

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## COMPARACIÓN DE METODOLOGÍAS PARA EL FRACCIONAMIENTO DE LA DQO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES Y SU APLICACIÓN EN EL MODELO ASM<sub>1</sub>

\* Miguel Ángel Espinosa Rodríguez <sup>1</sup>  
Raúl Delgado Delgado <sup>1</sup>  
Antonio Hidalgo Millán <sup>1</sup>

### COMPARISON OF METHODOLOGIES FOR FRACTIONING THE COD OF MUNICIPAL WASTEWATER AND ITS APPLICATION IN THE ASM<sub>1</sub> MODEL

Recibido el 21 de febrero de 2023. Aceptado el 29 de mayo de 2023

#### Abstract

*The ASM<sub>1</sub> model is applied in wastewater treatment processes and is capable of predicting the removal of organic matter, nitrification and denitrification. For the ASM<sub>1</sub> calibration, it is necessary to characterize the influent and effluent of the biological treatment system, and particularly, fractionate the COD into biodegradable, inert, particulate and soluble components. The objective of this work was to make a comparison of different calculation procedures to fractionate the COD (STOWA, ATV-A131 and Influent Advisor) using filters with pores of 0.45  $\mu\text{m}$ . The results obtained with the 3 methods indicated a percentage of 58% of soluble COD and 42% of particulate COD, being then a greater contribution of soluble COD and, therefore, the characterized wastewater is of municipal or domestic origin. According to the methodologies and results of the COD fractions, the 3 methods can be used for their application in the ASM<sub>1</sub> model.*

**Keywords:** filtration 0.45  $\mu\text{m}$ , ASM<sub>1</sub> model, GPS-X.

<sup>1</sup> Universidad Autónoma de Nayarit, México.

\* Autor correspondiente: Programa Académico de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura Amado Nervo S/N, Tepic, Nayarit. C.P. 63155. México. Email: [emiguel@uan.edu.mx](mailto:emiguel@uan.edu.mx)

## Resumen

El modelo ASM1 es aplicado en procesos de tratamiento de aguas residuales y es capaz de predecir la remoción de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación. Para la calibración del ASM1, es necesario caracterizar el influente y efluente del sistema de tratamiento biológico, y particularmente, fraccionar la DQO en componentes biodegradables, inertes, particulados y solubles. El objetivo de este trabajo fue comparar diferentes procedimientos de cálculo para fraccionar la DQO (STOWA, ATV-A131 e *Influent Advisor*) utilizando filtros con poros de 0.45  $\mu\text{m}$ . Los resultados obtenidos con los 3 métodos indicaron un porcentaje de 58% de DQO soluble y de 42% de DQO particulada, siendo entonces una mayor contribución de DQO soluble y, por tanto, el agua residual caracterizada es de origen municipal o doméstica. De acuerdo a las metodologías y resultados de las fracciones de la DQO, los 3 métodos pueden ser utilizados para su aplicación en el modelo ASM1.

**Palabras clave:** filtración 0.45  $\mu\text{m}$ , modelo ASM1, GPS-X.

## Introducción

En un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales donde suceden varias reacciones involucrando un gran número de componentes, se requiere disponer de modelos matemáticos que intenten representar los procesos fundamentales más importantes que ocurren dentro del sistema. El modelo ASM1 es considerado el estado del arte en la modelación de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (Van Loosdrecht *et al.*, 2015). El modelo ASM1 se desarrolló principalmente para PTAR del tipo lodos activados, con el fin de describir la remoción de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación. Este modelo adoptó a la demanda química de oxígeno (DQO), como la medida estándar de concentración de materia orgánica (López *et al.*, 2017).

La ventaja de utilizar a la DQO, es que permite establecer una liga entre los equivalentes de electrones del sustrato orgánico, la biomasa activa y el oxígeno utilizado, lo que no es posible con la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) o el carbono orgánico total (COT). Al respecto, el fraccionamiento de la DQO proporciona una base consistente para la descripción de un proceso biológico (Henze, 1992). Los estudios de modelación desarrollados por IWA (International Water Association), muestran que la determinación adecuada del fraccionamiento de la DQO, junto con la cinética de degradación de la materia orgánica, tienen una gran importancia en el estudio de los sistemas de tratamiento biológico (Henze *et al.*, 2000).

La DQO proporciona información sobre la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual, pero se puede obtener un conocimiento más detallado de su biodegradabilidad, dividiendo la DQO total en fracciones. Para la aplicación del modelo ASM1, el aspecto más importante de la caracterización de las aguas residuales municipales, es el fraccionamiento de la DQO (Pluciennik y Myszograj, 2019).

En la literatura se han propuesto varios métodos de fraccionamiento de la DQO (respirometría y fisicoquímicos), los más utilizados por su fácil determinación, son los fisicoquímicos. En este último método, las fracciones de DQO utilizadas en el modelo ASM1 son: a) DQO fácilmente biodegradable ( $S_s$ ), la cual es metabolizada rápidamente por los microorganismos y se supone que es el sustrato para el crecimiento de la biomasa heterotrófica ( $X_{BH}$ ); esta biomasa acarrea la oxidación carbonosa y la desnitrificación; b) DQO lentamente biodegradable ( $X_s$ ), la cual no es metabolizada rápidamente por los microorganismos y por tanto requiere de hidrólisis para ello; c) DQO inerte consistente en una fracción soluble ( $S_i$ ), la cual no se elimina en el proceso y sale inalterada en el efluente, y una particulada ( $X_i$ ) la cual se acumula en los lodos (Pasztor *et al.*, 2009; Baquero *et al.*, 2016; Choi *et al.*, 2017; Pluciennik *et al.*, 2017; Myszograj *et al.*, 2017).

La metodología más práctica para fraccionar la DQO es la propuesta por la Asociación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua (STOWA). Este método se presentó en 1996 utilizando filtraciones a través de membranas con tamaño de poro de  $0.45 \mu_m$ , no obstante, se observó que una parte de la fracción particulada (coloidal) lograba pasar a través del filtro dando como resultado una sobreestimación de la DQO soluble. En 1999, STOWA, sugirió determinar la fracción  $S_s$  utilizando precipitación con  $Zn(OH)_2$  previa a la filtración a  $0.45 \mu_m$ , o bien solamente filtrar a través de un poro de  $0.1 \mu_m$  (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002).

Por otra parte, han surgido otras metodologías que utilizan filtraciones con tamaño de poro de  $0.45 \mu_m$  para fraccionar la DQO, tales como el de la empresa consultora canadiense especializada en ingeniería ambiental Hydromantis, Inc. fundada en 1985, la cual determina el fraccionamiento a través del programa *Influent Advisor* instalado en el software GPS-X (Hydromantis, 2014) y el de la Asociación Alemana para el Agua, Aguas Residuales y Residuos, con el método ATV-A131 (ATV-DVWK, 2000).

El presente trabajo describe los resultados obtenidos del fraccionamiento de la DQO del agua residual municipal que llega a la PTAR “El Punto” ubicada en Tepic, Nayarit, México, con los 3 métodos fisicoquímicos más utilizados en la actualidad, STOWA, ATV-A131 e *Influent Advisor*. El objetivo fue comparar los resultados de las fracciones de la DQO obtenidos con las diferentes metodologías, y definir cuál método puede ser utilizado para su aplicación en el modelo ASM1.

## Metodología

### Programa de muestreo y caracterización del agua residual municipal

Para la mejor consecución del objetivo planteado, se desarrolló una campaña intensiva de muestreo en el influente y efluente de la PTAR “El Punto” durante 5 días, en la cual se tomaron muestras cada 2 horas durante 24 horas. Los puntos de muestreo se ilustran en la Figura 1.

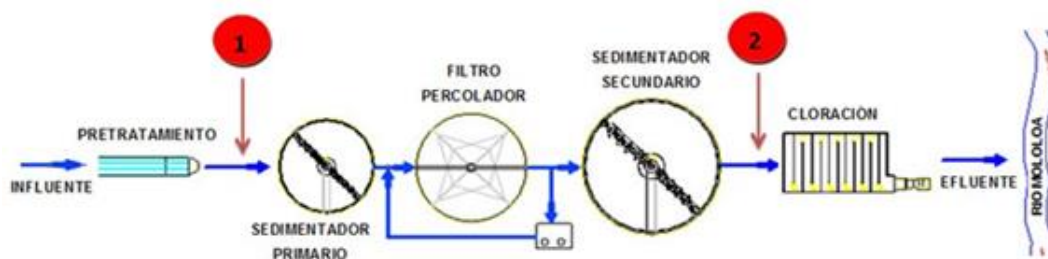


Figura 1. Esquema de tren de tratamiento en PTAR “El Punto” y puntos de muestreo (Espinosa *et al.*, 2019).

La PTAR “El Punto” se ubica geográficamente a 21° 31’ de latitud norte y 104° 54’ longitud oeste en la ciudad de Tepic, Nayarit, México. Esta planta está compuesta de 4 etapas de tratamiento: pretratamiento (rejillas y desarenadores), tratamiento primario (sedimentadores primarios), tratamiento biológico (filtros percoladores de alta tasa con sedimentadores secundarios) y tratamiento de lodos (espesadores, digestores aerobios y filtros prensa tipo banda). Tiene una capacidad nominal de 750 L/s distribuidos en 3 trenes de tratamiento, cada tren con capacidad de 250 L/s.

Para la caracterización del agua residual municipal, los parámetros de demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días y soluble (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno total y soluble (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitrógeno total y soluble Kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal soluble (N-NH<sub>3</sub>) y alcalinidad (como CaCO<sub>3</sub>), fueron analizados 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 diámetro de poro de 0.45 µm. La DQO se determinó por el método de digestión, el N-NH<sub>3</sub> por el método de salicilato y el NTK se obtuvo por diferencia del nitrógeno total (N<sub>TOTAL</sub>), nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>):

$$N_{TOTAL} = NTK + NO_2^- + NO_3^-$$

El N<sub>TOTAL</sub> se determinó por el método de digestión de persulfato, los NO<sub>2</sub><sup>-</sup> por el método de diazotación y los NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por el método de dimetilfenol. La DQO, N-NH<sub>3</sub>, N<sub>TOTAL</sub>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fueron analizados con un digestor Hach DRB 200 y un espectrofotómetro Hach DR 2800. Por otra parte, la DBO<sub>5</sub> se analizó por el método de incubación por 5 días, los SST por el método gravimétrico de secado a 103-105 °C, los SSV por el método gravimétrico de incineración a 550 °C y la alcalinidad por el método de titulación.

#### Fraccionamiento de la DQO con el método de STOWA

El método de STOWA, se basa en la obtención de la DQO biodegradable (S<sub>s</sub> + X<sub>s</sub>) a través de la obtención del modelo matemático para la curva de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), y

para lo cual se requiere del análisis de la DBO a diferentes tiempos. Con la curva de primer orden obtenida, se pueden calcular los valores de la constante de reacción “K” y la  $DBO_U$  a través de varios métodos establecidos en la literatura (Ramalho, 1991; Tchobanoglous *et al.*, 2003). Por definición del método de STOWA, la demanda química de oxígeno total ( $DQO_{TOTAL}$ ) es igual a la DQO soluble en el influente ( $S_I + S_S$ ) más la DQO particulada o en suspensión en el influente ( $X_S + X_I$ ), más la DQO en la biomasa ( $X_{BH} + X_{BA}$ ). La biomasa heterotrófica ( $X_{BH}$ ) y la biomasa autotrófica ( $X_{BA}$ ) regularmente no se incluyen en el análisis, inclusive el método de Influent Advisor los considera como cero. Al respecto, el procedimiento para obtener las fracciones ( $S_I$ ,  $S_S$ ,  $X_S$ ,  $X_I$ ) a partir de los parámetros medidos con filtraciones a  $0.45 \mu m$ , se obtuvieron desarrollando las ecuaciones algebraicas definidas en el método de STOWA (Vázquez *et al.*, 2013).

$$\begin{aligned}
 DQO_{TOTAL} &= S_I + S_S + X_S + X_I \\
 S_I &= DQO_{SOLUBLE\_EFLUENTE} = DQO_{EFSOL} \\
 S_S &= DQO_{SOLUBLE\_INFLUENTE} - S_I \\
 DBO_U &= DBO_5 / (1 - e^{-kt}) \\
 DQO_{BIO} &= DBO_U / (1 - f_{DBO}) \\
 DQO_{BIO} &= S_S + X_S \\
 X_S &= DQO_{BIO} - S_S \\
 X_I &= DQO_{TOTAL} - (S_I + S_S + X_S)
 \end{aligned}$$

Donde:  $S_I$  (DQO inerte soluble),  $S_S$  (DQO fácilmente biodegradable),  $X_S$  (DQO lentamente biodegradable),  $X_I$  (DQO inerte particulada),  $DBO_U$  (DBO última),  $DQO_{BIO}$  (DQO biodegradable) y  $f_{DBO}$  (factor de corrección de DBO igual 0.15).

#### Fraccionamiento de la DQO con el método ATV-A131

Este método está incluido en la Norma Alemana ATV-DVWK-A-131 que ha sido elaborada por los comités técnicos KA5 (procesos de sedimentación) y KA6 (procesos biológicos aerobios). Este método basa su caracterización en base a filtraciones de  $0.45 \mu m$  (Sokolowska, 2011; Sokolowska y Tkaczuk, 2018; Myszograj y Pluciennik, 2020). Con este método, la fracción  $S_I$  es igual al valor de la DQO soluble en el efluente, mientras que  $S_S$  es igual a la diferencia de la DQO soluble en el influente, menos la fracción  $S_I$ . Si no se tiene el valor de  $S_I$ , se recomienda:

$$S_I = 0.05DQO_{TOTAL}$$

La DQO inerte particulada o en suspensión ( $X_I$ ) se obtiene a través de la siguiente relación:

$$X_I = A*(DQO_{PARTICULADA}) = A*(X_S + X_I)$$

$$X_I = (X_S/0.75) - X_S$$

Según el tipo de agua residual y el tiempo de retención en el tanque de sedimentación primario, el valor de "A" puede estar entre 0.2 y 0.35. Se recomienda un valor de 0.25 para aguas residuales municipales. Finalmente, el valor de la DQO lentamente biodegradable ( $X_S$ ) se obtiene a partir de la DQO biodegradable ( $S_S + X_S$ ), a través de las siguientes relaciones:

$$DQO_{BIOD} = DBO_5 / (1 - e^{-kt}) (1 - f_{DBO})$$

$$X_S = [DBO_5 / (1 - e^{-kt}) (1 - f_{DBO})] - S_S$$

El valor de  $f_{DBO}$  (factor de corrección de DBO) es igual a 0.15 y está relacionado con el modelo ASM1 (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002).

#### Fraccionamiento de la DQO con el método de Influent Advisor

El fraccionamiento de la DQO con este método, se realizó con base a lo solicitado por el programa *Influent Advisor* con el modelo Codstates preinstalado en el programa GPS-X versión 6.5.1, el cual convierte los datos obtenidos en campaña en un juego de fracciones de sustrato orgánico (fraccionamiento de DQO) y nitrógeno (fraccionamiento del nitrógeno). Para el modelo ASM1 se recomienda la filtración a 0.45  $\mu_m$  para separar compuestos solubles y particulados, de ahí que este método base su caracterización en dicha filtración (Espinosa *et al.*, 2020). El 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 (Hydromantis, 2014). El cálculo de las fracciones con este método involucra las siguientes relaciones, las cuales están definidas en la Tabla 4:

$$S_I = frsi * DQO_{TOTAL}$$

$$S_S = frss * DQO_{TOTAL}$$

$$X_I = frxi * DQO_{TOTAL}$$

$$X_S = (1.0 - frsi - frss - frxi - frxu - frxbh - frxba) * DQO_{TOTAL}$$

## Resultados y discusiones

### Caracterización del agua residual municipal

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los análisis del agua residual municipal, producto del programa de muestreo realizado en 5 días de acuerdo a los puntos mostrados en la Figura 1 (Punto 1: Influyente; Punto 2: Efluente).

**Tabla 1.** Resultados promedio de la caracterización del agua residual

Parámetros	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)
DQO <sub>TOTAL</sub>	463	111
DQO <sub>SOL</sub> (0.45 μm)	267	77
DBO <sub>5</sub>	198	16
DBO <sub>5,SOL</sub> (0.45 μm)	112	2
Alcalinidad como CaCO <sub>3</sub>	263	169
SST	216	16
SSV	84	8
NTK	39	21
NTK <sub>SOL</sub> (0.45 μm)	27	15
N-NH <sub>3,SOL</sub> (0.45 μm)	25	12

#### Fraccionamiento de la DQO con el método de STOWA

Siguiendo el procedimiento establecido por STOWA (Vázquez *et al.*, 2013), se determinó el fraccionamiento de la DQO derivado de la campaña intensiva de 5 días de muestreo y análisis. Para ello y como parte del protocolo, se determinaron los valores de K y DBO<sub>U</sub> por el método de Thomas (Ramalho, 1991; Cutrera, 1999). El resultado promedio de K fue de 0.24 d<sup>-1</sup>. Con el valor promedio de K y la DBO<sub>U</sub> se calculó la DQO<sub>BIO</sub>. Ya determinado el modelo matemático de la curva de DBO, se procedió con el fraccionamiento de la DQO (0.45 μm), cuyos resultados se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Fraccionamiento de la DQO a 0.45 μm por el método de STOWA

Muestra	M1 (mg/L)	M2 (mg/L)	M3 (mg/L)	M4 (mg/L)	M5 (mg/L)	Promedio (mg/L)
DQO <sub>TOTAL</sub>	494	456	478	458	429	463
DQO <sub>SOL</sub> (0.45 μm)	295	280	295	279	186	267
DBO <sub>5</sub>	215	199	212	205	157	198
DBO <sub>U</sub>	308	285	303	293	225	283
DQO <sub>BIO</sub>	362	335	356	345	265	333
DQO <sub>EFSOL</sub> (0.45 μm)	72	95	68	75	76	77
S <sub>I</sub>	72	95	68	75	76	77
S <sub>S</sub>	223	185	227	204	110	190
X <sub>S</sub>	139	150	129	141	155	143
X <sub>I</sub>	60	26	54	38	88	53

#### Fraccionamiento de la DQO con el método ATV-A131

Los resultados del fraccionamiento de la DQO con esta metodología, se muestran en la Tabla 3. Con este método, el cálculo de X<sub>S</sub> para una K = 0.24 d<sup>-1</sup> queda: X<sub>S</sub> = (DBO<sub>5</sub> / 0.59) – S<sub>S</sub>

**Tabla 3.** Fraccionamiento de la DQO a 0.45  $\mu\text{m}$  por el método ATV-A131

DQO <sub>TOTAL</sub>	DQO <sub>SOL</sub> (0.45 $\mu\text{m}$ )	DBO <sub>5 INF</sub>	DQO <sub>EFSOL</sub> (0.45 $\mu\text{m}$ )
463	267	198	77
Fraccionamiento DQO (mg/L)			
S <sub>i</sub>	S <sub>s</sub>	X <sub>s</sub>	X <sub>i</sub>
77	190	146	49

Los resultados de la Tabla 2 y 3 muestran que los métodos de STOWA y ATV-A131 son muy similares. En ambos casos, la DQO lentamente biodegradable ( $X_s$ ) se define con base a la DBO última ( $DBO_U$ ) y es calculada a través de la  $DBO_5$  sin filtrar, además de la descomposición inmediata de la fracción soluble sobre la base del valor cinético de “K”.

El hecho de usar valores de DBO, hace que las metodologías a veces sean difíciles de aplicar, ya que la DBO está sujeta a interferencias, por ejemplo, cuando se juntan aguas residuales industriales con aguas residuales municipales, se afecta la tasa de degradación bioquímica de los contaminantes orgánicos, y, por tanto, el cálculo de la fracción  $X_s$  con el método ATV-A131 conlleva a un error (Pluciennik y Myszograj, 2019; Myszograj *et al.*, 2017); esto también ocurre con el método de STOWA, donde se pueden presentar valores de  $X_s$  muy grandes o  $X_i$  negativos (Fall *et al.*, 2011). En estos casos, debido a que la medición de DBO no es muy repetible (por el tiempo que lleva el análisis) y siempre exacta, el fraccionamiento puede terminar sin sentido y, aun así, el valor final de  $X_s$  y  $X_i$  será el que se adecuará durante la fase de calibración del modelo ASM1.

Uno de los factores clave que influye en las características del agua residual, es la comunidad a la que se sirve. Si hay entradas de aguas residuales industriales al sistema de alcantarillado municipal, los compuestos orgánicos de estas aguas, pueden transformarse durante su transporte debido a la temperatura, tiempo de residencia y la aireación. Por ejemplo, una temperatura y/o un tiempo de residencia altos, pueden incrementar la actividad biológica en las alcantarillas, mientras que un valor bajo de estos factores, puede disminuirla (Tchobanoglous *et al.*, 2003). La industria de lácteos descarga compuestos que son en gran parte biodegradables, mientras que la industria química, puede descargar una mayor proporción de  $X_s$  y/o compuestos lentamente biodegradables (Naidoo y Buckley, 2000).

#### Fraccionamiento de la DQO con el método de Influent Advisor

El fraccionamiento de la DQO a través del *Influent Advisor* se muestra en Tabla 4. Para poder observar las diferencias entre un método y otro, en la Tabla 5, se desglosan las fracciones de la DQO, así como el porcentaje de las fracciones con respecto a la DQO total.



Tabla 4. Fraccionamiento de la DQO a 0.45 µm con *Influent Advisor*

User Inputs				State Variables			
<b>Influent Composition</b>				<b>Inorganic Suspended Solids</b>			
cod	total COD	gCOD/m3	463.0	xii	inert inorganic suspended solids	g/m3	126.8
tkn	total TKN	gN/m3	39.0	<b>Organic Variables</b>			
snh	free and ionized ammonia	gN/m3	25.0	si	soluble inert organic material	gCOD/m3	76.9
<b>Dissolved Oxygen</b>				ss	readily biodegradable substrate	gCOD/m3	191.7
so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.0	xi	particulate inert organic material	gCOD/m3	60.2
<b>Nitrogen Compounds</b>				xs	slowly biodegradable substrate	gCOD/m3	134.3
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.0	xbh	active heterotrophic biomass	gCOD/m3	0.0
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0	xba	active autotrophic biomass	gCOD/m3	0.0
<b>Alkalinity</b>				xu	unbiodegradable particulates from cell de...	gCOD/m3	0.0
salk	alkalinity	mole/m3	5.0	xsto	internal cell storage product	gCOD/m3	0.0
<b>Influent Fractions</b>				<b>Dissolved Oxygen</b>			
icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	2.3	so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.0
fbod	BOD5/BODultimate ratio	-	0.6	<b>Nitrogen Compounds</b>			
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.4	snh	free and ionized ammonia	gN/m3	25.0
<b>Organic Fractions</b>				snd	soluble biodegradable organic nitrogen	gN/m3	2.78
frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.166	xnd	particulate biodegradable organic nitrogen	gN/m3	7.13
frss	readily biodegradable fraction of total COD	-	0.414	sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.0
frxi	particulate inert fraction of total COD	-	0.13	snn	dinitrogen	gN/m3	0.0
frxu	part. cell decay products fraction of total C...	-	0.0	<b>Alkalinity</b>			
frxbh	heterotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0	salk	alkalinity	mole/m3	5.0
frxba	autotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0				

Tabla 5. Comparación del fraccionamiento de la DQO con los diferentes métodos

Métodos	S <sub>i</sub> (mg/L)	S <sub>s</sub> (mg/L)	X <sub>s</sub> (mg/L)	X <sub>i</sub> (mg/L)
STOWA	77	190	143	53
ATV-A131	77	190	146	49
INFLUENT ADVISOR	76.9	191.7	134.3	60.2
% DQO <sub>TOTAL</sub>				
STOWA	17	41	31	11
ATV-A131	17	41	31	11
INFLUENT ADVISOR	17	41	29	13

Con respecto al % DQO<sub>TOTAL</sub> (Tabla 5), los resultados de los 3 métodos son iguales en cuanto a S<sub>s</sub> y S<sub>i</sub>, solo X<sub>s</sub> y X<sub>i</sub> con *Influent Advisor* difiere en muy poca proporción con respecto a STOWA y ATV-A131. Sin embargo, si consideramos la DQO soluble (S<sub>s</sub> + S<sub>i</sub>) se tiene un porcentaje de 58% en los 3 métodos, mientras que para la DQO particulada (X<sub>s</sub>+ X<sub>i</sub>) de 42%, lo cual indica que la mayor parte de la DQO es soluble y, por tanto, el agua residual caracterizada es en gran parte de origen municipal o doméstica. Luego, considerando la DQO biodegradable (S<sub>s</sub> + X<sub>s</sub>) se tiene un porcentaje del 72% con los métodos de STOWA y ATV-A131, y 70% con *Influent Advisor*. Nótese que la S<sub>s</sub> será

removida rápidamente mientras que la  $X_s$  lo hará lentamente. 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 (WERF, 2003).

La  $S_s$  consta de compuestos solubles con bajo peso molecular, y estas moléculas pequeñas pueden pasar directamente a través de la pared celular para síntesis (crecimiento) y catabolismo (energía); además estos compuestos son metabolizados por microorganismos, es decir, transportados a las células y oxidados para almacenar productos o biomasa (Henze, 1992). La  $X_s$  se definió originalmente como partículas orgánicas, pero más tarde se hizo evidente que una amplia gama de compuestos (partículas orgánicas solubles, coloidales y más grandes de estructura compleja) podrían ser clasificadas como lentamente biodegradables. Esta fracción de la DQO consiste de moléculas orgánicas complejas, las cuales no pueden atravesar directamente la pared celular. El uso de este material de carbono orgánico se da primero a través de la adsorción en los flóculos en un sistema de lodos activados; a esto le sigue la degradación enzimática extracelular del complejo para obtener moléculas más simples, y de esta manera podrán atravesar la pared celular. Las moléculas son luego metabolizadas por los microorganismos. En general, la tasa de reacción está limitada por la tasa de hidrólisis del carbono orgánico adsorbido, más que por la tasa de metabolismo (Ekama *et al.* 1986; Wentzel *et al.*, 1999). Según Xu y Hultman (1996), los porcentajes de  $S_s$  y  $X_s$  de la DQO total de un agua residual municipal cruda (antes del tratamiento primario) fueron de 27 y 33% respectivamente, mientras que los resultados de Henze (1992), fueron de  $S_s$  (7-32%) y de  $X_s$  (40-62%).

En el caso del sustrato no biodegradable ( $S_i + X_i$ ), se tiene un porcentaje del 28% con los métodos de STOWA y ATV-A131, mientras que con *Influent Advisor* del 30% (Tabla 5). Estas fracciones regularmente no son afectadas en una PTAR. La fracción inerte soluble ( $S_i$ ) está formada por compuestos orgánicos que no sufren ningún cambio a través de cualquier proceso de tratamiento biológico. Esta fracción abandona la PTAR en el efluente del clarificador secundario, por lo que se asume que  $S_i$  (0.45  $\mu\text{m}$ ) del efluente es igual al  $S_i$  del influente (Myszograj *et al.*, 2017; Fall *et al.*, 2011; Dold *et al.*, 1991). Por otra parte, la fracción inerte particulada ( $X_i$ ) está formada por contaminantes no disueltos, que se incorporan a los flóculos de lodos activados y se eliminan del sistema en la purga de lodos, influyendo significativamente en la operación del sistema biológico. Una alta concentración de  $X_i$  puede modificar la edad del lodo y el proceso de nitrificación. Se asume que el tamaño de esta fracción no cambia durante el tratamiento biológico, su contenido en el influente es igual a su masa correspondiente que sale en los lodos. La participación de  $X_i$  es muy importante, cuando su valor supera el 15% de la DQO total (Myszograj *et al.*, 2017). Según Xu y Hultman (1996), los porcentajes de las fracciones de  $S_i$  y  $X_i$  de la DQO total de un agua residual municipal cruda (antes del tratamiento primario) fueron de 15 y 17% respectivamente, mientras que Henze (1992), determinó que  $S_i$  (2-20%) y  $X_i$  (8-20%).

La diferencia que existe en los métodos estudiados (Tabla 5) entre las fracciones filtradas en el influente es significativa, pero insignificante en el caso del efluente ( $S_I$ ). El influente y efluente se comportaron de diferente manera en la filtración, que aparentemente tiene que ver con los coloides. Se acepta que está presente una gran cantidad de coloides en el influente, en una amplia gama de tamaños, mientras que, por el contrario, sólo una pequeña cantidad y variedad reside en el efluente. Se supone que los coloides en el efluente se reducen en cantidad y variedad, como resultado de su captura en la biomasa (lodos) en el sistema biológico (WERF, 2003).

En la bibliografía analizada con respecto al fraccionamiento de la DQO, la mayoría se ha hecho con aguas residuales combinadas (municipales e industriales), de esta manera, al caracterizar este tipo de aguas residuales, los resultados son en mayor proporción de DQO particulada ( $X_S + X_I$ ), caso contrario al de este trabajo en el que el mayor porcentaje corresponde a la DQO soluble ( $S_S + S_I$ ), por ser aguas residuales municipales o domésticas. También hay que considerar que el fraccionamiento de la DQO puede determinarse antes del tratamiento primario o después del tratamiento primario de una PTAR, lo cual involucra resultados diferentes. Por ejemplo, según Henze (1992), los porcentajes de las fracciones de la DQO de un agua residual municipal cruda antes del tratamiento primario fueron,  $S_S$  (7-32%),  $S_I$  (2-20%),  $X_S$  (40-62%) y  $X_I$  (8-20%), mientras que los porcentajes después del tratamiento primario fueron,  $SS$  (16-33%),  $S_I$  (3-10%),  $X_S$  (40-60%) y  $X_I$  (4-13%).

En la Tabla 6 se presentan los resultados de las fracciones de la  $DQO_{TOTAL}$  obtenidos por varios autores con los diferentes métodos discutidos anteriormente.

**Tabla 6.** Comparación del fraccionamiento de la  $DQO_{TOTAL}$  con diferentes métodos

Método	% de $DQO_{TOTAL}$				Referencias
	$S_S$	$S_I$	$X_S$	$X_I$	
STOWA (0.1 $\mu\text{m}$ )	21.9	4.6	23.7	49.8	Pasztor <i>et al.</i> , 2009
STOWA (0.1 $\mu\text{m}$ )	19	16	51	14	Vázquez <i>et al.</i> , 2013
STOWA (0.1 $\mu\text{m}$ )	13	4	56	27	Fall <i>et al.</i> , 2009
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	18-29	2-4	63-75	4-7	Pluciennik y Myszograj, 2019
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	58.9	5.2	24.2	11.7	Pluciennik <i>et al.</i> , 2017
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	20-66	1.5-8	23-56	8-19	Myszograj <i>et al.</i> , 2017
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	23-35	37-50	14-27	5-9	Sokolowska, 2011
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	31-32	5-8	45-47	15-16	Myszograj y Sadecka, 2004
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	24-30	3-5	49-53	16-18	Sadecka <i>et al.</i> , 2011
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	62	3	22	13	Espinosa <i>et al.</i> , 2020
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	17	5	41	37	Fall <i>et al.</i> , 2009
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	32	8	48	12	Mu'azu <i>et al.</i> , 2020
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	44	6	37	13	Hvala <i>et al.</i> , 2018
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	46	5	40	9	Meknassi <i>et al.</i> , 2004
STOWA (0.45 $\mu\text{m}$ )	41	17	31	11	Este estudio
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	41	17	31	11	Este estudio
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	41	17	29	13	Este estudio

De acuerdo a la Tabla 6, en el método de STOWA se observa que, en los 3 casos mostrados, gran parte de la DQO es particulada ( $X_s + X_i$ ), lo cual indica que el agua residual es del tipo municipal e industrial. En las referencias del método ATV-A131, se tienen 3 casos con mayor porcentaje de DQO particulada y 3 resultados en el que la DQO soluble corresponde al de un agua residual municipal (Pluciennik *et al.*, 2017, Myszograj *et al.*, 2017, Sokolowska, 2011). Considerando los métodos de STOWA y ATV-A131, se tiene un mayor porcentaje de DQO biodegradable ( $S_s + X_s$ ) con respecto al substrato no biodegradable ( $S_i + X_i$ ). Esto concuerda con este estudio donde la DQO biodegradable corresponde a un 72% y un 28% de DQO no biodegradable.

Fall *et al.* (2009) realizaron el fraccionamiento de aguas residuales (municipal e industrial) por el método de STOWA e *Influent Advisor*, los resultados son muy diferentes, y esto es debido a que con STOWA se filtró el agua residual con membranas de  $0.1 \mu\text{m}$ , mientras que *Influent Advisor* con membranas de  $0.45 \mu\text{m}$ . De acuerdo a los resultados la DQO particulada ( $X_s + X_i$ ) con ambos métodos es mayor que la DQO soluble ( $S_s + S_i$ ). Por el contrario, haciendo una comparación de STOWA e *Influent Advisor* para este estudio (filtraciones a  $0.45 \mu\text{m}$ ), se obtuvieron resultados similares de DQO particulada con un 42% y de DQO soluble con un 58% con ambos métodos.

Se ha encontrado que pequeñas fracciones de  $X_s$  de aguas residuales domésticas pasan a través de filtros de  $0.45 \mu\text{m}$ , lo que resulta en una sobrestimación de  $S_s$  (Dold *et al.*, 1981). Por otra parte, cuando se pasan aguas residuales a través de filtros de  $0.1 \mu\text{m}$ , dan una verdadera indicación de la fracción  $S_s$  (Torrijos *et al.*, 1994). Roeleveld y Van Loosdrecht (2002), recomiendan determinar la fracción soluble y particulada con filtros de  $0.1 \mu\text{m}$  o mediante precipitación con  $\text{Zn}(\text{OH})_2$ ; la diferencia en el valor de la DQO obtenido por filtración y precipitación es menor que 1%. Por otra parte, los modelos matemáticos más utilizados en la modelación y simulación de PTAR (ASM1, ASM2, ASM2d Y ASM3) recomiendan la filtración con tamaños de poro de  $0.45 \mu\text{m}$  (Van Loosdrecht *et al.*, 2015; Henze *et al.*, 2000); originalmente STOWA recomendó utilizar un filtro de este tipo (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002).

En suma, uno de los factores principales que influye en los resultados del fraccionamiento de la DQO, es el tipo de agua residual que se va a caracterizar. Las descargas de aguas residuales combinadas (municipal e industrial) llevarán en mayor proporción DQO particulada ( $X_s + X_i$ ). Es precisamente la fracción  $X_s$  la que puede determinarse con errores debido al uso de la  $\text{DBO}_5$  para su cálculo (métodos de STOWA y ATV-A131). Las limitaciones en el ensayo de la  $\text{DBO}_5$  son: a) muchos compuestos orgánicos no son detectados en el ensayo, pero que, sin embargo, si son oxidados en la determinación de la DQO; b) el efecto y aclimatación de la siembra debido al uso de cantidades insuficientes de microorganismos conlleva valores poco fiables; c) la presencia de algas en el agua residual o si la muestra se incubaba en presencia de luz, influyen obteniéndose valores bajos de  $\text{DBO}_5$ , y d) si el agua de dilución está contaminada, lleva a valores incorrectos de la  $\text{DBO}_5$  (Ramalho, 1991).

## Conclusiones

El fraccionamiento de la DQO no está exento de errores. Las fracciones se pueden determinar con varios métodos y la precisión es variable. En la práctica, con una buena caracterización del agua residual se obtendrán los mejores resultados si se cumplen estrictamente las suposiciones de cada método. Dependiendo del método adoptado, la susceptibilidad a la biodegradación de los contaminantes contenidos en las aguas residuales puede estimarse con diferente precisión. En este trabajo, debido a que las fracciones de la DQO con los métodos de STOWA, ATV-A131 e *Influent Advisor* presentan poca variación porcentual, cualquiera de ellos puede ser utilizado para su aplicación en el modelo ASM1. El programa *Influent Advisor* que forma parte del modelo ASM1 en el software GPS-X, permite realizar el fraccionamiento de la DQO de una manera sencilla y muy práctica. El uso del GPS-X resultó ser una herramienta que facilita la integración de los resultados del fraccionamiento del sustrato (carbono y nitrógeno).

## Referencias bibliográficas

- APHA, American Public Health Association (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, APHA-AWWA-WPCF, Washington, D.C., 1364 PP.
- ATV-DVWK (2000) Rules and Standards. *Dimensioning of single-stage activated sludge plants*, Publishing Company of ATV-DVWK, Water, Wastewater, Waste, Hefen, Germany, 57 pp.
- Baquero, G., Lara, J. and Martelo, J. (2016) A simplified method for estimating chemical oxygen demand (COD) fractions, *Water Practice and Technology*, **11**(4), 838-848. <https://doi.org/10.2166/wpt.2016.089>
- Choi, Y., Baek, S., Kim, J., Choi, J., Jur, J., Lee, T., Park, C. and Lee, B. (2017) Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge, *Water*. **9**, 1-12. <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cutrerá, G., Manfredi, L., Del Valle, C. and González, F. (1999) On the determination of the kinetic parameters for the BOD test, *Water SA*, **25**(3), 377-380.
- Dold, P. L., Ekama, G. and Marais, G. (1981) A general model for the activated sludge process, *Water Pollution Research and Development*, **12**(6), 47-77. <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-8438-5.50010-8>
- Dold, P. L., Wentzel, M. C., Billing, A. E., Ekama, G. A. and Marais, G. (1991) *Activated sludge simulation programs: Nitrification and nitrification/denitrification systems (Version 1.0)*, Water Research Commission, Pretoria, South Africa, 90 pp.
- Ekama, G.A., Dold, P. L. and Marais, G. (1986) Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems, *Water Science & Technology*, **18**(6), 91-114. <https://doi.org/10.2166/wst.1986.0062>
- Espinosa, M. A., Ruiz, T. J., Hidalgo, A. and Delgado, R. (2019) Efecto de la carga hidráulica de un filtro percolador en el proceso de nitrificación, *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. **18**(1), 107-113. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbi/revmexingquim/2019v18n1/Espinosa>
- Espinosa, M. A., Delgado, R. and Hidalgo, A. (2020) Evaluación de un proceso anóxico-aerobio-reactor biológico de membrana con alto contenido de nitrógeno, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. **36**(2), 303-320. <https://doi.org/10.20937/RICA.53111>
- Fall, C., Loaiza, J. and Esparza, M. (2009) Full activated sludge model No. 1 calibration experience at a medium-size WWTP in Mexico, *Water Science & Technology*, **60**(12), 3069-3082. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.747>

- Fall, C., Flores, N., Espinosa, M. A., Vázquez, G., Loaiza, J., Van Loosdrecht, M. and Hooijmans, C. (2011) Divergence between respirometry and physicochemical methods in the fractionation of the chemical oxygen demand in municipal wastewater, *Water Environment Research*, **83**(2), 162-72. <https://doi.org/10.2175/106143010X12780288627931>
- Henze, M. (1992) Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, *Water Science & Technology*, **25**(6), 1-15. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0110>
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and Van Loosdrecht, M. (2000) Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA publishing, London, United Kingdom, 120 pp.
- Hvala, N., Vrecko, D. and Bordon, C. (2018) Plant-wide modelling for assessment and optimization of upgraded full-scale wastewater treatment plant performance, *Water Practice & Technology*, **13**(3), 566-582. <https://doi.org/10.2166/wpt.2018.070>
- Hydromantis Inc. (2014) *Software GPS-X. Environmental Software Solutions, INC.* <https://www.hydromantis.com/>
- López, C., Buitrón, G., García, H. A. and Cervantes, F. J. (2017) *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño*, IWA publishing, London, UK, 576 PP.
- Meknassi, Y., Auriol, M., Tyagi, R. and Surampalli, R. (2004) Treatment of slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor: Simulation vs experimental studies, *Environmental Technology*. **25**, 23-38. doi: <https://doi.org/10.1080/09593330409355435>
- Mu'azu, N., Alagha, O. and Anil, I. (2020) Systematic modeling of municipal wastewater activated sludge process and treatment plant capacity analysis using GPS-X, *Sustainability*, **12**, 1-26. <https://doi.org/10.3390/su12198182>
- Myszograj, S. and Sadecka, Z. (2004) COD fractions in mechanical-biological sewage treatment on the basis of sewage treatment plant in Sulechów, *Rocznik Ochrona Środowiska*. **6**, 233-244.
- Myszograj, S., Pluciennik, E. and Jakubaszek, A. (2017) COD fractions – Methods of measurement and use in wastewater treatment technology, *Civil and Environmental Engineering Reports*, **24**, 195-206. <https://doi.org/10.1515/ceer-2017-0014>
- Myszograj, S. and Pluciennik, E. (2020) COD and nitrogen compounds balance in mechanical-biological wastewater treatment plant with sludge treatment, *Desalination and Water Treatment*, **186**, 443-449. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25629>
- Naidoo, V. and Buckley, C. (2000) Municipal wastewater characterization: Application of denitrification batch tests. Water Research Commission. WRC Report No. 820/1/00, 48 pp.
- Pasztor, I., Thury, P. and Pulai, J. (2009) Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment, *International Journal of Environmental Science Technology*, **6**, 51-56. <https://doi.org/10.1007/BF03326059>
- Pluciennik, E., Jakubaszek, A., Myszograj, S. and Uszakiewicz, S. (2017) COD fractions in mechanical biological wastewater treatment plant, *Civil and Environmental Engineering Reports*, **24**, 207-217. <https://doi.org/10.1515/ceer-2017-0015>
- Pluciennik, E. and Myszograj, S. (2019) New approach in COD fractionation methods, *Water*, **11**, 1-12. <https://doi.org/10.3390/w11071484>
- Ramalho, R. S. (1991) *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté S.A., México, 705 pp.
- Roeleveld, P. J. and Van Loosdrecht, M. (2002) Experience with guidelines for wastewater characterization in the Netherlands, *Water Science and Technology*, **45** (6), 77-87. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0095>
- Sadecka, Z., Pluciennik, E. and Sieciechowicz, A. (2011) Frakcje ChZT ścieków w modelach biokinetycznych, *Forum Eksploatatora*, **54**(3), 72-77.
- Sokolowska, J. (2011) Changes of COD fractions share during municipal wastewater treatment with big dairy wastewater participation, *Rocznik Ochrona Środowiska*, **13**(1), 2015-2032.
- Sokolowska, J. and Tkaczuk, J. (2018) Analysis of bakery sewage treatment process options based on COD fraction changes, *Journal of Ecological Engineering*, **19**(4), 226-235. <https://doi.org/10.12911/22998993/89653>

- Tchobanoglous, G., Burton, F. and Stensel, H. (2003) *Wastewater engineering, treatment and reuse*, Mc.Graw Hill, Inc., USA, 1819 PP.
- Torrijos, M., Cerro, R., Capdeville, B., Zeghal, S., Payraudeau, M. and Lesouef, A. (1994) Sequencing batch reactor: A tool for wastewater characterization for the IAWPRC model, *Water Science and Technology*, **29**(7), 81-90. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0314>
- Van Loosdrecht, M., López, C., Meijer, S., Hooijmans, C. and Brdjanovic, D. (2015) Twenty-five years of ASM1: past, present and future of wastewater treatment modelling, *Journal of Hydroinformatics*, **17**(5), 697-718. <https://doi.org/10.2166/hydro.2015.006>
- Vázquez, G., Ortega, R. E., Esparza, M. and Fall, C. (2013) Fraccionamiento de la DQO del agua residual de Toluca por el protocolo STOWA, *Tecnología y Ciencias del Agua*, **4**(2), 21-35.
- Wentzel, M. C., Mbewe, A., Lakay, M. T. and Ekama, G. A. (1999) Batch test for characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewaters, *Water SA*, **25**(3), 327-335.
- WERF (2003) *Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling*, 1st ed, WERF publication no. 9 WWF3, Water Environment Research Federation: Alexandria, Virginia, 120 PP.
- Xu, S. and Hultman, B. (1996) Experiences in wastewater characterization and model calibration for the activated sludge process, *Water Science and Technology*, **33**(12), 89-98. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00462-3](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00462-3)