



Tecnología y Ciencias del Agua

ISSN: 0187-8336

revista.tyca@gmail.com

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
México

Vázquez-Mejía, Guadalupe; Ortega-Aguilar, Rosa Elena; Esparza-Soto, Mario; Fall, Cheikh
Fraccionamiento de DQO del agua residual de Toluca por el protocolo STOWA
Tecnología y Ciencias del Agua, vol. IV, núm. 2, abril-junio, 2013, pp. 21-35
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Morelos, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=353531982002>

- [Cómo citar el artículo](#)
- [Número completo](#)
- [Más información del artículo](#)
- [Página de la revista en redalyc.org](#)

 redalyc.org

Sistema de Información Científica
Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

FRACCIONAMIENTO DE DQO DEL AGUA RESIDUAL DE TOLUCA POR EL PROTOCOLO STOWA

• Guadalupe Vázquez-Mejía •
Universidad Autónoma del Estado de México

• Rosa Elena Ortega-Aguilar •
Instituto Tecnológico de Toluca, México

• Mario Esparza-Soto • Cheikh Fall* •
Universidad Autónoma del Estado de México

*Autor de correspondencia

Resumen

El modelo número 1 de lodos activados (ASM1), publicado en 1987, hoy es utilizado de manera amplia. La generación de una base de datos de padrones típicos de fraccionamiento de DQO para las aguas residuales municipales (ARM) en México y en América Latina facilitaría el uso de la modelación dinámica y de los simuladores de plantas de tratamiento en la sub-región. En este trabajo se aplicó el protocolo físico-químico de caracterización propuesto por la Asociación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua (STOWA), para determinar el patrón de fraccionamiento de la DQO en las aguas residuales de la ciudad de Toluca. También se realizaron pruebas respirométricas para hallar el valor de algunos de los parámetros cinéticos del ASM1, así como para investigar la cantidad de biomasa heterótrofa (X_{H0}) inicialmente presente en las aguas residuales. Las tasas de crecimiento ($\mu_{Hmáx}$) y de decaimiento (b_H) a 20 °C fueron 5.7 y 0.54 d⁻¹, mientras X_{H0} representó hasta el 14% de la DQO total. El padrón de fraccionamiento promedio de la DQO en el ARM pre-sedimentada fue 13% de DQO soluble inerte (S_I), 23% de sustrato fácilmente biodegradable (S_S), 48% de DQO lentamente biodegradable (X_S) y 16% de DQO particulada inerte (X_I). Con respecto a la fracción S_S , hubo grandes divergencias entre los valores obtenidos por respirometría ($S_{S-respiro}$) y los derivados por vía físico-química ($S_{S-físico}$). Las contradicciones entre $S_{S-respiro}$ y $S_{S-físico}$ y los problemas de medición de DBO fueron las principales dificultades notadas durante la implementación del protocolo STOWA en el ámbito local.

Palabras clave: fracciones de DQO, modelo ASM1, lodo activado, DQO fácilmente biodegradable, respirometría, protocolo STOWA.

Introducción

En las últimas tres décadas se han realizado numerosos estudios acerca del control y manejo de los procesos biológicos de tratamiento para aguas residuales. Los primeros resultados significativos aparecieron con la formalización matemática de los fenómenos biológicos, en particular la formulación de la expresión de tasas de crecimiento y decaimiento específico.

Más tarde se desarrolló una serie de modelos avanzados, capaces de simular las variaciones dinámicas de los parámetros en los lodos activados (Henze *et al.*, 2000).

El modelo número 1 de lodos activados (ASM1, por sus siglas en inglés) se utiliza ampliamente hoy en Europa y América del Norte para simular procesos biológicos en sistemas de lodos activados (Henze *et al.*, 2000). Para su aplicación es necesario realizar

estudios previos de caracterización de las aguas residuales municipales (ARMs), con base en el fraccionamiento de la demanda química de oxígeno (DQO). En México, y de manera general en América Latina, se tiene poca información sobre el padrón típico de las fracciones de DQO en las ARMs, e igual sobre los rangos de valores de las constantes cinéticas del ASM1, lo que podría limitar las aplicaciones de la simulación dinámica en la región (Fall *et al.*, 2011a).

El ASM1 ha tomado a la DQO como parámetro de cuantificación de la materia orgánica del ARM, substituyendo a la demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO_5) como parámetro primario de cuantificación. El aspecto más importante de la caracterización de la materia orgánica es el fraccionamiento de la DQO, el cual distingue la DQO inerte de la DQO biodegradable, según los índices de la biodegradabilidad (Henze *et al.*, 2000). La fracción inerte se divide en DQO inerte soluble (S_I) y en DQO inerte particulada (X_I). El S_I del influente pasa a través del sistema sin ser afectado por las reacciones bioquímicas dentro del reactor, mientras que el X_I se acumula en el lodo, contribuyendo a los sólidos suspendidos volátiles (Orhon y Cokgör, 1997). Por otro lado, la DQO biodegradable está subdividida en una fracción soluble fácilmente biodegradable (S_S) y en una fracción lentamente biodegradable (X_S).

La determinación experimental de las cuatro fracciones de DQO fue discutida ampliamente en la literatura (Ekama *et al.*, 1986; Germirli *et al.*, 1991; Ince *et al.*, 1998; Henze *et al.*, 2000), distinguiéndose dos principales tipos de métodos de fraccionamiento: por respirometría y por vía físico-química. Ejemplos de estudios donde se utilizaron métodos respirométricos para la caracterización de aguas residuales son los de Ekama *et al.*, 1986; Fall *et al.*, 2011b; Xu y Hasselblad, 1996; Kappeler y Gujer, 1992; y Mathieu y Etienne, 2000. Por otro lado, el protocolo de la STOWA (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002), que es un método de fraccionamiento físico-químico, ha recibido

una substancial atención debido a la relativa facilidad de aplicación, ya que substituye las pruebas respirométricas con una serie de filtraciones a $0.1 \mu\text{m}$, y análisis de DQO y DBO.

Con base en el caso de la ciudad de Toluca, el principal objetivo de la presente investigación fue determinar el padrón de fraccionamiento de la DQO en las aguas residuales municipales típicas de las grandes ciudades en México. Además, uno de los intereses del estudio fue evaluar, desde un punto de vista práctico, el uso local del protocolo STOWA, así como comparar este método con las técnicas tradicionales de respirometría, en particular para determinar la fracción lentamente biodegradable, S_S .

Metodología

Muestreo y tratamiento de muestras

El trabajo se realizó con las ARMs que reciben y tratan las dos grandes plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) municipal de Toluca, la Planta Toluca Norte (PTN) y la Planta Toluca Oriente (PTO), representando un caso típico de una metrópolis en México. Se tomaron muestras compuestas diarias del influente y efluente durante una semana en cada planta, para determinar la variabilidad en las DQO totales (DQO_T) y solubles (DQO_{sol} , $0.1 \mu\text{m}$), así como en las cuatro fracciones del ASM1 (S_S , S_I , X_S , X_I). Se colectaron alícuotas de 0.2 L por intervalos de treinta minutos, para constituir las muestras compuestas. La preservación de las muestras se hizo conforme a los métodos estándar (APHA-AWWA-WPCF, 2005). Cada día, al inicio del muestreo, se tomó también una muestra puntual de licor mixto (4 L) en el canal de recirculación de lodos. Al igual que las muestras de influente y efluente, el licor se trasladó al laboratorio; al llegar, se aireó el lodo durante 24 horas con una pequeña bomba; se dejó sedimentar para tomar una alícuota de sobrenadante, en la que se determinó la DQO soluble para el licor mezclado (DQO_{SLM}). El resto de licor se lavó y aireó nuevamente, para servir de siembra

en las pruebas respirométricas descritas más adelante.

Fraccionamiento de la DQO, vía físico-química

La determinación de las cuatro fracciones de DQO del ASM1 en los influentes se realizó siguiendo el protocolo de la STOWA (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002). El procedimiento de fraccionamiento en su conjunto requiere la medición de las DQO totales y solubles en el influente, y en el efluente tratado, así como de la DBO en el influente, lo que permite calcular después todas las fracciones, S_s , S_r , X_s y X_r . La DBO se mide a diferentes tiempos de incubación, desde uno hasta 14 días. Es importante resaltar que la S_s que proviene del método STOWA (notada también como $S_{s_físico}$) se obtiene vía un procedimiento totalmente físico-químico. Los análisis de DQO se realizaron con un método comercial de digestión a reflujo cerrado y espectrofotometría (Hach Company, Loveland, CO); se utilizaron membranas Whatman de 0.1 μm de poro para las filtraciones.

El procedimiento para obtener las fracciones, a partir de los parámetros medidos, está resumido en la primera parte del apéndice 1. La suma de las cuatro fracciones representa la DQO total del influente (ecuación (1) del apéndice), mientras que la fracción soluble no biodegradable (S_r) se halla directamente como la DQO soluble del efluente tratado (DQO_{solEff} , ecuación (2)); sin embargo, también se puede estimar con la DQO soluble (DQO_{sol}) del licor mezclado re-aireado en el laboratorio (DQO_{SLM}); en este trabajo se evaluaron ambos métodos y los valores de S_r resultaron similares (resultados no incluidos). En cuanto a la fracción S_s , se obtiene como la diferencia $DQO_{sol} - S_r$ (ecuación (3)).

Otra medición directa requerida para el cálculo de las otras fracciones (X_r y X_s) es la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Todas las determinaciones de DBO se llevaron a cabo de acuerdo con la NMX-AA-028-SCFI; se determinó la DBO a 2, 5, 7, 10 y 14 días a 20

$^{\circ}\text{C}$ para cada una de las muestras compuestas (de 24 h) del influente de ambas plantas de tratamiento. Con los datos obtenidos se trazaron las gráficas de DBO en función del tiempo y se utilizó el programa estadístico SPSS (SPSS Inc., Chicago, IL) para ajustar los datos mediante una regresión no lineal a la ecuación clásica de la curva de DBO (ecuación (4a), apéndice 1, Cutrera et al., 1999), con lo que se obtuvieron los valores de k_{DBO} (constante cinética de primer orden) y DBO última (DBO_u). Posteriormente se estimó la DQO biodegradable (DQO_b) a partir de la DBO_u (ecuación (4b) del apéndice), considerando el valor recomendado de 0.15 para el factor de corrección, f_{DBO} (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002). Considerando que la DQO_b es la suma $S_s + X_s$ (ecuación (4c)), se puede despejar X_s (ecuación (4d)). Hasta aquí, las tres fracciones son ya conocidas y la cuarta (X_r) se puede despejar de las ecuaciones (1) y (5) del apéndice.

Determinación de X_{H0} y de S_s por respirometría ($S_{s_respiro}$)

En algunas aguas residuales, la fracción X_{H0} es despreciable, mientras que en otras no es así (Henze et al., 2000), por lo que se considera importante evaluar su valor cuando se trata de una nueva situación. Sin embargo, su determinación y cálculo requiere del conocimiento previo de varios parámetros cinéticos. Estos son b_{Hr} la constante de decaimiento de los heterótrofos, $\mu_{Hmáx}$ la constante de crecimiento y Y_{Hr} el coeficiente de rendimiento de biomasa. Se realizaron las pruebas necesarias para estimar los dos parámetros cinéticos (b_H y $\mu_{Hmáx}$), mientras que se utilizó el valor sugerido en el ASM1 para la constante estequiométrica Y_H (0.67). Por otro lado, se hicieron otras pruebas para hallar S_s por vía respirométrica ($S_{s_respiro}$). Los diferentes métodos respirométricos empleados para hallar $S_{s_respiro}$, b_{Hr} , $\mu_{Hmáx}$ y X_{H0} se describen a continuación.

Descripción del respirómetro utilizado

Las pruebas respirométricas se realizaron por triplicado en un sistema de reactores biológicos de vidrio (2 L) con serpentín externo para el control de temperatura (20 °C) y agitación magnética, descrito con más detalles en Fall *et al.* (2006); la aireación se suministró con pequeñas bombas conectadas a difusores. Los reactores contaron además con sensores de oxígeno, y un sistema de control y adquisición de datos, que permitió regular el suministro de oxígeno y registrar continuamente su concentración en el licor mezclado. Se emplearon diferentes relaciones sustrato/biomasa (S/X inicial) para encontrar los distintos parámetros cinéticos (Chávez, 2005): valores altos (> 4) en la determinación de $\mu_{Hmáx}$ y valores bajos (< 0.5) en las corridas para b_H . En todas las pruebas respirométricas se adicionó 1-alil-2-tiourea a una concentración de 10 mg/L para inhibir la nitrificación. El oxígeno disuelto se mantuvo entre 3 y 4 mg/L con la bomba de aireación en el modo *off/on*. Las tasas de consumo de oxígeno durante cada ciclo de aireación se calcularon con la pendiente del tramo descendiente de la curva de concentración de O_2 en función del tiempo.

DQO fácilmente biodegradable, $S_{s_respiro}$

La determinación de la fracción S_s medida por respirometría ($S_{s_respiro}$) se hizo siguiendo el procedimiento propuesto por Ekama *et al.* (1986) en condiciones de S/X inicial bajo. Esto se logró utilizando porciones de 0.45 L de agua residual y 0.25 L de licor mixto como siembra (triplicados). Se determinaron las velocidades de consumo de oxígeno (r_{O_2}) de dos a tres horas, y se trazó la gráfica del respirograma correspondiente (r_{O_2} en función del tiempo). De la gráfica se calculó $S_{s_respiro}$ con la ecuación (8) del apéndice, en donde ΔO_2 representa la cantidad de O_2 consumido durante la prueba, la cual corresponde al área bajo la curva de r_{O_2} . El área fue obtenida por integración con el software ORIGIN (Origin Lab Corporation, Northampton, MA).

Coefficiente de decaimiento heterotrófico, b_H

Para determinar b_H se empleó la metodología de Vanrolleghem *et al.* (1999). Se adicionaron a los reactores del respirómetro 0.7 L de licor mezclado de la planta de tratamiento (sin añadir agua residual). Se mantuvo en aireación de cinco a siete días, midiendo una vez por día la tasa promedio de consumo de O_2 del cultivo (r_{O_2}). Al graficar el logaritmo natural de r_{O_2} versus el tiempo, la pendiente da directamente el coeficiente de decaimiento del modelo tradicional (b'_H), a partir del cual se extrae el b_H del modelo ASM1 (ecuación (6a) y (6b) del apéndice). La corrección y transcripción del b'_H en b_H se considera por el hecho de que el decaimiento, tradicionalmente modelado con el proceso de respiración endógena, está ahora representado con un proceso de muerte-regeneración en el ASM1.

Tasa específica máxima de crecimiento de la biomasa heterotrófica ($\mu_{Hmáx}$) y cálculo de X_{H0}

Se aplicó el método respirométrico de Kappeler y Gujer (1992) para determinar $\mu_{Hmáx}$ y X_{H0} . En cada uno de los reactores del respirómetro (triplicado) se añadió la cantidad de 0.7 L de agua residual (pre-sedimentada) y sin agregarle ninguna siembra externa (sin inocular). La pequeña cantidad de biomasa inicial naturalmente presente en el agua residual (X_{H0}) serviría en este caso de siembra (interna), lo que da una relación S/X alta (sustrato/biomasa), tal como se requiere en esta prueba. El respirograma producido permite calcular el valor de las constantes $\mu_{Hmáx}$ y X_{H0} . Durante las pruebas respirométricas, la adquisición de datos (concentración de O_2 en función del tiempo) se llevó a cabo en continuo de cuatro a cinco horas, típicamente. Después de calcular los valores de las tasas de respiración (r_{O_2}) para cada corrida, éstos se representaron en una gráfica en función del tiempo (respirograma), misma que se ajustó con una función exponencial. La pendiente de la gráfica del logaritmo de los r_{O_2} en función del

tiempo corresponde a la diferencia ($\mu_{H_{m\acute{a}x}} - b'_H$). Se extrajo después el valor de $\mu_{H_{m\acute{a}x}}$ restando el valor antes determinado de b'_H . Además, X_{H_0} se calculó a partir del mismo respirograma en el que se extrajo $\mu_{H_{m\acute{a}x}}$; se considera el valor inicial de la tasa de respiración ($r_{O_2,0} = r_{O_2}$ al tiempo $t = 0$, ordenada al origen de la curva r_{O_2} función de t), siendo el valor a partir del cual se calcula X_{H_0} (ecuaciones (7a) y (7b), apéndice 1).

Resultados y discusión

Características generales del agua residual municipal

El valor del pH para el influente de la PTN fue en promedio de 8.3 (± 0.6); cinco de los siete datos diarios se encontraron ligeramente por arriba del límite establecido como óptimo (6.7 a 8.7; Rittmann y McCarty, 2001) en los tratamientos biológicos. Para la PTO, el pH promedio fue 7.5 (± 0.3); todos los valores a la PTO estuvieron dentro del intervalo óptimo. El análisis estadístico aplicado mostró diferencias significativas entre los pH en los afluentes de ambas plantas (*t-student*, $\alpha < 0.05$).

El cuadro 1 resume los valores de DQO determinados en las ARMs que ingresaron a cada planta de tratamiento durante la campaña de muestreo de una semana; se presentan además los máximos, mínimos, la desviación estándar (DE) y el coeficiente de variación (CV). En general, las DQO totales y las DQO solubles fueron muy similares de una planta

a la otra, mientras que la DQO inerte soluble (S_i o DQO_{Si}) fue dos veces mayor en la PTO (diferencia significativa). En promedio, la DQO particulada (DQO_p) representó entre 62 y 65% de la DQO total en ambas plantas. Los coeficientes de variación y desviación estándar fueron mayores en la PTO. Las DQO se encuentran en el mismo intervalo reportado para algunas plantas europeas, por ejemplo en Holanda (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002), excepto que la proporción de DQO soluble inerte es menor para éstas. En cuanto al contenido de material orgánico inerte soluble, los valores de S_i reportados por Henze *et al.* (2000) para países como Dinamarca son 40 mg/L, Suiza 25 mg/L y Hungría con 30 mg/L, comparados con cerca de 50 a 90 mg/L en el agua residual municipal de Toluca. Al comparar la fracción S_i de ambas plantas (DQO_{Si} , cuadro 1), se tiene, por el contrario, una diferencia significativa ($\alpha < 0.05$) entre ellas. Otro contraste interesante observado fue que, en promedio, la proporción de material soluble inerte respecto a la DQO soluble total fue mayor en la PTO (55% en promedio) comparado con la PTN (27%). Este da una idea de la variabilidad que puede haber en algunos parámetros de las aguas residuales, aun de una misma ciudad.

En cuanto a la variabilidad temporal de las características según los días de la semana, los valores promedio diarios para la DQO_T fluctuaron en intervalos de 409-532 mg/L y 345-596 mg/L, para la PTN y la PTO, respectivamente (cuadro 1). En general, los

Cuadro 1. DQO en los afluentes de las plantas Toluca Norte y Toluca Oriente.

	Planta Toluca Norte (PTN)				Planta Toluca Oriente (PTO)			
	DQO_T (mg/L)	DQO_{Sol} (mg/L)	DQO_p (mg/L)	DQO_{Si} (mg/L)	DQO_T (mg/L)	DQO_{Sol} (mg/L)	DQO_p (mg/L)	DQO_{Si} (mg/L)
Promedio	482	182	300	49	503	177	326	88
Mínimo	409	143	246	37	345	83	226	74
Máximo	532	202	343	70	569	253	417	114
DE	45	22	38	12	75	53	65	13
CV%	9.3	13	12	25	15	30	20	15

DQO_T (total), DQO_{Sol} (soluble a 0.1 μm), DQO_p (particulado), DQO_{Si} (inerte soluble).

Número de observaciones en que se basan las estadísticas: $n = 7$ muestras compuestas diarias.

niveles fueron relativamente constantes entre el lunes y sábado, pero significativamente más pequeños en el domingo (mínimos).

En resumen, el análisis estadístico aplicado a las DQO totales y solubles arroja que no existe diferencia significativa ($\alpha > 0.05$) entre las dos plantas; por tanto, se puede considerar como primera aproximación que la composición del agua que reciben ambas plantas es similar respecto a estos parámetros. Sin embargo, con considerar el pH y las fracciones de DQO solubles inertes, se detectan diferencias que son significativas entre las dos plantas. Las diferencias son potencialmente imputables a las características específicas de los sistemas de alcantarillado que alimentan las plantas, así como de las subcuencas drenadas (tipo de poblaciones e industrias).

Cinética de la DBO

Esta caracterización cinética se requiere para poder calcular la DQO biodegradable de acuerdo con lo requerido por el protocolo STOWA. En las dos plantas, la curva de DBO en función del tiempo (figura 1, PTN) pudo ajustarse con una cinética de primer orden, conforme a la teoría.

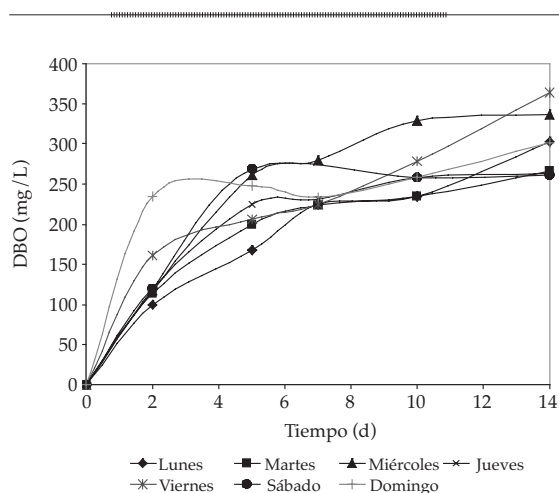


Figura 1. Demanda bioquímica de oxígeno en función del tiempo (Planta Toluca Norte).

Se realizó una regresión no lineal para ajustar las curvas de DBO al modelo cinético de orden 1 (ecuación (4a) del apéndice), obteniéndose los valores de las constantes k_{DBO} , DBO última (DBO_u) y R^2 para cada muestra. Este permitió calcular la DQO biodegradable (DQO_b) aplicando la ecuación (4b) del apéndice y considerando un valor para f_{DBO} de 0.15 (Roeleveld y van Loosdescht, 2002). Los resultados de los ajustes y cálculos de la DQO_b son presentados en el cuadro 2. Los coeficientes de determinación encontrados fueron altos y aceptables casi para todas las muestras (0.93-0.99), excepto para la M5 de la PTN, que fue finalmente excluida del cálculo de los promedios.

Considerando al inicio todos los datos obtenidos, la DQO biodegradable fluctuó entre 289 y 436 mg/L en la PTN, contra 302 a 540 mg/L en la PTO, sin presentar alguna tendencia particular según los días de la semana. La congruencia de las mediciones de DBO en este trabajo, y consecuentemente de los valores de DQO_b , fue evaluada calculando X_s y X_r . En los cálculos realizados, tres valores procedentes de la PTO produjeron valores negativos de X_r ; por ser incoherentes, los valores de DQO_b correspondientes (valores marcados * en el cuadro 2) fueron excluidos de las estadísticas. El promedio de los valores de DQO_b restantes para la PTO fue muy similar a la media obtenida a la PTN (352 mg/L). Con base en éste, la proporción de DQO biodegradable (formada por $S_s + X_s$) en el agua residual municipal de la ciudad de Toluca se estima en promedio de 69%. El porcentaje fue sensiblemente mayor en la PTN (73%), comparado al de la PTO (65%), que está sujeta a descargas industriales; esta diferencia en los niveles de biodegradabilidad es lógica, tomando en cuenta el más alto contenido de materia orgánica inerte soluble ya señalado para la PTO, comparado a la PTN. Para fines de comparación, la relación promedio DQO_b / DQO_{tot} reportada para 21 plantas en Holanda fue de 45 a 68% (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002), lo que ubicaría las aguas residuales de Toluca mucho más cerca del límite superior.

Cuadro 2. Valores de k_{DBO} , DBO_u , R^2 y DQO_b para la PTN y PTO.

Muestra	Planta Toluca Norte (PTN)				Planta Toluca Oriente (PTO)			
	DBO_u (mg/L)	k_{DBO} (d^{-1})	R^2 -	DQO_b (mg/L)	DBO_u (mg/L)	k_{DBO} (d^{-1})	R^2 -	DQO_b (mg/L)
M1	355	0.231	0.99	417	431	0.20	0.97	*(507)
M2	266	0.323	0.99	313	284	0.34	0.98	334
M3	370	0.168	0.93	436	349	0.29	0.99	411
M4	267	0.300	0.99	314	282	0.31	0.99	332
M5	246	*(1.483)	0.99	289	285	0.31	0.98	335
M6	330	0.151	0.98	388	257	0.38	0.99	*(302)
M7	262	0.278	0.99	308	466	0.16	0.99	*(548)
Promedio	299	0.24	-	352	336	0.29	0.95	353
Rango	246-370	0.15-0.32	-	289-436	257-466	0.16-0.38	-	332-411
Err-estd	19	0.03	-	24	31	0.03		19

(*): valores no considerados en los estadísticos. Err-estd: error estándar sobre el promedio.

La propia sensibilidad de la técnica de DBO y su bajo nivel de repetibilidad en algunos casos ya fueron identificados como una debilidad potencial en el protocolo de la STOWA (Sin *et al.*, 2005; Fall *et al.*, 2011a). En este trabajo, se había observado niveles altos de espumas (detergentes) en los tanques de la planta Oriente, por lo que se esperaba que podrían tener un impacto en las mediciones.

Además, es importante hacer notar que la constante k_{DBO} no participa después en los cálculos de fraccionamiento, contrariamente a la DQO_b , que se usa después para hallar X_s y X_r ; sin embargo, la información sobre los valores y rangos de la constante cinética es útil, no sólo porque contribuye a la base de datos sobre las características del agua municipal típica bajo estudio, sino también para considerar las dificultades asociadas con el uso de mediciones de DBO en el protocolo de la STOWA. Considerando en un primer tiempo los promedios, los valores de k_{DBO} obtenidos en las aguas de la PTN (0.24 d^{-1}) y de la PTO (0.29 d^{-1}) fueron similares en la práctica, tomando en cuenta que la desviación estándar fue de 0.08 d^{-1} (error estándar de 0.03). De acuerdo con la cinética de la DBO, las características típicas de las aguas residuales municipales de Toluca serían entonces diferentes de las de Holanda,

para las cuales fueron reportados rangos de valores de k_{DBO} de entre 0.33 y 0.70 d^{-1} , en un estudio que incluía 21 plantas (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002). Las aguas de Toluca estarían más cercanas al límite inferior del intervalo referido. Las diferencias observadas son un argumento más que fortifica la opinión de evaluar muy bien los protocolos extranjeros antes de que se decida adaptarlas en el país. Con base en la experiencia de aplicación local del protocolo STOWA, se debe señalar que incluso con utilizar hasta siete muestras en las mediciones, la variabilidad de la constante k_{DBO} alcanzó valores de 30% dentro de una misma planta (coeficiente de variación intra-planta), los valores individuales de k_{BOD} llegaron a variar hasta el doble según las muestras analizadas, mostrando que se debería siempre realizar un gran número de repeticiones para la cinética de la DBO.

Padrón de fraccionamiento de la DQO en las plantas

Con los valores obtenidos de mediciones directas y cálculos intermedios, como la DQO_{sol} , DQO_p (particulada) y DQO_b (biodegradable), se puede finalizar el cálculo de las diferentes fracciones del ASM1, que son S_r , S_s , X_s y X_r .

Los resultados finales del fraccionamiento se muestran en el cuadro 3, primero para cada una de las siete muestras individuales por planta (PTN *versus* PTO), seguido de los promedios de las concentraciones y de los porcentajes respecto a la DQO total. El coeficiente de variación (CV) entre las concentraciones medidas de un día a otro estuvo entre 15 y 50% en general (y hasta 62% sobre X_p en lo particular), lo que son niveles coherentes en cuanto a variabilidad diaria en las características de un efluente municipal. Las incertidumbres se acumulan más en la fracción X_I (los más grandes CV) por su forma de cálculo. Independientemente de los niveles alcanzados, los valores probables de variabilidad temporal son información crucial para definir las frecuencias de muestreo y para evaluar las incertidumbres asociadas con las predicciones de los modelos de simulación.

Al comparar las concentraciones entre las dos plantas (figura 2), se observa que la fracción S_I fue la única en la que se detectó una diferencia estadísticamente significativa entre la PTO y la PTN; es decir que, con base en los promedios semanales, no hay diferencias significativas en las otras fracciones, de una

planta y otra. Se llega exactamente a las mismas conclusiones al repetir los análisis estadísticos de comparación de medias, considerando esta vez las fracciones expresadas en porcentajes. Los resultados respecto a este último análisis no son mostrados, sin embargo, uno puede tener indicios sobre estas conclusiones con observar los rangos de variación de las fracciones porcentuales de DQO (última línea del cuadro 3, PTN *versus* PTO).

Entre los padrones de fraccionamiento de la planta Norte y de la planta Oriente (cuadro 3) existen diferencias de entre tres y nueve puntos porcentuales (absolutos) entre los promedios, según la fracción de DQO considerada. Sin embargo, estos niveles de variabilidad entre las dos plantas (inter-planta) son del mismo orden que las fluctuaciones puntuales (intra-planta) que existen a lo largo de la semana en el seno de cualquiera de las dos plantas, por lo que se pueden utilizar las dos series de información para definir un padrón de fraccionamiento promedio para las aguas residuales de Toluca, pero es importante hacer notar que entre un día y otro, los valores para cada fracción de DQO pueden variar dentro de un amplio intervalo: 8-24% para S_p , 10-37% para S_s , 30-59% para X_s

Cuadro 3. Resultados finales del fraccionamiento de DQO.

Muestra	Planta Toluca Norte (PTN)				Planta Toluca Oriente (PTO)			
	S_I (mg/L)	S_s (mg/L)	X_s (mg/L)	X_I (mg/L)	S_I (mg/L)	S_s (mg/L)	X_s (mg/L)	X_I (mg/L)
M1	44	158	259	35	83	128	-	-
M2	39	162	151	157	114	53	281	86
M3	58	137	299	38	95	108	303	35
M4	55	138	176	141	83	85	247	112
M5	70	92	197	50	85	67	268	149
M6	40	103	285	58	82	-	-	-
M7	37	140	168	87	74	179	-	-
Promedio (mg/L)	49	133	219	81	88	103	275	77
Coef. de variación (CV)	25%	20%	28%	49%	15%	44%	9%	62%
Promedio (% DQO _{tot})	10%	28%	45%	17%	16%	19%	51%	14%
Rango (%)	8-17%	21-32%	30-59%	7-31%	15-24%	10-37%	47-56%	7-26%

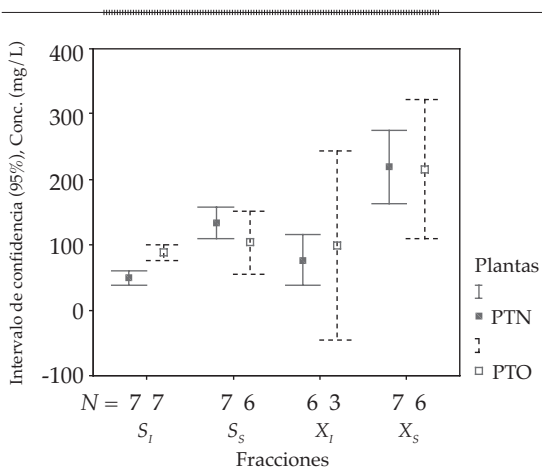


Figura 2. Comparación de medias entre las dos plantas.

y 7-31 para X_i . Estas fluctuaciones justifican la necesidad que hay de extender las campañas de mediciones (varios días) para poder definir los padrones con una mayor precisión.

En promedio, el padrón de fraccionamiento de DQO en las aguas residuales municipales de Toluca es el siguiente: 13% S_v , 23% S_s , 48% X_s y 16% X_i . Incluso si las fluctuaciones diarias son altas (desviación estándar de ± 3 a 10%, según la fracción), el número de réplicas utilizadas (en este caso siete) parece adecuado, dando un error estándar bajo sobre los

valores del padrón promedio (± 1 a 4%, según la fracción).

La figura 3 compara los padrones de DQO en las aguas municipales de Toluca con los reportados por Henze *et al.* (2000) para diferentes países. Incluso cuando las concentraciones de los componentes varían entre una planta y otra (figura 3a), dependiendo de la DQO total, las fracciones expresadas en % en la ciudad de Toluca fueron similares a las reportadas en países como Dinamarca, Suecia y Hungría (figura 3b). En los cinco casos comparados, la fracción X_s es predominante, mientras que la fracción X_i se encuentra en menor proporción.

Resultados de las pruebas de respirometría para hallar X_{H0}

La determinación de las constantes cinéticas $\mu_{Hmáx}$ y b_H es un requisito para poder calcular la biomasa heterótrofa inicial (X_{H0}) que está presente en el agua residual cruda. Las figuras 4a y 4b muestran los datos que se obtienen de las pruebas respirométricas de b_H y de $\mu_{Hmáx}$ respectivamente.

La prueba de medición de la constante de decaimiento se prolongó por varios días, dando un respirograma como el de la figura 4a. El valor de b'_H se extrajo de la ecuación de regresión exponencial ($b'_H = 0.167 \text{ d}^{-1}$ en

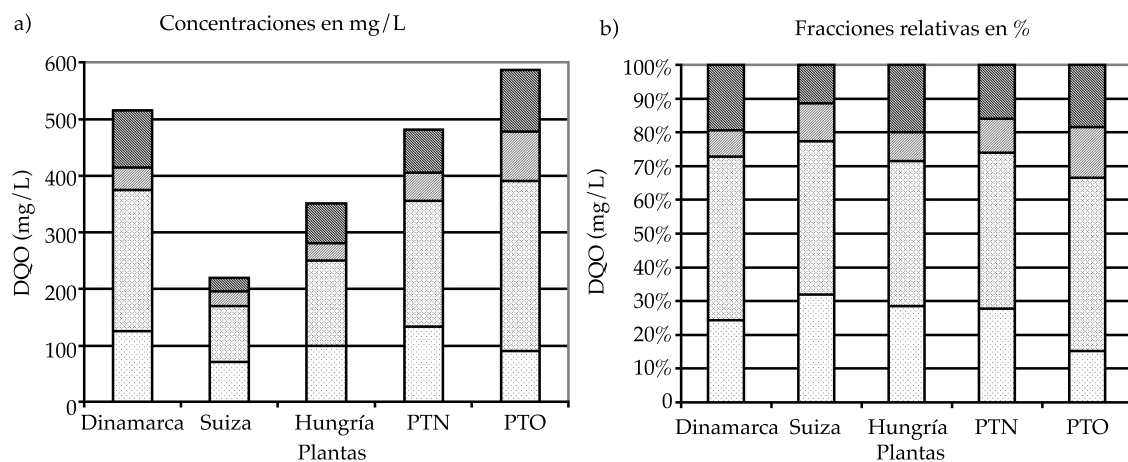


Figura 3. Fracciones de DQO en las ARMs de la ciudad de Toluca (PTN y PTO), en comparación con los reportados por Henze *et al.* (2000): a) concentraciones; b) fracciones.

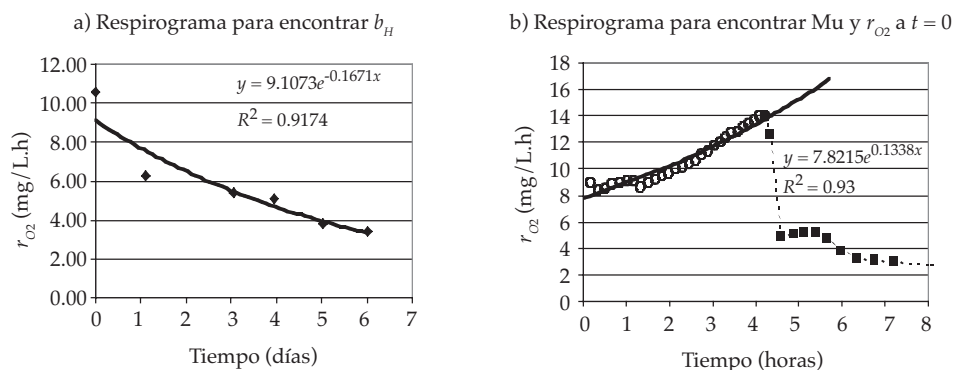


Figura 4. Ejemplo de corridas para encontrar b_H (figura 4a), $\mu_{Hm\acute{a}x}$ y X_{H0} vía r_{O_2} a $t = 0$ (figura 4b).

el ejemplo mostrado, lo que corresponde a un b_H de 0.44 d^{-1}). En cuanto a la corrida para hallar $\mu_{Hm\acute{a}x}$ y X_{H0} se obtiene en menos de un día un respirograma como el de la figura 4b. El incremento de la tasa r_{O_2} (así como el crecimiento de la biomasa) sigue una tendencia exponencial ($y = a \cdot e^{bt}$), hasta cuando se agota el sustrato fácilmente biodegradable, momento señalado por la caída repentina de la respiración. Las constantes a y b dan, respectivamente, la tasa de respiración inicial r_{O_2} a $t = 0$ (en el ejemplo, 7.8 mg/L.h) y la diferencia $\mu_{Hm\acute{a}x} - b'_H$ (0.133 h^{-1}), mismos que permiten calcular finalmente $\mu_{Hm\acute{a}x}$ y X_{H0} (ecuación (7a) y (7b), apéndice 1).

El cuadro 4 resume los resultados finales de b_H , $\mu_{Hm\acute{a}x}$ y X_{H0} obtenidos a partir de las diferentes corridas y repeticiones. La comparación estadística de los parámetros presentados mostró que no existe diferencia significativa entre los valores de la planta Norte comparada con la planta Oriente ($\alpha > 0.05$), por lo que se

puede tener un valor promedio para las aguas municipales de Toluca: b_H promedio de 0.54 d^{-1} (o bien b'_H de 0.21 d^{-1}), $\mu_{Hm\acute{a}x}$ de 5.7 d^{-1} y X_{H0} de 61 mg/L DQO (de 10 a 14% de la DQO_{Tot}). Al igual que para todas las características de un agua municipal en general, la variabilidad de las constantes cinéticas entre las muestras individuales es alta (coeficiente de variabilidad de hasta 47%), sin embargo, con un número suficiente de muestras y repeticiones, la precisión (error estándar) obtenida en las mediciones fue bastante buena.

Como se muestra en el cuadro 4, los valores obtenidos para los parámetros cinéticos ($20 \text{ }^\circ\text{C}$) en las plantas municipales de Toluca se ubican en general en los intervalos y valores aceptados por el ASM1 (Henze *et al.*, 2000). Además, con respecto a la constante de decaimiento, los valores obtenidos en Toluca (b'_H de 0.21 d^{-1}) son similares a los valores publicados por diferentes autores (Sollfrank y Gujer, 1991; Sözen *et al.*,

Cuadro 4. Parámetros cinéticos b_H y $\mu_{Hm\acute{a}x}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ y X_{H0} en las plantas PTN y PTO.

	$b_H \text{ (d}^{-1}\text{)}$			$\mu_{Hm\acute{a}x} \text{ (d}^{-1}\text{)}$			$X_{H0} \text{ (mg/L DQO)}$	
	PTN	PTO	ASM1	PTN	PTO	ASM 1	PTN	PTO
Promedio	0.51	0.57	0.62	6.1	5.3	3.0-13.2	52	70
Desv. estándar	0.24	0.16	-	1.6	1.1	-	15	19
Núm. muestras *	3	5	-	5	9	-	5	9

* Cada muestra fue medida por triplicado.

1998). Con respecto a la tasa de crecimiento, los rangos citados en el ASM1 son amplios (de 3 a 13.2 d⁻¹); los valores de $\mu_{Hm\acute{a}x}$ encontrados en esta investigación son cercanos a los valores típicos del ASM1 (6.0 d⁻¹).

La cantidad de biomasa heterótrofa presente en las aguas residuales municipales de Toluca representa 10% de la DQO_T en la PTN, y 14% en la PTO, lo que no es despreciable. Por lo general se asume un valor nulo para el componente X_{H0} en el fraccionamiento de DQO de los influentes municipales; sin embargo, el ASM1 (Henze et al., 2000) reconoce que a partir de un cierto nivel, podría ser necesario tomar en cuenta la biomasa inicial como una fracción aparte, para poder calibrar los modelos con éxito. Aun así, sólo en un número escaso de estudios cuantificaron y verificaron el X_{H0} presente en las aguas residuales. Gokcay y Sin (2004) reportan valores de 8 a 15% para diferentes plantas de Europa, valores comparables con los de Toluca, pero no se determinó si habría un impacto al modelar las plantas, con o sin incluir X_{H0} como fracción aparte.

Comparación de las determinaciones de S_s por respirometría y por vía físico-química

La figura 5a muestra un ejemplo típico de los respirogramas obtenidos a partir de las pruebas

de respirometría a baja S/X , para estimar S_s . En todos los casos, el sustrato fácilmente biodegradable se consumió con rapidez antes de media hora, lo que se observó por la caída brusca de la tasa de consumo de oxígeno (r_{O_2}), desde alrededor de 50 mg/L.h hasta niveles de 15-20 mg/L.h. La baja cantidad de S_s medida por respirometría se alcanza a apreciar con el área que se tiene bajo la curva, con un ΔO_2 de aproximadamente 8 mg/L de oxígeno, que daría para este ejemplo, un $S_{S-respiro}$ del orden de 40 mg/L.h (ecuación (8)), apéndice 1).

Los valores de S_s obtenidos por los dos métodos son comparados en la figura 5b por respirometría ($S_{S-respiro}$) versus vía físico-química ($S_{S-físico}$). La línea diagonal mostrada en esta figura representa la relación ideal que se esperaría (perfecta igualdad entre las dos estimaciones). Lejos de la situación ideal, se observa que los valores obtenidos por el método de la STOWA son siempre mayores tanto en la PTN como en la PTO. Expresados en porcentaje de la DQO total, el promedio de las fracciones S_s obtenidas mediante respirometría (8% a la PTN y 7% a la PTO) y mediante el método STOWA (28% a la PTN y 19% a la PTO) fueron significativamente diferentes. La figura 5b muestra además que no existe una relación coherente entre $S_{S-respiro}$ y $S_{S-físico}$; los valores de los coeficientes de determinación

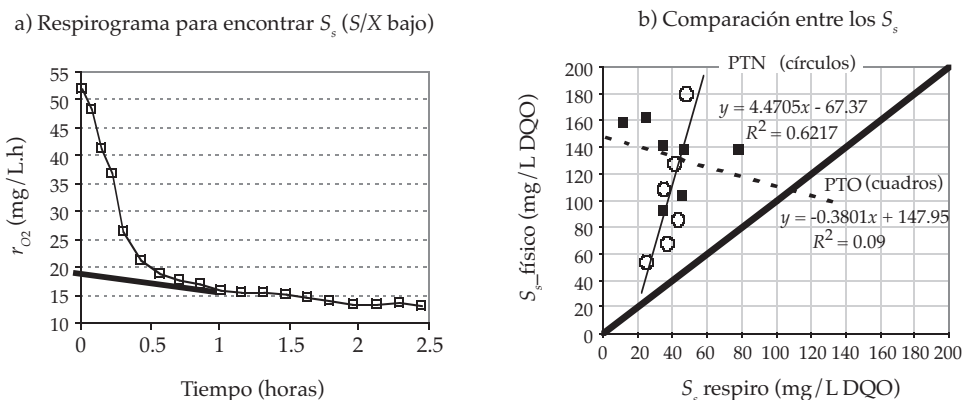


Figura 5. Obtención de $S_{S-respiro}$ (5a) y comparación con $S_{S-físico}$ (5b).

son relativamente bajos, mientras que las correlaciones entre los dos tipos de S_s muestran padrones totalmente divergentes de una planta a la otra.

Si bien en la bibliografía parece admitirse que los protocolos de fraccionamiento por vía físico-química llegarían a dar valores similares a los que se obtienen por respirometría, no hubo ninguna evaluación rigurosa y completa que la sustente (WERF, 2003). En el pasado hubo ya estudios en el que $S_{S\text{-respiro}}$ y $S_{S\text{-fisico}}$ fueron muy divergentes (Gokcay y Sin, 2004; WERF, 2003). Recientemente, Fall *et al.* (2011b) presentaron un caso, con aguas residuales municipales de Monterrey, México, en el que $S_{S\text{-fisico}}$ fue hasta seis veces mayor que $S_{S\text{-respiro}}$. La existencia de tales diferencias tiene consecuencias e implicaciones en los fundamentos de los modelos, por ejemplo en los valores admisibles para algunos de los parámetros cinéticos y en las estrategias que serían apropiadas para calibrar los modelos. Adoptar una metodología de caracterización simple, ya establecida en algún lugar como el de STOWA (Holanda), puede ser interesante para países como México, pero sería una estrategia riesgosa si no se prueba de forma adecuada su aplicabilidad y se verifique lo supuesto en el contexto local, ya que la composición del agua residual está influenciada por las actividades humanas, desarrollo, costumbres y cultura de cada lugar.

Conclusiones

1. Las concentraciones promedio de DQO total y soluble (del orden de 500 y 200 mg/L) fueron similares en los afluentes de las dos macroplantas de Toluca, sin embargo, aun para la misma ciudad, resultaron significativas las diferencias entre los pH (8.5 *versus* 7.5) y entre las fracciones de DQO soluble inerte (49 *versus* 88 mg/L). Lo anterior se debe probablemente a la diferencia entre las contribuciones industriales en cada planta.
2. El padrón de fraccionamiento de la DQO en las aguas residuales municipales fue establecido, siendo en promedio 13%

S_p , 23% S_s , 48% X_s y 16% X_p , con un error estándar de ± 1 a 4 puntos porcentuales, según la fracción. La DQO biodegradable fue del orden de 70% de la DQO total, lo que representa un nivel alto.

3. Los valores promedio de las constantes cinéticas b_H (0.54 d⁻¹, 20°C) y $\mu_{H\text{máx}}$ (5.7 d⁻¹) determinados en las plantas de lodo activado de Toluca fueron muy cercanos a los valores típicos del ASM1.
4. La cantidad de biomasa heterótrofa presente en las aguas residuales municipales (aprox. 61 mg/L DQO) representa 10% de la DQO total en la PTN, y 14% en la PTO, lo que no es despreciable y debería de tomarse en cuenta en proyectos de modelación.
5. La investigación mostró unas divergencias importantes entre los valores de sustrato fácilmente biodegradable medidos por respirometría ($S_{S\text{-respiro}}$, 8% de la DQOT a la PTN y 7% a la PTO) y vía físico-química ($S_{S\text{-fisico}}$, 28% a la PTN y 19% a la PTO). Estudios complementarios deberían llevarse a cabo sobre las implicaciones de estas contradicciones.
6. Se logró poner en práctica el procedimiento de caracterización de la STOWA, mostrando que en general es accesible para los laboratorios de las plantas de tratamiento en México, siendo las pruebas de DBO y las contradicciones entre $S_{S\text{-respiro}}$ y $S_{S\text{-fisico}}$ las principales debilidades para la implementación de este protocolo.
7. Ante la escasez de información sobre las características de agua residual y parámetros cinéticos de los modelos ASM que sean aplicables a la región, se espera que la información provista contribuya para incrementar la utilización de herramientas de simulación de plantas en México y América Latina.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma del Estado de México por el financiamiento de esta investigación (Proyecto UAEM2004/2005) y a Ecosistemas, S.A de C.V., operadora de las plantas de Toluca.

Apéndice 1. Ecuaciones para calcular las fracciones de DQO (STOWA) y las constantes $\mu_{Hmáx}$ y b_H

Fraccionamiento de la DQO por el método STOWA	Nomenclatura
<p>a) Suma de las fracciones de DQO, por definición $DQO_{Tot. Infl.} = S_I + S_S + X_S + X_I$ (1)</p>	<p>$DQO_{Tot. Infl.}$: DQO total del influente S_I : DQO soluble inerte S_S : DQO soluble fácilmente biodegradable X_S : DQO particulada lentamente biodegradable X_I : DQO particulada inerte</p>
<p>b) Determinación de la fracción S_I $S_I = DQO_{soluble_efluente}$ (2)</p>	<p>DBO (t) : gráfica de DBO en función del tiempo DBO_u : DBO última k_{DBO} : constante cinética de orden 1 DQO_b : DQO biodegradable total f_{DBO} : factor de corrección r_{O_2} : tasa de consumo de oxígeno (respirogramas)</p>
<p>c) Determinación de la fracción S_S ($= S_{S-físico}$) $S_S = DQO_{soluble_influyente} - S_I$ (3)</p>	<p>b'_H : valor de la constante de decaimiento en el modelo de respiración endógena b_H : valor de la constante de decaimiento en el ASM1 (proceso de muerte-regeneración) Y_H : coeficiente de rendimiento de la biomasa heterótrofa (0.67 mgDQO/mg DQO) f'_P : fracción de biomasa transformada en productos inertes mediante la respiración endógena = 0.2 f_P : fracción de biomasa transformada en productos inertes por muerte-regeneración (= 0.08, ASM1)</p>
<p>d) Determinación de la fracción X_S $DBO(t) = DBO_u (1 - e^{-k_{DBO} \cdot t})$ (4a) $DQO_b = \frac{1}{1 - f_{DBO}} DBO_u$ (4b) $DQO_b = S_S + X_S$ (4c) $X_S = DQO_b - S_S$ (4d)</p>	<p>$\mu_{Hmáx}$: tasa específica máxima de crecimiento de la biomasa heterótrofa X_{H0} : biomasa naturalmente presente en el agua residual en DQO</p>
<p>e) Determinación de la fracción X_I $X_I = DQO_{Tot.} - (S_I + S_S + X_S)$ (5)</p>	<p>$r_{O2,0}$: valor de la r_{O_2} al tiempo $t = 0$ Δ_{O_2} : oxígeno consumido o área bajo la curva de $r_{O_2}(t)$ hasta su meseta inferior dilución : dilución, tasa de dilución del volumen (V) de agua residual por el añadido de siembra = $(V_{siembra} + V_{agua\ residual}) / V_{agua\ residual}$</p>
<p>Parámetros cinéticos (b_H y $\mu_{Hmáx}$) y fracción X_{H0}</p>	
<p>f) Determinación de la constante del decaimiento heterótrofo, b_H Usar los respirogramas de las corridas de b_H (figura 6a) $b'_H =$ pendiente de la gráfica de $\ln(r_{O_2})$ función del tiempo (6a) $b_H = \frac{b'_H}{1 - Y_H(1 - f'_P)}$ (6b)</p>	
<p>g) Determinación de la biomasa heterotrófica inicial, X_{H0} Usar los respirogramas con S/X alto, sin siembra (figura 4b) $\mu_{Hmáx} = + b'_H +$ pendiente de la curva $\ln(r_{O_2})$ versus t (7a) $X_{H0} = r_{O2,0} \cdot \left[\left(\frac{1 - Y_H}{Y_H} \right) \mu_{Hmax} + (1 - f'_P) b'_H \right]^{-1}$ (7b)</p>	
<p>h) Determinación de $S_{S-respiro}$ Usar los respirogramas de las corridas de S/X bajo (Fig. 5a) $S_{S-respiro} = \left(\frac{\Delta_{O_2}}{1 - Y_H} \right) \cdot dilución$ (8)</p>	

Recibido: 25/06/10
 Aceptado: 20/12/12

Referencias

- APHA, AWWA and WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21 th ed. Washington, D.C.: APHA, 2005.
- CHÁVEZ, R. Estudio respirométrico de los componentes y parámetros cinéticos del modelo de lodo activado en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales de Toluca. Tesis de Maestría. Toluca, México: Universidad Autónoma del Estado de México, 2005.
- CUTRERA, G., MANFREDI, L., DEL VALLE, C.E., and GONZÁLEZ, J.F. On the determination of the kinetic parameters for the BOD test. *Water SA*. Vol. 25, No. 3, 1999, pp. 377-379.
- EKAMA, G.A., DOLD, P.L., and MARAIS, G.V.R. Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Sci. Technol.* Vol. 18, 1986, pp. 91-114.
- FALL, C., CUENCA, F.M., BÂ, K.M., and SOLÍS, C.M. Respirometry-based evaluation of the fate and possible effects of antifreeze on activated sludge. *J. Environ. Manage.* Vol. 80, No. 1, 2006, pp. 83-89.
- FALL, C., ESPINOSA-RODRÍGUEZ, M.A., FLORES-ALAMO, N., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., and HOOIJMANS, C.M. Stepwise calibration of the activated sludge model No. 1 at a partially-denitrifying large WWTP. *Water Environ. Res.* Vol. 83, No. 11, 2011a, pp. 2036-2048.
- FALL, C., FLORES, N.A., ESPINOZA, M.A., VAZQUEZ-MEJIA, G., LOAIZA-NÁVIA, J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., and HOOIJMANS, C.M. Divergence between respirometry and physicochemical methods in the fractionation of the chemical oxygen demand in municipal wastewater. *Water Environ. Res.* Vol. 83, No. 2, 2011b, pp. 162-72.
- GERMIRLI, F., ORHON, D., and ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters. *Water Sci. Technol.* Vol. 23, 1991, pp. 1077-1086.
- GOKCAY, C.F. and SIN, G. Modelling of a large-scale wastewater treatment plant for efficient operation. *Water Sci. Technol.* Vol. 50, No. 7, 2004, pp. 123-130.
- HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., and VANLOOSDRECHT, M.V. *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. London, UK: International Water Association (IWA), IWA Publishing, 2000, 130 pp.
- INCE, O., GERMIRLI, B.F., KASAPGIL, B., and ANDERSON, G.K. Experimental determination of the inert soluble COD fraction of a brewery wastewater under anaerobic conditions. *Environ. Technol.* Vol. 19, 1998, pp. 437-442.
- KAPPELER, J. and GUJER, W. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Water Sci. Technol.* Vol. 25, No. 6, 1992, pp. 125-139.
- MATHIEU, S. and ETIENNE, P. Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various S0/X0 ratios. *Water Res.* Vol. 34, No. 4, 2000, pp. 1233-1246.
- ORHON, D. and COKGÖR, U.E. COD fractionation in wastewater characterization: the state of the art. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* Vol. 68, 1997, pp. 283-293.
- RITTMANN, B.E. y McCARTY, P.L. *Biotecnología del medio ambiente, principios y aplicaciones*. Madrid, España: McGraw Hill, 2001, 760 pp.
- ROLEVELD, P.J. and VANLOOSDRECHT, M.C. Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Sci. Technol.* Vol. 45, No. 6, 2002, pp. 77-87.
- SIN, G., VAN HULLE, S., VAN GRIENSVEN, A., and VANROLLEGHEM, P.A. A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis. *Wat. Res.* Vol. 39, 2005, pp. 2459-2474.
- SOLLFRANK, U. and GUJER, W. Characterization of domestic wastewater for wastewater modeling of the activated sludge process. *Water Sci. Technol.* Vol. 23, No. 4, 1991, pp. 1057-1066.
- SÖZEN, S., COKGÖR, U.E., ORHON, D., and HENZE, M. Respirometric analysis of activated sludge behavior II: Heterotrophic growth under aerobic and anoxic conditions. *War. Res.* Vol. 32, No. 2, 1998, pp. 476-488.
- VANROLLEGHEM, P., SPANGERS, H., PETERSEN, B., GINESTEST, P. and TAKACS, I. Estimating (combination of) activated sludge model No. 1 parameters and components by respirometry. *Water Sci. Technol.* Vol. 39, No. 1, 1999, pp. 195-214.
- WERF. *Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling*. Alexandria, USA: Water Environment Research Federation (WERF), publication No. 9 WWF3, 2003, 596 pp.
- XU, S. and HASSELBLAD, S. A simple biological method to estimate the readily biodegradable organic matter in wastewater. *Water Res.* Vol. 30, No. 4, 1996, pp. 1023-1025.

Abstract

VÁZQUEZ-MEJÍA, G., ORTEGA-AGUILAR, R.E., ESPARZA-SOTO, M. & FALL, C. COD Fractionation of Toluca's Municipal Wastewaters using the STOWA Protocol. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. IV, No. 2, April-June, 2013, pp. 21-35.

Activated Sludge Model N° 1 (ASM1), published in 1987, is widely used today. The creation of a database of typical COD fractionation patterns for municipal wastewaters (WW) in Mexico and in Latin America will facilitate the use of dynamic modeling and simulation of WW treatment plants (WWTP) in the sub-region. This research used the physiochemical characterization protocol developed by the Netherlands Foundation of Applied Water Research (STOWA) to determine the COD fractionation pattern for wastewater in the city of Toluca. Respirometric tests were also performed to estimate some of the kinetic parameters for the ASM1 and to evaluate the amount of heterotrophic biomass, XH0, initially present in the wastewater. The growth (μ_{Hmax}) and decay rates (b_H) were 5.7 d⁻¹ and 0.54 d⁻¹ (at 20° C), respectively, while XH0 represented as much as 14% of total COD. The average COD fractions in the pre-settled WW were: 13% inert soluble COD (SI), 23% readily biodegradable substrate (SS), 48% slowly biodegradable substrate (XS) and 16% inert particulate COD (XI). With respect to the SS fraction, large differences were noted between values from the respirometric method (SS-respiro) and those from the physiochemical protocol (SS-phys). The differences between SS-respiro and SS-phys, along with the non-repeatability of the BOD measurements were the main weaknesses observed when attempting to implement the STOWA protocol at the local level.

Keywords: COD fractions, ASM1 model, activated sludge, readily biodegradable, respirometry, STOWA protocol.

Dirección institucional de los autores

M.C. Guadalupe Vázquez-Mejía

Centro Interamericano de Recursos del Agua
Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma del Estado de México
Apartado Postal 367, 50091 Toluca, Centro, Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (722) 2965 550
Fax: +52 (722) 2965 551
gvazquezm@uaemex.mx

M.C. Rosa Elena Ortega-Aguilar

Instituto Tecnológico de Toluca
Departamento de Ingeniería Química
Av. Instituto Tecnológico s/n
52140 Metepec, Estado de México, México
Teléfono y fax: +52 (722) 2087 200
rosa_elenao@hotmail.com
reortega_05@yahoo.com.mx

Dr. Mario Esparza-Soto
Dr. Cheikh Fall

Centro Interamericano de Recursos del Agua
Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma del Estado de México
Apartado Postal 367, 50091 Toluca, Centro, Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (722) 2965 550
Fax: +52 (722) 2965 551
cfall@uaemex.mx
mesparzas@uaemex.mx
mario_esparza_soto@hotmail.com