, NTK total, N-NH₃ soluble, OD, alcalinidad y algunos coeficientes estequiométricos como icv (DQO particulada/SSV), ivt (SSV/SST), frsi (fracción de DQO inerte soluble), frxi (fracción de DQO inerte particulada), frsnh (N-NH₃ soluble/NTK soluble). Las fracciones de nutrientes se tomaron "por defecto". El valor de frss (fracción de DQO rápidamente biodegradable) y fbod (DBO₅/DBO_u) se obtuvieron por iteración hasta que coincidiera la DBO₅ medida en el influente con el valor calculado por Influent Advisor. En la segunda columna (variables de estado) se obtienen los resultados del fraccionamiento de la DQO (S_I, S_S, X_I, X_S) y del N (S_{NH}, S_{ND}, X_{ND}). Por último, en la tercera columna se obtienen resultados de algunas variables compuestas.

Escenarios de simulación

Los escenarios de simulación se desarrollaron en cuatro etapas.

Primera etapa

Se desarrollaron escenarios para el sistema de tratamiento biológico en estudio, con el fin de observar su comportamiento en cuanto a remoción de carga orgánica y nitrógeno. Para ello se introdujeron los datos de caracterización del agua residual y lodos obtenidos en la campaña de muestreo, así como el dimensionamiento actual de cada uno de los reactores. A través de la simulación se observó la desnitrificación en el reactor anóxico, el proceso de nitrificación en los reactores aerobios de tipo mezcla completa (CSTR) y la calidad del efluente permeado en el MBR.

Segunda etapa

Se simuló escenarios para el sistema de tratamiento biológico actual, variando parámetros importantes en el proceso de nitrificación-desnitrificación, tales como pH, temperatura, OD, alcalinidad, concentración de sólidos suspendidos en cada uno de los reactores, flujo de recirculación (Q_{RAS}) y purga (Q_{WAS}), con el fin de observar la eficiencia de remoción de carga orgánica y nitrógeno.

Tercera etapa

El sistema de tratamiento biológico actual fue modificado. Se construyó un nuevo reactor anóxico, se amplió el CSTR y sólo se dejó como tal el MBR. La ampliación del tratamiento aerobio consistió únicamente en cambiar el reactor anóxico por un CSTR, quedando entonces tres CSTR con las mismas

dimensiones actuales para evitar costos mayores. En esta etapa se simuló varios escenarios, con los datos de caracterización del agua residual obtenidos en campaña en el influente al anóxico, y variando la concentración de sólidos en cada uno de los reactores (anóxico-CSTR-MBR), así como el Q_{RAS} y Q_{WAS} . Para este modelo, se consideró el mejor escenario de operación en cuanto al OD según los resultados obtenidos en la segunda etapa. La temperatura, el pH y la alcalinidad se mantuvieron con las condiciones de operación normal de la PTAR actual.

Cuarta etapa

El sistema de tratamiento biológico actual se modificó. Se construyó un nuevo reactor anóxico, se amplió el tren de tratamiento aerobio (CSTR) y se cambió el MBR por un clarificador secundario (CS). La ampliación del tratamiento aerobio consistió sólo en cambiar el reactor anóxico por un CSTR, quedando entonces tres CSTR con las mismas dimensiones actuales para evitar costos mayores. Para este último modelo se seleccionaron los mejores escenarios de las etapas anteriores hasta llegar a la optimización del sistema de tratamiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del agua residual en influente, efluente y lodos

En el **cuadro I** se presentan los resultados promedio obtenidos en siete meses de caracterización del influente al reactor anóxico. En el **cuadro II** se presenta la calidad del efluente tratado en el proceso biológico, que sirve como base para analizar la eficiencia de remoción de los contaminantes en siete meses de operación de la planta de tratamiento. El muestreo simple y el análisis se realizaron seis días a la semana. Como se observa en el **cuadro I**, la concentración de carga orgánica (DQO) es muy elevada, al igual que la concentración de nitrógeno total (N_{TOT}). Estas cargas de contaminantes que ingresan al tratamiento biológico son eliminadas en cierta proporción, siendo la DQO la que más se remueve (95.4 %), no así el N_{TOT} y el P_{TOT} , cuyas remociones son del 52.2 y 44 %, respectivamente. De acuerdo a estos resultados, se observa también que se lleva a cabo una nitrificación, ya que hay una reducción del $N-NH_3$ en un 49.6 % y se consume alcalinidad en un 45 % por oxidación del amonio. Por el contrario, en el

CUADRO I. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL (INFLUENTE) DE SIETE MESES DE MUESTREO

Parámetros	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Promedio
Temperatura (°C)	39.0	39.0	38.0	35.0	36.0	39.0	38.0	38
pH	7.0	7.0	6.9	6.8	6.7	6.8	7.0	6.9
Alcalinidad (mg/L) como $CaCO_3$	4356	4812	4400	4011	3579	3873	3527	4080
SST (mg/L)	74	105	100	98	132	185	175	124
DQO total (mg/L)	7212	8505	8037	7138	8327	7366	7517	7729
P total (mg/L)	238	193	220	159	141	98	177	175
$N-NH_3$ (mg/L)	1166	1261	1207	1110	1251	1184	1108	1184
N_{TOT} (mg/L)	1392	1443	1310	1358	1359	1385	1281	1361

pH: potencial de hidrógeno, $CaCO_3$: carbonato de calcio, SST: sólidos suspendidos totales, DQO: demanda química de oxígeno, P: fósforo, $N-NH_3$: nitrógeno amoniacal, N_{TOT} : nitrógeno total

CUADRO II. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL (EFLUENTE) DE SIETE MESES DE MUESTREO

Parámetros	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Promedio
Temperatura (°C)	39.0	40.0	37.0	37.0	40.0	41.0	39.0	39.0
pH	7.9	8.5	7.1	8.2	8.2	8.4	8.6	8.1
Alcalinidad (mg/L) como $CaCO_3$	1805	1846	1636	1709	2839	2890	2983	2244
SST (mg/L)	5	6	5	9	16	13	13	10
DQO total (mg/L)	307	332	376	472	297	403	289	354
P total (mg/L)	122	103	114	142	73	40	92	98
$N-NH_3$ (mg/L)	331	577	356	650	594	870	803	597
N_{TOT} (mg/L)	345	618	420	707	614	940	908	650

pH: potencial de hidrógeno, $CaCO_3$: carbonato de calcio, SST: sólidos suspendidos totales, DQO: demanda química de oxígeno, P: fósforo, $N-NH_3$: nitrógeno amoniacal, N_{TOT} : nitrógeno total

proceso de desnitrificación disminuye la alcalinidad, por lo cual aumenta el pH en el efluente (Espinosa et al. 2014, 2019)

Respecto de la temperatura, el pH y la alcalinidad, los cuales promueven el proceso de nitrificación, en el **cuadro III** se presentan datos promedio estadísticos obtenidos en el laboratorio de la PTAR en estudio durante siete meses. A temperaturas mayores de 15 °C y pH entre 7.5 y 8.5, se alcanzan tasas de nitrificación constantes (Espinosa et al. 2014, 2019).

CUADRO III. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS EN REACTORES DEL SISTEMA BIOLÓGICO

Parámetros	Reactor anóxico	CSTR1	CSTR2	MBR
Temperatura (°C)	38	40	40	39
pH	8.0	8.0	8.0	8.0
Oxígeno disuelto (mg/L)	0.29	3.9	3.9	3.9
Alcalinidad (mg/L)	3 073	2442	2442	2231
SST (mg/L)	10454	7783	7783	7783
SSV (mg/L)	8383	6305	6305	6305

pH: potencial de hidrógeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles

Los datos del **cuadro III** representan parámetros importantes de operación con los cuales trabaja normalmente la planta. La concentración de SST en

un MBR con membranas del tipo sumergido varía típicamente de 10 000 a 25 000 mg/L (Radjenović et al. 2008), o de 5000 a 20 000 mg/L (Tchobanoglous et al. 2003). Según datos técnicos del MBR proporcionados por el fabricante, el contenido de SST recomendado es de 12 000 mg/L. Por otra parte, un CSTR opera en un rango de 1500 a 4000 mg/L de SST (Tchobanoglous et al. 2003).

En el **cuadro IV** se presentan los resultados de cinco días de muestreo compuesto diurno de la caracterización del agua residual (influyente al anóxico) necesarios para el programa Influent Advisor. Como se observa, se realizaron análisis de concentraciones solubles de algunos parámetros, ya que así lo solicita el programa. Estos análisis no se realizan en el laboratorio de la PTAR en estudio. En el **cuadro V** se presentan los resultados de cinco días de muestreo compuesto diurno de la caracterización del agua residual (efluente permeado del MBR).

Los resultados del **cuadro IV** se ingresaron al programa Influent Advisor, y los del **cuadro V** se tomaron como referencia para comparar la calidad del efluente con la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 1996) en cuanto a SST, DBO₅ y N_{TOT} (**Cuadro VI**).

Fraccionamiento de la DQO y nitrógeno con Influent Advisor

Los resultados del programa Influent Advisor (**Fig. 1**) determinaron el fraccionamiento de la DQO

CUADRO IV. CARACTERIZACIÓN DEL INFLUENTE A REACTOR ANÓXICO

Parámetros	3/08/15	4/08/15	5/08/15	6/08/15	7/08/15	Promedio
OD (mg/L)	0.48	0.52	0.54	0.50	0.54	0.52
DQO total (mg/L)	9360	8990	9425	9600	8500	9175
DQO soluble (mg/L)	5528	6522	5625	6250	6200	6025
DBO ₅ (mg/L)	5995	5950	5810	6177	5223	5831
SST (mg/L)	135	159	123	140	178	147
SSV (mg/L)	25	40	23	20	52	32
N-NH ₃ (mg/L)	1200	1275	1000	1300	1410	1237
N-NH ₃ soluble (mg/L)	829	1131	750	890	1300	980
N total (mg/L)	1650	1745	1690	1700	1700	1697
N total soluble (mg/L)	1438	1582	1450	1500	1580	1510
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	10.2	8.2	12.8	13.1	9.0	10.7
N-NO ₂ ⁻ soluble (mg/L)	8.9	7.5	11.3	11.9	6.8	9.3
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	18.0	15.6	20.3	20.4	16.5	18.2
N-NO ₃ ⁻ soluble (mg/L)	16.8	13.9	17.8	16.9	13.2	15.7
NTK total (mg/L)	1622	1723	1658	1669	1676	1670
NTK soluble (mg/L)	1420	1560	1429	1465	1558	1486

OD: oxígeno disuelto, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, N-NH₃: nitrógeno amoniacal, N: nitrógeno, N-NO₂⁻: nitrógeno como nitritos, N-NO₃⁻: nitrógeno como nitratos, NTK: nitrógeno total Kjeldahl

CUADRO V. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE PERMEADO DEL REACTOR BIOLÓGICO DE MEMBRANA (MBR)

Parámetros	3/08/15	4/08/15	5/08/15	6/08/15	7/08/15	Promedio
DQO total (mg/L)	290	275	280	300	270	283
DQO soluble (mg/L)	260	195	245	190	250	228
DBO ₅ (mg/L)	5.6	5.4	4.8	7.7	4	5.5
SST (mg/L)	8	9	9	9	5	8
SSV (mg/L)	1	1	1	1	1	1
N-NH ₃ (mg/L)	760	785	750	770	800	773
N-NH ₃ soluble (mg/L)	748	685	700	700	752	717
N total (mg/L)	865	846	820	850	899	856
N total soluble (mg/L)	787	774	755	782	802	780
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	12.9	14	15.3	9.6	13.2	13
N-NO ₂ ⁻ soluble (mg/L)	10.2	9.4	10.9	8.5	11.0	10
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	14.8	14.6	18	10.9	16.7	15
N-NO ₃ ⁻ soluble (mg/L)	11.1	12.6	15.2	8.6	12.5	12
NTK total (mg/L)	840	820	790	830	869	830
NTK soluble (mg/L)	768	754	730	760	780	758

DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, N-NH₃: nitrógeno amoniacal, N: nitrógeno, N-NO₂⁻: nitrógeno como nitritos, N-NO₃⁻: nitrógeno como nitratos, NTK: nitrógeno total Kjeldahl

CUADRO VI. LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES SEGÚN LA NOM-001-SEMARNAT-1996

Parámetros	Aguas costeras Estuarios	
	Promedio mensual	Promedio diario
SST (mg/L)	75	125
DBO ₅ (mg/L)	75	150
N _{TOTAL} (mg/L)	15	25

SST: sólidos suspendidos totales, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días, N_{TOT}: nitrógeno total

y el N en forma soluble e insoluble. Las fracciones de la DQO son: $S_I = 312$ mg/L (DQO inerte soluble); $S_S = 5688.5$ mg/L (DQO rápidamente biodegradable); $X_I = 1192.8$ mg/L (DQO inerte particulada), y $X_S = 1981.8$ mg/L (DQO lentamente biodegradable). Esta clasificación de la DQO (Han et al. 2015) indica que el sustrato biodegradable alcanza el mayor porcentaje ($S_S + X_S$) con un 83.6 %, por lo que la carga orgánica puede ser removida satisfactoriamente, lo cual ocurre actualmente en la planta de tratamiento. Nótese que la S_S será removida rápidamente en un 62 %, luego será removida más lentamente la X_S con un 21.6 %. La fracción lentamente biodegradable (X_S), compuesta básicamente por partículas de alto peso molecular, coloides y sustrato orgánico particulado, debe pasar por una hidrólisis celular externa antes de

estar disponible para su biodegradación (Gujer et al. 1995).

En el caso del sustrato no biodegradable ($S_I + X_I$), éste alcanza solamente un 16.4 % de la DQO total, 3.4 % de S_I y 13 % de X_I . Estas fracciones regularmente no son afectadas en un proceso de lodos activados. La fracción inerte soluble (S_I) abandona la planta con el efluente del clarificador secundario mientras que la fracción inerte particulada (X_I), se mezcla con el lodo purgado, contribuyendo a los sólidos suspendidos volátiles; de esta manera puede ser eliminada por adsorción (Fall et al. 2012). El fraccionamiento de la materia orgánica de las aguas residuales expresada como DQO fue inicialmente aplicado en aguas residuales municipales (Dulekgurgen et al. 2006, Fall et al. 2011); sin embargo, también se ha aplicado eficazmente en algunos tipos de aguas residuales industriales para definir las estrategias del tratamiento biológico a emplear, debido a que permite conocer las fracciones de la DQO que podrían ser degradadas por microorganismos (fracción biodegradable) y la fracción que permanece inerte (Karahan et al. 2008, Fall et al. 2012).

En el caso de las fracciones del nitrógeno total kjeldahl (NTK) se tienen los siguientes resultados: $S_{TKN} = 1487.1$ mg/L (NTK filtrado o soluble) y $X_{TKN} = 182.9$ mg/L (NTK particulado o no soluble). Estos resultados indican un mayor porcentaje (89 %) de NTK soluble, el cual puede biodegradarse, en tanto que el NTK particulado (11 %) es difícil de eliminar, a

Influent Advisor - Library: crlib - Influent Model: codstates - Biological Model: mantis

Model Library: Carbon, Nitrogen (crlib)

Set values to:

Equation for: No Selection

User Inputs

cod	total COD	gCOD/m3	9175.0
tn	total TKN	g/m3	1670.0
snh	free and ionized ammonia	g/m3	980.0
so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.52
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	25.0
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0
salk	alkalinity	mole/m3	81.6
icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	98.4
flood	BOD5/BODultimate ratio	-	0.76
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.22
frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.034
frss	readily biodegradable fraction total COD	-	0.62
frxi	particulate inert fraction of total COD	-	0.13
frxu	part cell decay products fraction total C	-	0.0
frxbi	heterotrophic biomass fraction total COD	-	0.0
frxbs	autotrophic biomass fraction total COD	-	0.0
frsnh	ammonium fraction of soluble TKN	-	0.859
ibhn	N content of active biomass	gN/gCOD	0.068
iuhn	N content of endogenous/inert mass	gN/gCOD	0.068

State Variables

Inorganic Suspended Solids

xii	inert inorganic suspended solids	g/m3	114.4
-----	----------------------------------	------	-------

Organic Variables

si	soluble inert organic material	gCOD/m3	312.0
ss	readily biodegradable substrate	gCOD/m3	5688.5
xi	particulate inert organic material	gCOD/m3	1192.8
xs	slowly biodegradable substrate	gCOD/m3	1981.8
xbh	active heterotrophic biomass	gCOD/m3	0.0
xba	active autotrophic biomass	gCOD/m3	0.0
xu	unbiodegradable particulates from cell	gCOD/m3	0.0
xsto	internal cell storage product	gCOD/m3	0.0

Dissolved Oxygen

so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.52
----	------------------	--------	------

Nitrogen Compounds

snh	free and ionized ammonia	gN/m3	980.0
snd	soluble biodegradable organic nitrogen	gN/m3	507.1
xnd	particulate biodegradable organic nitrogen	gN/m3	101.8
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	25.0
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0
salk	alkalinity	mole/m3	81.6

Composite Variables

Volatile Fraction

ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.22
-----	---------------	-----------	------

Composite Variables

x	total suspended solids	g/m3	146.6
xss	volatile suspended solids	g/m3	32.3
xiss	total inorganic suspended solids	g/m3	114.4
bod	total carbonaceous BOD5	gO2/m3	5829.4
cod	total COD	gCOD/m3	9175.0
tn	total TKN	gN/m3	1670.0

Additional Composite Variables

sbod	filtered carbonaceous BOD5	gO2/m3	4323.3
xbod	particulate carbonaceous BOD5	gO2/m3	1506.2
sbodu	filtered ultimate carbonaceous BO	gO2/m3	5688.5
xbodu	particulate ultimate carbonaceous	gO2/m3	1981.8
bodu	total ultimate carbonaceous BOD	gO2/m3	7670.3
sco	filtered COD	gCOD/m3	6000.5
xco	particulate COD	gCOD/m3	3174.6
stkn	filtered TKN	gN/m3	1487.1
xtkn	particulate TKN	gN/m3	182.9
tn	total nitrogen	gN/m3	1695.0

Stoichiometric Ratios

c	COD / TKN	gCOD/gN	5.49
c	CODbiodeg / TKN	gCOD/gN	4.59
c	NH4 / TKN	-	0.587
c	VSS / TSS	gVSS/gTSS	0.22
c	XCOD / VSS	gCOD/gVSS	98.4
c	BOD / COD	gO2/gCOD	0.635

Fig. 1. Fraccionamiento de la demanda química de oxígeno y nitrógeno con Influent Advisor

menos que exista una hidrólisis efectiva. Esto mismo se observa en la segunda columna del Influent Advisor con las fracciones biodegradables del nitrógeno: el nitrógeno orgánico biodegradable soluble (S_{ND}), con 507.1 mg/L, y el nitrógeno orgánico biodegradable particulado (X_{ND}), con 101.8 mg/L. Ambas fracciones se pueden eliminar adecuadamente, conforman un porcentaje del 62 %, respecto del nitrógeno amoniacal total (980 mg/L). El fraccionamiento del N (van Loosdrecht et al. 2016) se analiza a través del NTK, que es equivalente al nitrógeno orgánico más el nitrógeno amoniacal. Respecto a la remoción de nitrógeno en la PTAR en estudio, los resultados con Influent Advisor indican que el nitrógeno puede ser removido en un porcentaje mayor al 89 % en forma de NTK, sólo que la capacidad de nitrificación-desnitrificación de la planta existente es insuficiente, por lo cual será necesario hacer modificaciones o ampliaciones al sistema biológico.

Escenarios de simulación

Calibración del modelo actual y variación de parámetros que influyen en el proceso de nitrificación y desnitrificación

El modelo utilizado para la calibración del sistema de tratamiento biológico de la planta en estudio se muestra en la **figura 2**. Los datos introducidos al simulador fueron la caracterización del influente (**Cuadro IV**), los diseños nominales de los equipos y la caracterización de lodos (**Cuadro III**), así como la relación $XCOD/VSS$ ($DQO_{PARTICULADA}/SSV$) obtenida en los reactores durante los cinco días de muestreo.

Los datos introducidos al programa GPS-X fueron: $Q_{INF} = 190 \text{ m}^3/\text{d}$; reactor anóxico ($V = 133 \text{ m}^3$, $H = 4.1 \text{ m}$, $T = 38 \text{ }^\circ\text{C}$, $OD = 0.29 \text{ mg/L}$, alcalinidad = 3073 mg/L, $XCOD/VSS = 0.4$); CSTR 1 ($V = 300 \text{ m}^3$, $H = 4.1 \text{ m}$, $T = 40 \text{ }^\circ\text{C}$, $OD = 3.9 \text{ mg/L}$, alcalinidad = 2442 mg/L, $XCOD/VSS = 0.7$); CSTR 2 ($V = 330 \text{ m}^3$, $H = 4.1 \text{ m}$, $T = 40 \text{ }^\circ\text{C}$, $OD = 3.9 \text{ mg/L}$, alcalinidad = 2442 mg/L, $XCOD/VSS = 0.7$, $Q_{RAS} = 50 \text{ m}^3/\text{d}$); MBR

($V = 127 \text{ m}^3$, $A_{SUP. MBR} = 20.9 \text{ m}^2$, $A_{SUP. MEMBRANA} = 1920 \text{ m}^2$, $H = 4.1 \text{ m}$, $T = 39.1 \text{ }^\circ\text{C}$, $OD = 3.9 \text{ mg/L}$, alcalinidad = 2231 mg/L, $XCOD/VSS = 0.9$, flujo de aire cruzado = $15\,960 \text{ m}^3/\text{d}$, flujo de aire en tanque = $15\,960 \text{ m}^3/\text{d}$, $Q_{WAS} = 50 \text{ m}^3/\text{d}$).

Los resultados obtenidos se muestran en el **cuadro VII**. Se hace énfasis en los resultados de calidad del efluente permeado en el MBR. Con estos resultados, la concentración de SST en el reactor anóxico, CSTR1, CSTR2 y MBR fueron de 8297 mg/L, 6775 mg/L, 5559 mg/L y 13 290 mg/L, respectivamente, mismos que comparados con los datos de operación normal de la planta (**Cuadro III**) representan una diferencia significativa, más en el caso del reactor anóxico (10 454 mg/L) y el MBR (7783 mg/L). En el caso de parámetros con magnitudes significativas (por ejemplo, los SST en el reactor aerobio), de manera general se puede decir que diferencias entre 5 y 15 % de los valores simulados respecto a los datos medidos son considerados aceptables; por otra parte, en el caso de magnitudes pequeñas (por ejemplo, SST en el efluente), son aceptables diferencias de 10 a 100 % comprendidas en concentraciones de alrededor de 1 mg/L (Shaw et al. 2012).

CUADRO VII. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DE EFLUENTE PERMEADO COMPARADO CON DATOS ACTUALES DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Parámetros (mg/L)	Efluente permeado con simulación	Efluente permeado. Datos de laboratorio
SST	1.3	8.0
DBO ₅	21.8	5.5
DQO	336.9	283.0
N _{TOT}	1280.0	856.0
N-NH ₃	546.4	773.0

SST: sólidos suspendidos totales, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días, DQO: demanda química de oxígeno, N_{TOT}: nitrógeno total, N-NH₃: nitrógeno amoniacal

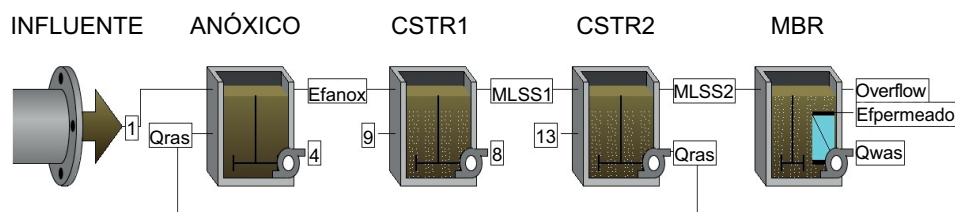


Fig. 2. Modelo del sistema de tratamiento biológico: reactor anóxico, reactores aerobios (CSTR) y reactor biológico de membrana (MBR)

Debido a la diferencia de SST medidos y simulados en los reactores, se ajustó la relación $XCOD/VSS$ con el fin de representar la operación actual del sistema biológico de tratamiento. Los resultados se muestran en el **cuadro VIII**. Con este ajuste en los reactores, los resultados del efluente permeado fueron los mismos que se muestran en el **cuadro VII**. Por otra parte, la relación F/M para los CSTR y MBR quedaron dentro del rango establecido en la bibliografía, al igual que el tiempo de retención celular (SRT), que fue de 18.8 d (de 5 a 20 d según Tchobanoglous et al. [2003]).

Una vez que se calibró el sistema de tratamiento actual, se hicieron cambios en algunos parámetros con el fin de disminuir la concentración del N_{TOT} en el efluente permeado. Se disminuyó el OD en los reactores a condiciones de operación normal (Tchobanoglous et al. 2003), ya que se consideran elevados y representan un gasto de energía impor-

tante. El OD en el R_{ANOX} , CSTR1, CSTR2 y MBR se bajó a 0.0, 2.0, 2.0 y 2.0 mg/L, respectivamente, obteniendo con ello una concentración de N_{TOT} en el efluente de 1282 mg/L y una DBO_5 de 21.66 mg/L; es decir, disminuyendo el OD la nitrificación y desnitrificación se mantienen constantes. Cabe señalar que también se corrieron escenarios con cambios en la temperatura, alcalinidad, Q_{RAS} y Q_{WAS} , los cuales mostraron resultados similares con buena remoción de DBO_5 , pero no del N_{TOT} . Finalmente, se redujeron los SST en el R_{ANOX} , CSTR1, CSTR2 y se aumentaron en el MBR. La idea fue observar la calidad del efluente permeado ajustando los SST de acuerdo con los parámetros de operación manejados en la bibliografía. Se ajustaron los SST con la relación $XCOD/VSS$ (**Cuadro IX**).

Con este nuevo ajuste de $XCOD/VSS$ se trataron de obtener los SST en el anóxico, CSTR1 y CSTR2 en el límite máximo de acuerdo con el rango de

CUADRO VIII. AJUSTE DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PARTICULADA / SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES ($XCOD/VSS$) PARA CALIBRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) DEL MODELO DE LA FIGURA 2 DE ACUERDO CON LA OPERACIÓN ACTUAL

	R_{ANOX}	CSTR1	CSTR2	MBR
$XCOD/VSS$. Datos de laboratorio	0.40	0.70	0.70	0.90
$XCOD/VSS$ ajustado	0.32	0.61	0.50	1.60
OD. Datos de operación	0.29	3.9	3.9	3.9
SST (mg/L) con simulación	10 340	7757	7737	7668
SST (mg/L). Datos de laboratorio	10 454	7783	7783	7783
F/M (kg DBO_5 /kg MLVSS-d)		0.42	0.19	0.26
F/M (Tchobanoglous et al. 2003)		0.2-0.6	0.2-0.6	0.1-0.4

$XCOD/VSS$: demanda química de oxígeno particulada / sólidos suspendidos volátiles, OD: oxígeno disuelto, SST: sólidos suspendidos totales, F/M : relación alimento/microorganismos o carga del lodo.

CUADRO IX. AJUSTE DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PARTICULADA / SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES ($XCOD/VSS$) PARA DISMINUIR LA CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) EN REACTORES DEL MODELO DE LA FIGURA 2 DE ACUERDO CON LA BIBLIOGRAFÍA

	R_{ANOX}	CSTR1	CSTR2	MBR
$XCOD/VSS$ ajustado	0.85	1.2	1.0	1.1
OD (mg/L)	0.0	2.0	2.0	2.0
SST (mg/L) con simulación	3965	3944	4026	10 340
SST (mg/L). Datos de laboratorio	10 454	7783	7783	7783
SST (mg/L). (Tchobanoglous et al. 2003)		1500-4000	1500-4000	5000-20 000
F/M (kg DBO_5 /kg MLVSS-d)		0.83	0.37	0.18

$XCOD/VSS$: demanda química de oxígeno particulada / sólidos suspendidos volátiles, OD: oxígeno disuelto, SST: sólidos suspendidos totales, F/M : relación alimento/microorganismos o carga del lodo.

operación normal (4000 mg/L), mientras que en el MBR arriba de los 10 000 mg/L sin pasar de los 12 000 mg/L, que es el límite según el fabricante. Se manejaron un Q_{RAS} y un Q_{WAS} de 50 m³/d. Con este ajuste de SST se obtuvieron concentraciones de SST, DBO₅ y N_{TOT} en el efluente permeado de 1.096, 21.63 y 1283 mg/L, respectivamente, cumpliendo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 1996) (**Cuadro VI**) en los dos primeros parámetros, pero no para el N_{TOT} . La relación F/M en el CSTR1 estuvo un poco por arriba del rango según la bibliografía, no así en el caso del CSTR2 y MBR. El SRT obtenido fue de 8.0 d, también dentro de los límites marcados. El escenario simulado se muestra en la **figura 3**. Este escenario resultó el mejor en cuanto a operación de la PTAR actual, ya que, de inicio, al bajar la concentración de OD disminuye el consumo de energía; asimismo, al disminuir la concentración de SST en los reactores, se baja el costo de energía por aireación para mantener los sólidos en suspensión. En suma, ajustando los SST y el OD a los rangos de operación normal marcados en la bibliografía, se obtienen los mismos resultados que con concentraciones mayores. Sin embargo, considerando que el problema de nitrificación-desnitrificación persiste, se analizaron otros escenarios que pueden ayudar a resolver este problema.

Modelo de ampliación con MBR

Se propuso un nuevo reactor anóxico y la conversión del reactor anóxico existente a un CSTR, quedando entonces tres CSTR con los volúmenes actuales de la planta de tratamiento, más el MBR (**Fig. 4**).

Los datos introducidos al programa GPS-X (escenario default) fueron: Q_{INF} = 190 m³/d; nuevo reactor anóxico (V = 1000 m³ [default], T = 38°C, OD = 0.0 mg/L, alcalinidad = 3073 mg/L, $XCOD/VSS$ = 1.48 [default]); reactor anóxico (convertido a CSTR1) (V = 133 m³, H = 4.1 m, T = 38°C, OD = 2.0 mg/L, alcalinidad = 2442 mg/L, $XCOD/VSS$ = 1.48 [default]); reactor 1 (convertido a CSTR2) (V = 300 m³, H = 4.1 m, T = 40°C, OD = 2.0 mg/L, alcalinidad = 2442 mg/L, $XCOD/VSS$ = 1.48 [default]); reactor 2 (convertido a CSTR3) (V = 330 m³, H = 4.1 m, T = 40°C, OD = 2.0 mg/L, alcalinidad = 2442 mg/L, Q_{RAS} = 50 m³/d, $XCOD/VSS$ = 1.48 [default]); MBR (V = 127 m³, $A_{SUP, MBR}$ = 20.9 m², $A_{SUP, MEMBRANA}$ = 1920 m², H = 4.1 m, T = 39.1°C, OD = 2.0 mg/L, alcalinidad = 2231 mg/L, flujo de aire cruzado = 15 960 m³/d, flujo de aire en tanque = 15 960 m³/d, Q_{WAS} = 50 m³/d, $XCOD/VSS$ = 1.48 [default]).

En el primer escenario simulado por default, los resultados obtenidos en el efluente permeado fueron: SST = 0.90 mg/L, DBO₅ = 32.07 mg/L, N_{TOT} = 1184 mg/L. La concentración de N_{TOT} disminuyó con relación al mejor escenario de operación actual de la PTAR (**Fig. 3**), pero la DBO₅ aumentó. Las concentraciones de SST en los reactores fueron de 2311, 3568, 3151, 2796 y 9020 mg/L en el anóxico, CSTR1, CSTR2, CSTR3 y MBR, respectivamente, las cuales están muy alejadas de los datos de operación actual de la planta (**Cuadro III**).

En el siguiente escenario se ajustó la concentración de SST en los reactores con la relación $XCOD/VSS$ a las condiciones de operación actual de la PTAR. Los resultados se muestran en el **cuadro X**. Con este ajuste, los resultados de simulación en el efluente permeado fueron: SST = 0.75 mg/L, DBO₅ = 32.76 mg/L, N_{TOT} = 1177 mg/L, muy similares al escenario por default. El SRT se elevó hasta 46.93 d.

Para disminuir el SRT, se variaron el Q_{RAS} , Q_{WAS} y el volumen del reactor anóxico (pero con los mismos volúmenes de los CSTR, ya que estos últimos no pueden ampliarse porque su reconstrucción tendría un alto costo). Para mantener la concentración de SST en los reactores también se ajustó $XCOD/VSS$ de acuerdo con la bibliografía (**Cuadro XI**). El mejor escenario de operación se dio con el Q_{RAS} y el Q_{WAS} en 50 m³/d, y con un volumen del reactor anóxico de 200 m³. Con este ajuste, los resultados de simulación en el efluente permeado fueron: SST=1.12mg/L, DBO₅=29.37mg/L, N_{TOT} =1188mg/L, muy similares al escenario por default. El SRT disminuyó a 9.6 d. El escenario de simulación se presenta en la **figura 5**.

Modelo de ampliación con clarificador secundario (CS)

Se propuso un nuevo reactor anóxico y la conversión del reactor anóxico existente a un CSTR, quedando entonces tres CSTR con los volúmenes actuales de la planta de tratamiento, y se cambió el MBR por un clarificador secundario (CS) (**Fig. 6**).

Los datos introducidos en el programa GPS-X de inicio (escenario default) fueron: Q_{inf} = 190 m³/d; nuevo reactor anóxico (V = 1000 m³ [default], T = 38°C, OD = 0.0 mg/L, alcalinidad = 3073 mg/L, $XCOD/VSS$ = 1.48 [default]); reactor anóxico (convertido a CSTR1) (V = 133 m³, H = 4.1 m, T = 38°C, OD = 2.0 mg/L, Alcalinidad = 2442 mg/L, $XCOD/VSS$ = 1.48 [default]); reactor 1 (convertido a CSTR2) (V = 300 m³, H = 4.1 m, T = 40°C, OD = 2.0 mg/L, alcalinidad = 2442 mg/L, $XCOD/VSS$ = 1.48 [default]); reactor 2 (convertido a CSTR3) (V =

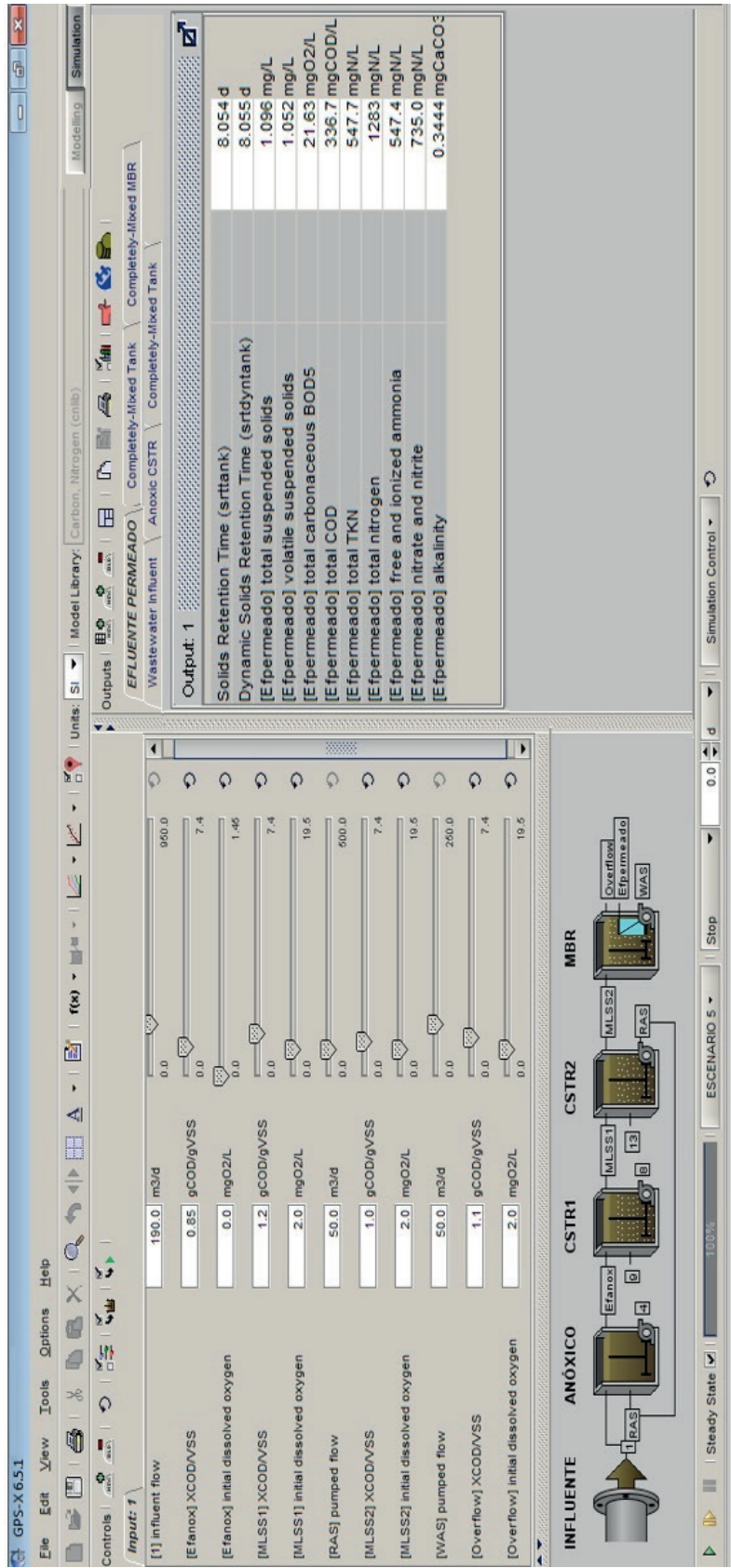


Fig. 3. Escenario de simulación para ajuste de sólidos suspendidos totales (SST) del sistema de tratamiento biológico: reactor anóxico, reactores aerobios (CSTR) y reactor biológico de membrana (MBR) con el modelo de la Fig. 2

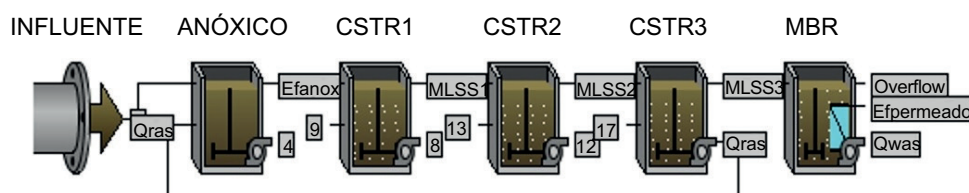


Fig. 4. Modelo de ampliación con reactor biológico de membrana (MBR)

CUADRO X. AJUSTE DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PARTICULADA / SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (XCOD/VSS) PARA LA CALIBRACIÓN DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) DEL MODELO DE LA FIGURA 4 DE ACUERDO CON LA OPERACIÓN ACTUAL

	R _{ANÓX}	CSTR1	CSTR2	CSTR3	MBR
XCOD/VSS ajustado	0.3	0.7	0.6	0.55	1.8
OD (mg/L)	0.0	2.0	2.0	2.0	2.0
SST (mg/L) con simulación	10950	7416	7604	7335	7494
SST (mg/L). Datos de laboratorio	10454	7783	7783	7783	7783
F/M (kg DBO ₅ /kg MLVSS-d)		0.98	0.25	0.18	0.29
F/M (Tchobanoglous et al. 2003)		0.2-0.6	0.2-0.6	0.2-0.6	0.1-0.4

XCOD/VSS: demanda química de oxígeno particulada / sólidos suspendidos volátiles, OD: oxígeno disuelto, SST: sólidos suspendidos totales, F/M: relación alimento/microorganismos o carga del lodo

CUADRO XI. AJUSTE DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PARTICULADA / SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (XCOD/VSS) PARA DISMINUIR LA CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) EN REACTORES DEL MODELO DE LA FIGURA 4 DE ACUERDO CON LA BIBLIOGRAFÍA

	R _{ANÓX}	CSTR1	CSTR2	CSTR3	MBR
XCOD/VSS ajustado	0.85	1.3	1.15	1.0	1.2
OD (mg/L)	0.0	2.0	2.0	2.0	2.0
SST (mg/L) con simulación	4020	4148	4114	4167	11 190
SST (Tchobanoglous et al. 2003)		1500-4000	1500-4000	1500-4000	5000-20 000
F/M (kg DBO ₅ /kg MLVSS-d)		1.78	0.49	0.34	0.20

XCOD/VSS: demanda química de oxígeno particulada / sólidos suspendidos volátiles, OD: oxígeno disuelto, SST: sólidos suspendidos totales, F/M: relación alimento/microorganismos o carga del lodo

330 m³, H = 4.1 m, T = 40°C, OD = 2.0 mg/L, alcalinidad = 2442 mg/L, XCOD/VSS = 1.48 [default]); CS (tipo fondo plano, A_{SUP} = 100 m² [default], H_{agua} = 3 m, Q_{WAS} = 40 m³/d [default], Q_{RAS} = 2000 m³/d [default], alcalinidad = 2231 mg/L, XCOD/VSS = 1.48 [default]).

En el primer escenario simulado por default, los resultados obtenidos en el efluente fueron: SST = 8.73 mg/L, DBO₅ = 2.22 mg/L y N_{TOT} = 126.5 mg/L, reduciéndose significativamente la carga orgánica y el N_{TOT}. La concentración de SST en los reactores fue de 8843, 8819, 8772 y 8725 mg/L en el anóxico, CSTR1, CSTR2 y CSTR3 respectivamente, los cuales son muy similares a los datos de operación

actual de la planta (**Cuadro III**) excepto en el reactor anóxico. Las relaciones F/M estuvieron fuera del rango de operación según la bibliografía para todos los reactores (**Cuadro X**). El SRT fue de 17.78 d (entre tres y 15 d según Tchobanoglous et al. [2003]).

Observando los buenos resultados obtenidos en cuanto a remoción de N_{TOT} en el escenario por default, en el siguiente escenario se ajustaron los SST en los reactores con XCOD/VSS de acuerdo con lo que se maneja en la bibliografía. Se ajustó también el volumen del reactor anóxico, el cual se redujo hasta 800 m³. El área del CS se mantuvo en 100 m², el Q_{RAS} se optimizó a 3000 m³/d y el Q_{WAS} a 100 m³/d. Los resultados se muestran en **cuadro XII**.

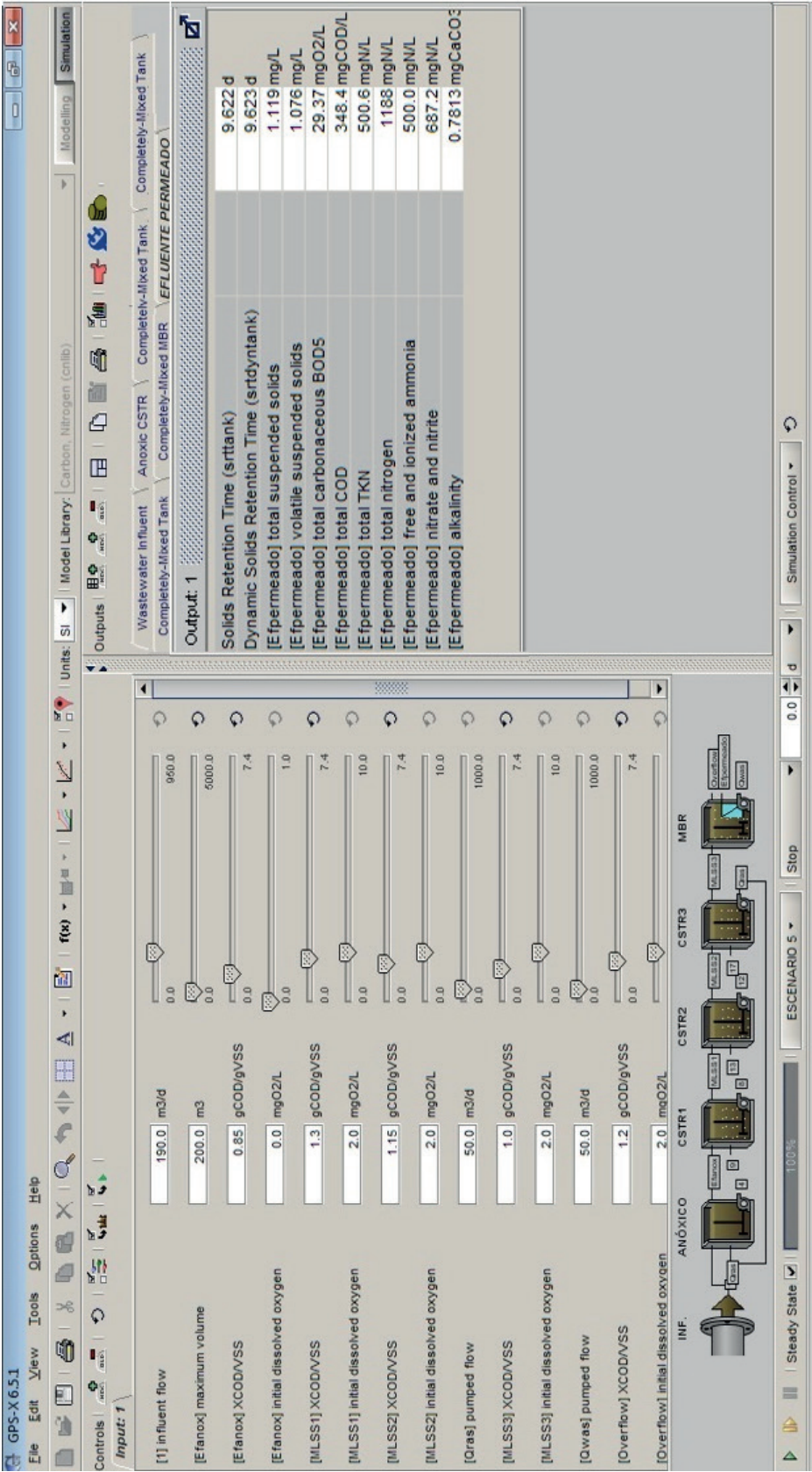


Fig. 5. Escenario de simulación para ajuste de sólidos suspendidos totales (SST) del sistema de tratamiento biológico: reactor anóxico, reactores aerobios (CSTR) y reactor biológico de membrana (MBR) con el modelo de la Fig. 4

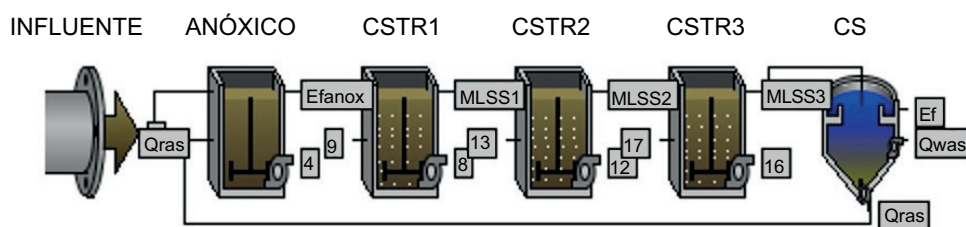


Fig. 6. Modelo de ampliación con clarificador secundario (CS)

CUADRO XII. AJUSTE DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PARTICULADA / SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (XCOD/VSS) PARA DISMINUIR LA CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) EN REACTORES DEL MODELO DE LA FIGURA 6 DE ACUERDO CON LA BIBLIOGRAFÍA

	RANÓX	CSTR1	CSTR2	CSTR3
XCOD/VSS ajustado	1.6	1.7	1.7	1.65
OD (mg/L)	0.0	2.0	2.0	2.0
SST (mg/L) con simulación	4083	3845	3824	3908
SST (Tchobanoglous et al. 2003)		1500-4000	1500-4000	1500-4000
F/M (kg DBO ₅ /kg MLVSS-d)		10.5	4.6	4.0
F/M (Tchobanoglous et al. 2003)		0.2-0.6	0.2-0.6	0.2-0.6

XCOD/VSS: demanda química de oxígeno particulada / sólidos suspendidos volátiles, OD: oxígeno disuelto, SST: sólidos suspendidos totales, F/M: relación alimento/microorganismos o carga del lodo.

Con este ajuste, los resultados de simulación en el efluente fueron: SST = 3.92 mg/L, DBO₅ = 2.07 mg/L y N_{TOT} = 89.49 mg/L. El SRT fue de 7.32 d (entre tres y 15 d según Tchobanoglous et al. [2003]), mientras que la relación F/M se mantuvo fuera del rango. Por otra parte, la carga hidráulica superficial (CHS) y la carga de sólidos (Cs) en el sedimentador secundario fueron de 0.9 m³/m²-d y 124.8 kg/m²-d, respectivamente, las cuales son aceptables según la bibliografía (Tchobanoglous et al. 2003). Este escenario (**Fig. 7**) presentó los mejores resultados en cuanto a remoción de N_{TOT} con un 94.7 %, además de presentar una buena sedimentación de lodos, tal como se observa en la gráfica de barras.

Por último, considerando que la relación F/M está muy por arriba del rango de operación según la bibliografía, se simulaban escenarios para disminuir dicha relación a través del Q_{RAS}, el Q_{WAS} y la relación XCOD/VSS. De esta manera, el Q_{RAS} y el Q_{WAS} se optimizaron en 1000 y 50 m³/d, respectivamente, el volumen del reactor anóxico quedó en 800 m³ y el área del clarificador secundario se mantuvo en 100 m². Los resultados se muestran en **cuadro XIII**. Con este ajuste, los resultados de simulación en el efluente fueron: SST = 7.92 mg/L, DBO₅ = 4.19 mg/L y N_{TOT} = 258.5 mg/L. El SRT fue de 13.28 d (entre tres y 15 d

según Tchobanoglous et al. [2003]). Por otra parte, la carga hidráulica superficial (CHS) y la carga de sólidos (Cs) en el sedimentador secundario fueron de 1.4 m³/m²-d y 94.2 kg/m²-d, respectivamente, las cuales son aceptables según la bibliografía (Tchobanoglous et al. 2003). Con este escenario (**Fig. 8**) la remoción de N_{TOT} fue de un 84.8 %, además de presentar una buena sedimentación de lodos, tal como se observa en la gráfica de barras.

En suma, el proceso de desnitrificación llevado a cabo con el modelo de la **figura 6** a través del reactor anóxico y el CS, llega a un punto en que el grado de reacción no puede aumentar, ya que está sujeto al proceso de nitrificación que se da en los tres CSTR. Si se quiere reducir aún más la concentración del N_{TOT}, es necesario aumentar el volumen de los CSTR, lo cual generaría un costo extraordinario ajeno al objetivo de este trabajo de investigación. La idea principal fue reducir el N_{TOT} hasta un mínimo al menor costo posible, lo cual ocurrió con la propuesta de un nuevo reactor anóxico y el cambio del MBR por un CS. Cabe señalar que al aumentar el área superficial del CS se mantuvo el mismo grado de desnitrificación debido precisamente a la limitación del proceso de nitrificación en los reactores. Es posible llegar a este mismo escenario si se elimina el reactor anóxico y se

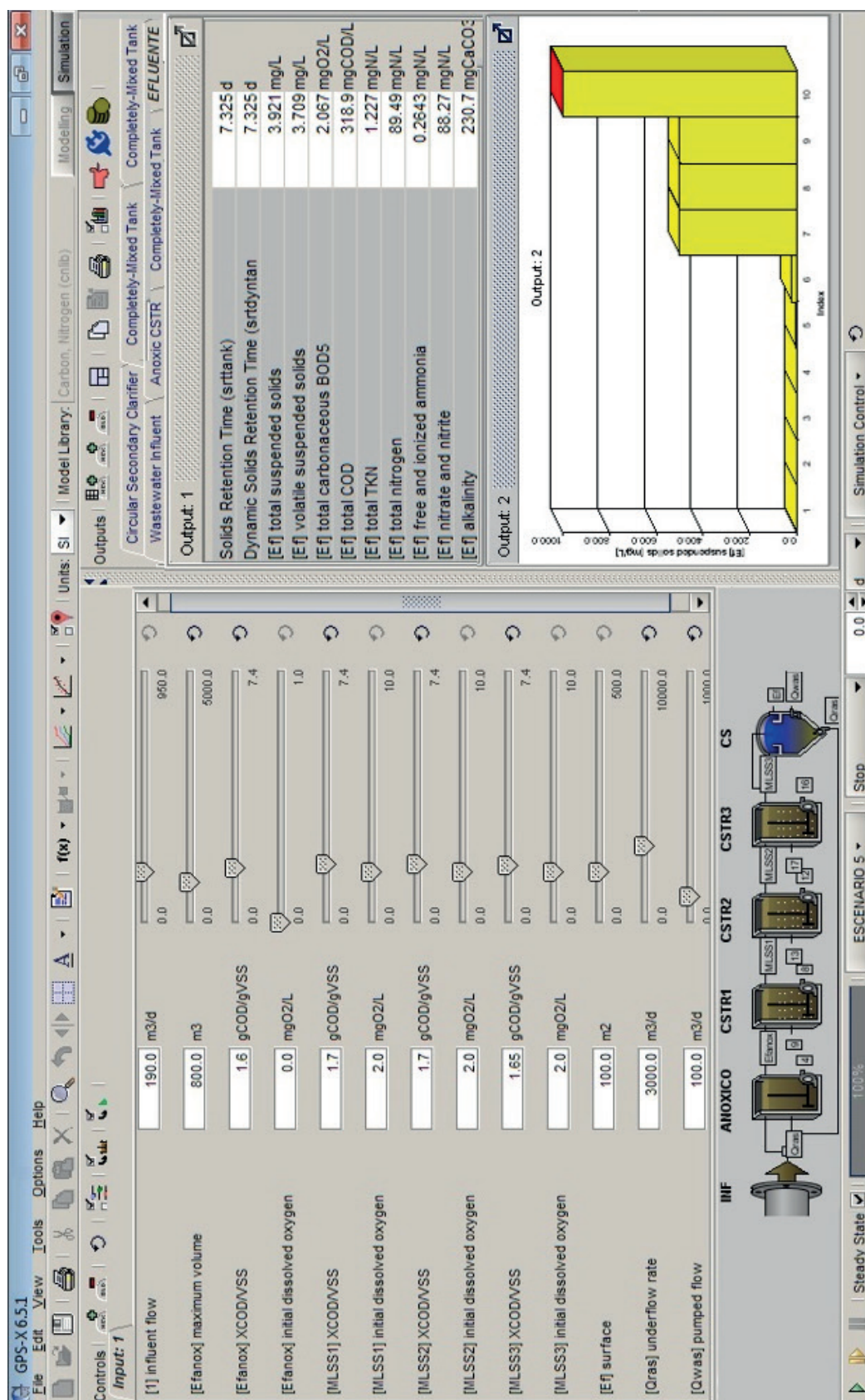


Fig. 7. Escenario de simulación para ajuste de sólidos suspendidos totales (SST) del sistema de tratamiento biológico: reactor anóxico, reactores aerobios (CSTR) y reactor biológico de membrana (MBR) con el modelo de la Fig. 6

CUADRO XIII. AJUSTE DE LA RELACIÓN F/M (ALIMENTO/MICROORGANISMOS) PARA EL MODELO DE LA FIGURA 6

	R_{ANOX}	CSTR1	CSTR2	CSTR3
XCOD/VSS ajustado	1.2	1.4	1.4	1.4
OD (mg/L)	0.0	2.0	2.0	2.0
SST (mg/L) con simulación	10 460	7827	7733	7917
SST (Tchobanoglous et al. 2003)		1500-4000	1500-4000	1500-4000
F/M (kg DBO ₅ /kg MLVSS-d)		2.4	1.0	0.8
F/M (Tchobanoglous et al. 2003)		0.2-0.6	0.2-0.6	0.2-0.6

XCOD/VSS: demanda química de oxígeno particulada / sólidos suspendidos volátiles, OD: oxígeno disuelto, SST: sólidos suspendidos totales, F/M: relación alimento/microorganismos o carga del lodo.

aumenta el área superficial del CS, ya que este último se opera en condiciones anóxicas; sin embargo, esto generaría mayor costo de construcción y uso de terreno al utilizarse más clarificadores secundarios.

CONCLUSIONES

El sistema de ampliación con clarificador secundario resultó la mejor alternativa para la remoción de nitrógeno, carga orgánica y sólidos. En el caso de la eliminación de N_{TOT} , el mejor escenario de remoción alcanza un 94.7 %; sin embargo, la relación F/M se mantiene muy lejos del rango de operación marcado en la bibliografía. Al hacer el ajuste de la F/M a un rango aceptable, la remoción de N_{TOT} se reduce a un 84.8%. En ambos casos la sedimentación de lodos es muy buena. En este sentido, la relación F/M, aunque influye en el proceso de nitrificación, puede ser manejada fuera del rango de operación, siempre y cuando la sedimentación en el clarificador secundario sea aceptable.

Aun cuando la concentración de N_{TOT} en los escenarios de ampliación con clarificador secundario no cumple con los límites máximos permisibles (LMP) de descarga según la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT 1996), este nitrógeno puede disminuirse en la etapa de tratamiento terciario con el que cuenta la planta de tratamiento en estudio, hasta llevarlo dentro de los LMP.

Haciendo una comparación de remoción de carga orgánica, nitrógeno y sólidos del mejor escenario de ampliación con MBR y CS, se puede observar que en el caso del MBR se alcanzó una remoción de 99.4 % en DBO₅, 99.2 % en SST y 30 % en N_{TOT} , mientras que en el caso de la ampliación con CS se alcanzó una remoción de 99.9 % en DBO₅, 97.3 % en SST y 94.7 % en N_{TOT} .

NOMENCLATURA

CS: clarificador secundario

CSTR: reactor aerobio tipo mezcla completa

DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días

DQO: demanda química de oxígeno

Ef: efluente

Efanox: efluente de reactor anóxico

Efermeado: efluente permeado del MBR

F/M: relación alimento/microorganismos o carga del lodo. Relación que existe entre la cantidad de materia orgánica o alimento que ingresa al sistema biológico (F) y la cantidad de microorganismos presentes en el sistema biológico (M)

fbod: relación de DBO₅ y DBO última

frsi: fracción de DQO inerte soluble

frss: fracción de DQO rápidamente biodegradable

frxi: fracción de DQO inerte particulada

frsnh: fracción de nitrógeno amoniacal y nitrógeno total Kjeldahl solubles

icv: relación de DQO particulada y sólidos suspendidos volátiles

ivt: relación de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos suspendidos totales (SST)

MBR: reactor biológico de membrana

MLSS: sólidos suspendidos totales en el licor mezclado

MLVSS: sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado

N-NH₃: nitrógeno amoniacal

N-NO₂⁻: nitrógeno como nitritos

N-NO₃⁻: nitrógeno como nitratos

NTK: nitrógeno total Kjeldahl

N_{TOT} : nitrógeno total

Overflow: sobrenadante del MBR

P: fósforo

PTAR: planta de tratamiento de aguas residuales

Q_{INF} : flujo de influente

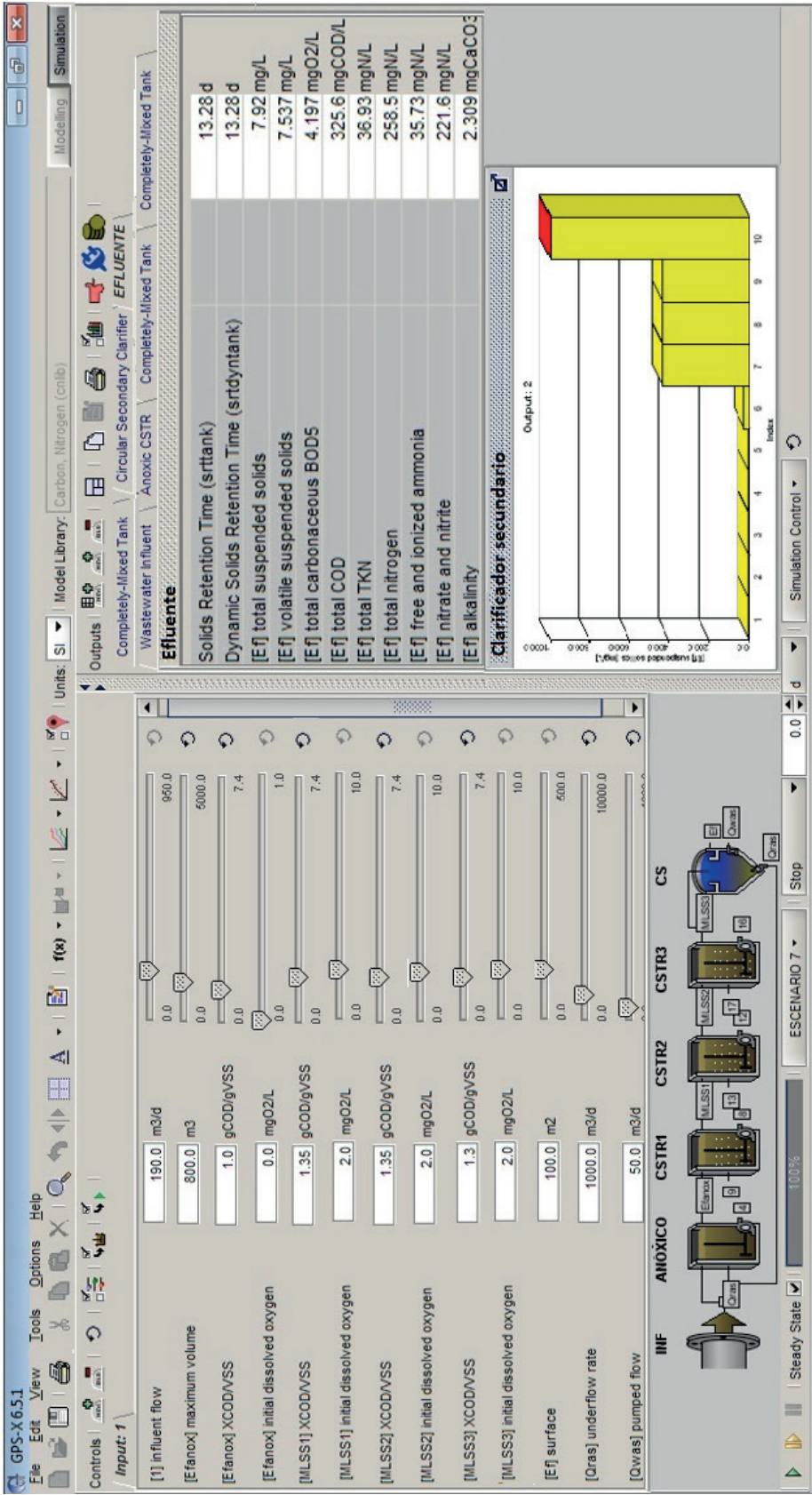


Fig. 8. Escenario de simulación para ajuste de F/M (kg DBO₅/kg MLVSS-d) en reactores aerobios (CSTR) con el modelo de Fig. 6

Q_{RAS}: flujo de recirculación
 Q_{WAS}: flujo de purga
 S_I: DQO inerte soluble
 S_{NH}: nitrógeno amoniacal soluble
 S_{ND}: nitrógeno orgánico soluble biodegradable
 SRT: tiempo de retención de sólidos
 S_S: DQO fácilmente biodegradable
 SST: sólidos suspendidos totales
 SSV: sólidos suspendidos volátiles
 X_{COD/VSS}: DQO_{PARTICULADA}/Sólidos suspendidos volátiles
 X_I: DQO inerte en suspensión
 X_S: DQO lentamente biodegradable
 X_{ND}: nitrógeno orgánico particulado biodegradable

REFERENCIAS

- APHA (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. Seventeenth ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington D.C., 1364 pp.
- Bhadra S., Narvaez C., Thomson D.J. y Bridges G.E. (2015). Non-destructive detection of fish spoilage using a wireless basic volatile sensor. *Talanta* 134, 718-723. DOI: 10.1016/j.talanta.2014.12.017
- Dulekgurgen E., Dogruel S., Karahan Ö. y Orhon D. (2006). Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability. *Water Res.* 40, 273-282. DOI: 10.1016/j.watres.2005.10.032
- Espinosa M.A., Bravo O., Ortega J.M. e Hidalgo A. (2014). Evaluación de la nitrificación a través de perfiles operacionales en un reactor aerobio. *Ingenierías XVII* (62), 50-59.
- Espinosa M.A., Ruiz T., Hidalgo A. y Delgado R. (2019). Efecto de la carga hidráulica de un filtro percolador en el proceso de nitrificación. *Rev. Mex. Ing. Quím.* 18 (1), 107-113. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbi/revmexingquim/2019v18n1/Espinosa
- Fall C. Flores A.N., Espinosa M.A., Vázquez G., Loaiza N.J., van Loosdrecht M.C.M. y Hooijmans C.M. (2011). Divergence between respirometry and physicochemical methods in the fractionation of the chemical oxygen demand in municipal wastewater. *Water Environ. Res.* 83 (2), 162-172. DOI: 10.2175/106143010X12780288627931
- Fall C., Millán E., Bâ K.M., Gallego I., García D., Díaz C. y Solís C. (2012). COD fractionation and biological treatability of mixed industrial wastewaters. *J. Environ. Manage.* 113, 71-77. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.032
- Gujer W., Henze M., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. y Marais G. (1995). The activated sludge model No. 2: Biological phosphorus removal. *Water Sci. Technol.* 31 (2), 1-11. DOI: 10.1016/0273-1223(95)00175-M
- Han N., Hao H., Urase T. y Yew-Hoong K. (2015). A critical review on characterization strategies of organic matter for wastewater and water treatment process. *Bioresource Technol.* 193, 523-533. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.06.091
- Hydromantis (2014). Software GPS-X. Environmental Software Solutions, INC. Applications [en línea]. <https://www.hydromantis.com/GPSX-applications.html> 01/08/2017.
- Karahan Ö., Dogruel S., Dulekgurgen E. y Orhon D. (2008). COD fractionation of tannery wastewaters. Particle size distribution, biodegradability and modeling. *Water Res.* 42, 1083-1092. DOI: 10.1016/j.watres.2007.10.001
- Tchobanoglous G., Burton F. y Stensel H. (2003). Wastewater engineering, treatment and reuse. Fourth edition. Mc.Graw Hill, Inc., Nueva York, EUA, 1819 pp.
- SEMARNAT (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 23 de abril de 2003.
- Pratyush B., Saroj K. y Arun K. (2014). Evaluation of poultry viscera as potential fish feed ingredient, compared to fishmeal. *Int. J. Current Res.* 6 (2), 5241-5243.
- Radjenović J., Matošić M., Mijatović I., Petrović M. y Barceló D. (2008). Membrane bioreactor (MBR) as an advanced wastewater treatment technology. *Environ. Chem.* 5, 37-101. DOI: 10.1007/698_5_093
- Shaw A., Langergraber G., Reiger L., Winkler S., Gillot S. y Ohtsuki T. (2012). Guidelines for using activated sludge models. First edition. IWA Publishing. Londres, Inglaterra, 269 pp.
- Van Loosdrecht M., López C., Meijer S., Hooijmans C. y Brdjanovic D. (2015). Twenty-five years of ASM1: past, present and future of wastewater treatment modeling. *J. Hydroinform.* 17 (5), 697-718. DOI: 10.2166/hydro.2015.006
- Van Loosdrecht M., Nielsen P., López C. y Brdjanovic D. (2016). Experimental methods in wastewater treatment. First edition. IWA publishing. Londres, Inglaterra, 319 pp.