

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

“Patria, Ciencia y Trabajo”

FACULTAD DE QUÍMICA



“Evaluación de la variabilidad diurna de las fracciones de la DQO del ASM1 en aguas residuales municipales de Toluca ”

T E S I S

Que para obtener el grado de:

QUÍMICO FARMACÉUTICO BIÓLOGO

PRESENTA:

EDEN VICTOR MONTES DE OCA FUENTES

DIRECTOR DE TESIS: DRA. THELMA M. PAVON SILVA
ASESOR EXTERNO: M. EN C. GUADALUPE VAZQUEZ MEJÍA
ASESOR ADJUNTO: DR. CHEICK FALL

TOLUCA, MÉXICO

2006

AGRADECIMIENTOS

PENSAMIENTO

Mirando al infinito y sin mirar atrás
Se aprende a ser grande
en el transcurso del camino en nuestra vida.

Pueden ser tantas y tan fuertes las caídas,
Pero ninguna mortal
Pueden ser tantos los anhelos y los sueños,
Pero ninguno imposible

En nuestras manos,
La naturaleza, sabia y glamorosa como siempre,
Puso templadas armas de lucha
Para ser guerreros incansables
Sin desistir en la batalla que nos lleve a la victoria.

Después de un largo tiempo,
El cansancio y el dolor puede agobiarnos,
Piensa que no es más que una congratulación del sentirse vivo.

No hay esfuerzo en vano,
aprende a ser paciente
para cosechar los frutos de la siembra
pues todo en la vida se compensa.

EVMOF

ABREVIATURAS

A:	Organismos autotróficos
ASM2:	Activated Sludge Model 2 (Modelo 2 de lodos activados)
ASM2d:	Activated Sludge Model 2d (Modelo 2d de lodos activados)
ASM3:	Activated Sludge Model 3 (Modelo 3 de lodos activados)
ASM1:	Activated Sludge Model 1 (Modelo 1 de lodos activados)
B:	Biomasa
BA:	Biomasa autotrófica
BAN:	Biomasa autotrófica nueva
b_H:	Coefficiente de decaimiento heterotrófica
BH:	Biomasa heterotrófica
BHM:	Biomasa heterotrófica muerta
CNA :	Comisión Nacional del Agua
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQOb:	Demanda Química de Oxígeno biodegradable
DBO₅:	Demanda Bioquímica de Oxígeno de 5 días
DBOinf:	Demanda Bioquímica de Oxígeno infinita
DBO[∞]:	Demanda Bioquímica de Oxígeno infinita
DBOu:	Demanda Bioquímica de Oxígeno última
DBO₂₀:	Demanda Bioquímica de Oxígeno de 20 días
D.F.:	Distrito Federal
DQO:	Demanda Química de Oxígeno
DQOpi:	Demanda Química de Oxígeno particulada del influente
DQOsi:	Demanda Química de Oxígeno soluble del influente
DQOt:	Demanda Química de Oxígeno total
fDBO:	Factor de corrección de la porción de DBO convertida en fracción inerte
f_p:	Fracción inerte de la biomasa
H:	Organismos heterotróficos
hrs:	Horas
I:	Materia inerte
IAWQ:	Asociación Internacional de la Calidad del Agua
IWA:	Asociación Internacional del Agua

k:	Constante de velocidad de reacción
L:	Litros
M:	Molar
ml:	Mililitros
M.O. :	Microorganismos
μ_H:	Constante de máximo crecimiento heterotrófico
N:	Normal
NO:	Nitrato
O:	Oxígeno
Q:	Caudal de agua a tratar
Qe:	Caudal de agua tratada
Qr:	Caudal de recirculación
Qw:	Caudal de purga de sólidos biológicos
R:	Tasa de recirculación
r_{O_2} :	Velocidad de respiración
S:	Compuestos solubles
S:	Sustrato
S_{ALK}:	Alcalinidad
SFB:	Sustrato fácilmente biodegradable
S_i:	Material Soluble de la DQO no biodegradable
SLB:	sustrato lentamente biodegradable
S_{ND}:	Nitrógeno orgánico biodegradable soluble
S_{NH}:	Amoníaco libre y salino
S_{OD}:	Concentración de oxígeno disuelto
S_{ON}:	Nitrógeno de nitratos y nitritos
S_s:	Material soluble o Demanda Química de Oxígeno fácilmente biodegradable
SS/I:	Sólidos suspendidos / litro
SST:	Sólidos Suspendidos Totales
SSV:	Sólidos Suspendidos Volátiles
S_{S1}:	Concentración del sustrato soluble y biodegradable en el influente
S_{S2}:	Concentración residual del sustrato soluble y biodegradable en el efluente
STOWA:	Asociación Holandesa de investigación Aplicada al Agua
t:	Tiempo

TKN:	Nitrógeno total de kjeldahl
V:	Volumen del tanque de aireación
X:	Compuestos insolubles
X_B:	Concentración de sólidos biológicos suspendidos en el licor mezclado
X_{B1}:	Concentración de sólidos biológicos en el influente
X_{B,A}:	Biomasa Autotrófica
X_{B,H}:	Biomasa Heterotrófica
X_e:	Concentración de sólidos biológicos suspendidos en el agua clarificada
X_I y X_p:	Material particulado de la DQO no biodegradable
X_{NB}:	Nitrógeno total activo
X_{ND}:	Nitrógeno orgánico biodegradable de partículas
X_r:	Concentración de sólidos biológicos suspendidos en el flujo de recirculación
X_S:	Material particulado o Demanda Química de Oxígeno lentamente biodegradable
Y_H:	Coefficiente de rendimiento heterotrófico

INDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	2
PENSAMIENTO.....	3
ABREVIATURAS	4
1. INTRODUCCIÓN	12
2. MARCO TEORICO.....	14
2.1 Aguas residuales municipales	14
2.1.2 Plantas tratadoras de aguas residuales municipales de la República Mexicana.....	14
2.1.3 Procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales	15
2.1.4 Procesos de tratamiento de aguas residuales municipales en plantas tratadoras Mexicanas	15
2.2 Proceso de lodos activados.....	17
2.3 Modelación para el control de bioprocesos.....	20
2.3.1 Modelo para tratamiento de aguas residuales	21
2.3.2 Modelación dinámica del proceso de lodos activados	23
2.4 ASM1 (Activated Sludge Model 1)	25
2.4.1 Notación matricial del ASM1	26
2.4.2 Componentes del ASM1	29
2.4.2.1 Material carbonoso de las aguas residuales según la nomenclatura del ASM1	29
2.4.3 Procesos dinámicos del ASM1.....	31
2.4.3.1 Crecimiento aerobio de heterótrofos	31
2.4.3.2 Crecimiento anóxico de heterótrofos	31
2.4.3.3 Crecimiento aerobio de autótrofos	33
2.4.3.4 Decaimiento de heterótrofos	33
2.4.3.5 Decaimiento de autótrofos	34
2.4.3.6 Saturación de amoníaco del nitrógeno orgánico soluble.....	34
2.4.3.7 Hidrólisis de compuestos orgánicos retenidos en la biomasa	34
2.5 Requisitos para la aplicación de la modelación en un proceso de lodos activados.....	35

2.6 Caracterización de la materia orgánica del agua residual	36
2.6.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno	37
2.6.2 Demanda Química de Oxígeno	38
2.7 Métodos de caracterización de las aguas residuales y determinación de parámetros del ASM1	39
2.7.1 Métodos para evaluar los componentes de la DQO	40
2.7.1.1 Método de caracterización del agua residual de la STOWA	40
2.8 Importancia de la evaluación de la variabilidad de la carga orgánica con el tiempo	41
3. JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	43
3.1 JUSTIFICACIÓN.....	43
3.2 HIPÓTESIS	46
3.3 OBJETIVOS.....	46
4. MATERIAL Y MÉTODOS	47
4.1 Material	47
4.1.1 Material biológico	47
4.1.2 Material químico	47
4.1.2.1 Soluciones	47
4.1.2.2 Reactivos	48
4.1.2.3 Equipo y utensilios	49
4.2 Métodos.....	50
4.2.1 Limpieza del material.....	50
4.2.2 Recolección de muestras y preparación para el análisis	50
4.2.2.1 Planta “Toluca Norte”	50
4.2.2.1.1 Influyente	51
4.2.2.1.2 Efluente	51

4.2.2.1.3 Licor mixto.....	51
4.2.2.2 Planta “Toluca Oriente”	52
4.2.2.2.1 Influyente	52
4.2.2.2.2 Efluente	52
4.2.2.2.3 Licor mixto.....	52
4.2.3 Procedimiento experimental.....	53
4.2.3.1.1 Técnicas analíticas.....	53
4.2.3.1.1.1 Medición de pH.....	53
4.2.3.1.1.2 Medición de conductividad	53
4.2.3.1.1.3 Determinación de la constante de Rendimiento Heterotrófico (Y_H).....	54
4.2.3.1.1.4 Determinación de la Demanda Química de Oxígeno por reflujo cerrado (Método de Hach)	54
4.2.3.1.1.5 Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno	55
4.2.3.1.1.6 Cálculo de las fracciones de la DQO.....	57
5. RESULTADOS Y DISCUSIONES	61
5.1 pH.....	62
5.2 Conductividad	66
5.3 Coeficiente de Rendimiento heterotrófico (Y_H).....	69
5.4 Demanda Química de Oxígeno	72
◆ DQO _{Total} del efluente.....	72
◆ DQO _{Soluble} del influente.....	73
◆ DQO _{Partiiculada} del influente	75
◆ DQO soluble inerte (S_{S2}): efluente y sobrenadante del licor mixto.....	80
◆ Fracción S_{S1}	82
5.5 Demanda Bioquímica de Oxígeno	84
◆ DBO, k, DBO _{Ultima} y DQOb.....	84
◆ Fracción X_{S1}	91
◆ Fracción X_{I1}	93
◆ DBO _{Ultima} a partir de DBO ₅	95

5.6 DISCUSION FINAL Y SÍNTESIS DE LOS RESULTADOS DE LOS PARÁMETROS Y FRACCIONES DE LA DQO.....	97
♦ Parámetros y Fracciones de DQO en mg/L.....	97
♦ Parámetros y Fracciones de DQO en %	99
6. CONCLUSIONES	104
7. BIBLIOGRAFÍA.....	106
ANEXOS.....	110
Anexo A	110
1 Plantas tratadoras de aguas residuales municipales del Estado de México.....	110
1.1 Planta Toluca Norte.....	110
1.2 Planta Toluca oriente.....	111
Anexo B.....	113
1. Demanda Química de Oxígeno (DQO) a reflujo cerrado (Método de Hach)	113
1.1 Método de reflujo cerrado	114
1.1.1 Fundamento de la prueba	114
Anexo C.....	116
1. Importancia y medición de Oxígeno disuelto	116
1.1 Determinación del oxígeno disuelto por el Método de Winkler	117
11.1 Principio.	117
1.1.1.2 Procedimiento.....	117
Anexo D	120
1. Cinética de reacción de la DBO	120
Anexo E.....	123
1. Método de mínimos cuadrados	123
Anexo F.....	125
Anexo G	126

INDICE DE TABLAS

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas tres décadas se han realizado numerosos estudios acerca del control y manejo de los procesos biológicos. A este respecto, los primeros resultados significativos aparecieron con la formalización matemática de los fenómenos biológicos, particularmente en lo referente a la formulación de la expresión de tasas de crecimiento y decaimiento específico, de tales bioprocesos (Harmand, 2004).

Actualmente con el desarrollo en el conocimiento del cálculo y los algoritmos disponibles en paquetes de computo se ha permitido la aplicación de la simulación numérica para la optimización en la generación y control de sistemas, permitiendo así el desarrollo de la modelación como una disciplina (ibidem).

Desgraciadamente en lo que respecta al tratamiento de las aguas residuales los diferentes modelos existentes no utilizan los mismos conceptos, los protocolos de identificación de sus parámetros no son estándar y sobre todo sus dominios de validez resultan extremadamente restringidos (ibidem).

Si bien se puede decir que sus teorías y prácticas han cambiado radicalmente en los últimos años, lo que ha evitado su aplicación principalmente en problemas de tipo industrial (aguas residuales industriales) (Fall, 2005).

Un ejemplo claro de dicho aspecto, es que en los modelos más destacados de diseño y operación de bioprocesos para el tratamiento de aguas residuales como el de Mc Carty y Lawrence obvian, generalizan o suponen varios aspectos y valores de parámetros de suma importancia que permiten llevar a cabo una buena predicción en el comportamiento dinámico de los procesos o sistemas, además de no determinar con exactitud la demanda de oxígeno y la producción de lodos para el uso de estos modelos, lo que ha hecho calificarlos como simples y empíricos. Debido a lo anterior, dichos modelos están siendo reemplazados por modelos más sofisticados que permiten entender de manera más detallada los complejos sistemas biológicos (ibidem).

Por su parte, el Activated Sludge Model 1 (ASM1), desarrollado 1987 por el internacional "Task group" creado por la Asociación Internacional de la Calidad del Agua (IAWQ), hoy en día

Asociación Internacional del Agua (IWA), es uno de los modelos más innovadores y más aplicados que han dado pauta a un estudio detallado en los sistemas de tratamiento de aguas residuales por lodos activados, al relacionar procesos y componentes implicados, al permitir predecir y comprender de manera real la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en los sistemas de lodos activados (Anderson, J. S., et. al., 2000).

Uno de los logros más destacados del grupo fue la integración de los procesos biológicos del modelo y la estandarización de los símbolos, todo esto, mediante la presentación del modelo utilizando una notación matricial, la propuesta de valores de "default" de algunos de los parámetros del modelo, la adopción de la DQO y su fraccionamiento para caracterizar las aguas y lodos, y un código de programación para el desarrollo futuro de *software* de modelación. La última acción propulsó la existencia actual de varios *softwares* y programas que tienen implementado en su seno, los conceptos del ASM1 original o algunas de sus modificaciones para fines de diseño, operación de plantas o investigación (Fall y Chávez, 2005).

A partir de la creación del ASM1 se han desarrollado otras generaciones de modelos de la IWA que contemplan además de los establecido en el ASM1, la respiración endógena (ASM3) y la remoción biológica del fósforo (ASM2 y ASM2d) (Anderson, J. S., et. al., 2000).

Para su aplicación es necesario realizar estudios previos como la caracterización de las aguas residuales en base al fraccionamiento de la DQO así como la evaluación de la variación de la carga orgánica en términos de dichas fracciones.

Sin duda con la creación de estos modelos se ha logrado simular dinámicamente los sistemas de tratamiento de lodos activados así como una mayor exactitud de las predicciones y diseño de los mismos.

2. MARCO TEORICO

2.1 Aguas residuales municipales

Las aguas residuales municipales están constituidas principalmente por aguas residuales de tipo doméstico que proceden de las viviendas e instalaciones comerciales teniendo por consiguiente una composición compleja formada por materia fecal, nutrientes (nitrógeno y fósforo), bacterias, materia orgánica en suspensión, etc.

Por lo anterior, dicha agua presenta una carga orgánica variable, la cual depende de diversos factores entre los que destacan la configuración de la red de alcantarillado² (si tienen separación de los pluviales o no), el consumo per cápita de agua potable, tipo de población, hábitos de la población, nivel económico de la población, etc.

Se consideran que las aguas residuales municipales son de baja carga orgánica presentando una DQO inferior a los 2000 mg/l, un contenido de materia en suspensión variable, entre 100 y 400 mg SS/l (30-70% de la DQO), una DBO situada entre un 40-60% de la DQO (Ertola R., et. al., www.biologia.edu.ar/microind/pagina_nueva_1.htm).

2.1.2 Plantas tratadoras de aguas residuales municipales de la República Mexicana

De acuerdo a la actualización del inventario de plantas tratadoras, la Comisión Nacional del Agua (CNA) reporta hasta diciembre del 2004 que México dentro de su infraestructura contaba con un total de 1 481 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, 121 plantas mas que para el año 2003, en sus diversas modalidades con una capacidad instalada de 92.7 m³/s. Del total de dichas plantas, solo 1,300 se encontraban en operación tratando un caudal de 64.5 m³/s, lo que significa que únicamente se da tratamiento al 31.5% del total de las aguas residuales municipales colectadas en los sistemas de alcantarillado estimado en 205 m³/s.

Las 121 plantas incorporadas al inventario en el año 2004, representan una capacidad instalada de 3.65m³/s, entre las que destacan la Planta ubicada en playa Norte del Estado de Veracruz con capacidad de 1.0 m³/s y la Planta Paso limón de Tuxtla Gutiérrez Chiapas con capacidad de 0.8 m³/s.

2.1.3 Procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales

Los procesos de tratamiento de aguas residuales tienen como fin único la remoción de los contaminantes del agua residual de modo que el agua tratada cuente con los parámetros de calidad establecidos.

En un principio, las restricciones económicas ligadas al tratamiento de las aguas fueron las que condujeron a la mayoría de los industriales a orientarse hacia la descontaminación por la vía biológica.

Tales procesos de tratamiento de aguas residuales se pueden clasificar en forma general en cuatro tipos:

- Procesos aerobios
- Procesos anóxicos
- Procesos anaerobios
- Procesos combinados (aerobios-anóxicos y aerobios-anaerobios)

A su vez dichos procesos pueden ser subdivididos y clasificados de acuerdo a si el proceso de tratamiento se lleva a cabo mediante biomasa suspendida, fija o por combinación de ambas.

2.1.4 Procesos de tratamiento de aguas residuales municipales en plantas tratadoras Mexicanas

En México los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales municipales son diversos como se puede observar en la tabla 1, siendo los más populares el de lagunas de estabilización y el de lodos activados.

Tabla 1. Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales (Fuente: CNA, 2003)

Tipo de tratamiento	Caudal tratado (litros / segundo)	% respecto a total tratado
<i>Biodiscos</i>	548	0.9
<i>Dual</i>	2 863	4.8
<i>Filtros biológicos</i>	1 766	3.0
<i>Laguna de estabilización</i>	11 757	19.4
<i>Lagunas aireadas</i>	3 977	6.6
<i>Lodos activados</i>	24 393	40.7
<i>Primario</i>	2 465	4.1
<i>Primario avanzado</i>	8 940	14.9
<i>Rafa</i>	215	0.4
<i>Reactor enzimático</i>	68	0.1
<i>Tanque imhoff</i>	459	0.5
<i>Tanque séptico</i>	248	0.4
<i>Wetland</i>	205	0.3
<i>Zanjas de oxidación</i>	2 078	3.5
<i>Otros</i>	253	0.4
<i>Total</i>	60 242	100

De las 1, 481 plantas de tratamiento inventariadas hasta el año 2004, solo 280 de ellas aplican el proceso de lodos activados depurando 38,119.9 litros / segundo, equivalentes al 42.97% de las aguas residuales municipales circulantes en los caudales en que convergen dichas aguas.

En la Tabla 2, se muestran las principales plantas de tratamiento de aguas residuales que utilizan el proceso de lodos activados, la entidad federativa en que se encuentran ubicadas, el número de plantas instaladas y su capacidad de operación.

Se puede observar que las entidades con mayor número de plantas de tratamiento que aplican el proceso de lodos activados son México, D.F., Veracruz y Nuevo León.

Tabla 2. Plantas municipales de tratamiento de aguas residuales de tipo lodos activados en México (Fuente: CNA, 2004).

Estado	No. de plantas	Capacidad instalada (litros / segundo)
Aguascalientes	13	758.0
California	13	1,031.6
California	7	740.2
Campeche	3	52.0
Chihuahua	4	1,265.5
Coahuila	3	840.0
Colima	3	339.0
Distrito Federal	26	6,714.0
Durango	2	28.0
Guanajuato	10	378.0
Guerrero	15	1,359.0
Jalisco	20	1,006.5
México	29	4,585.4
Michoacán	4	698.0
Morelos	8	152.7
Nayarit	11	203.0
Nuevo León	26	12,282.0
Oaxaca	11	472.7
Puebla	5	124.2
Querétaro	3	165.0
Quintana Roo	16	1,859.0
Luis Potosí	6	396.4
Sinaloa	4	88.9
Sonora	1	110.0
Tabasco	3	60.0
Tamaulipas	4	1,430.0
Veracruz	27	891.5
Yucatán	1	7.5
Zacatecas	2	81.8
TOTAL NACIONAL	280	38,119.9

2.2 Proceso de lodos activados

El proceso de lodos activados es un proceso biológico aerobio continuo de tratamiento de aguas residuales municipales e industriales formadas por compuestos biodegradables y con bajas concentraciones de sustancias tóxicas para los microorganismos.

Dicho proceso biológico consiste en transformar con la ayuda de microorganismos en suspensión (constituyentes de la "biomasa"), la materia orgánica en solución o suspensión presente en el agua residual, constituida esencialmente por carbono, nitrógeno y fósforo (carbohidratos, proteínas y

grasas) en elementos minerales indispensables y de suma importancia por su intervención en los grandes ciclos biogeoquímicos como se muestra en la figura 1 (Harmand, et. al., 2004).

Dicho objetivo se logra en una planta al mezclar y airear el agua residual con el lodo biológico en un tanque aireador de forma que los microorganismos utilicen dicha materia orgánica para su crecimiento y reproducción generando así la biomasa del proceso (lodos) junto con diversos gases como H_2S , CH_4 , N_2 y CO_2 .

Es importante mencionar que la mezcla o agitación se efectúa por medios mecánicos (aireadores superficiales, sopladores, etc) los cuales tiene una doble función 1) producir mezcla completa y 2) agregar oxígeno al medio para que el proceso se desarrolle.

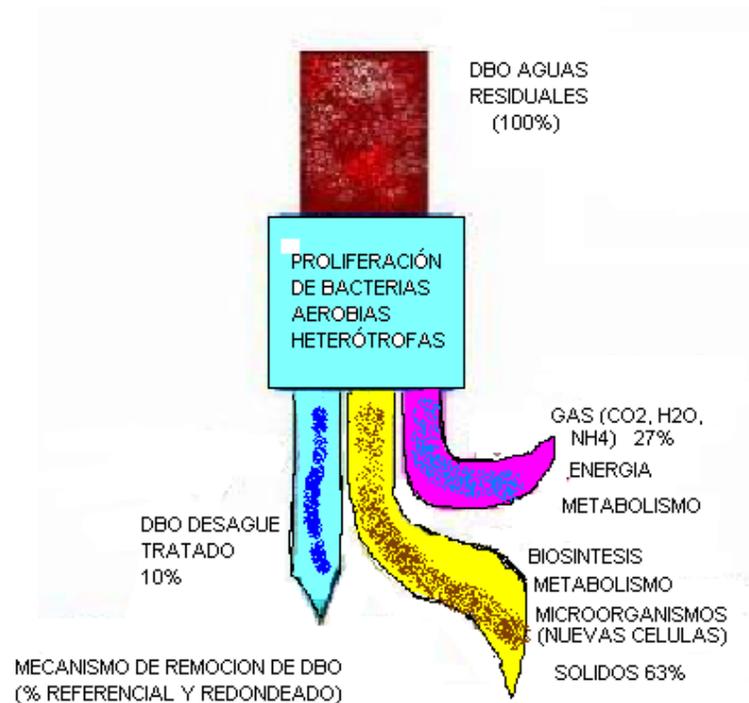


Figura 1. Remoción biológica de materia orgánica (Fuente: <http://www.geocities.com/jdelosri/procesos.htm>)

La biomasa generada en el proceso se manifiesta mediante la formación de flóculos biológicos, los cuales se sedimentan en un tanque de sedimentación y una vez concentrados son recirculados

nuevamente al tanque de aireación con el fin de mantener una alta concentración de biomasa y el resto se retira del sistema como lodo purgado. La purga de lodo se puede realizar en el sedimentador o alternativamente en la salida del tanque de aireación.

En dicha etapa del proceso se lleva a cabo la separación de la fase líquida y de la fase sólida generadas con el objeto de devolver al medio ambiente la fase líquida purificada.

El buen funcionamiento de una instalación de tratamiento de aguas residuales por lodos activados está condicionado por un frágil equilibrio entre la necesidad de mantener la mayor cantidad posible de lodos en los reactores afin de tratar una mayor carga contaminante y la capacidad de las tecnologías para separar las fases líquida y sólida (Harmand, et. al., 2004).

Como se muestra en la tabla 3, los microorganismos formadores de la biomasa pueden clasificarse en dos grandes grupos dependiendo de su fuente de energía y de carbón en heterótrofos y autótrofos, siendo los primeros los más importantes en el proceso de tratamiento por lodos activados debido a que utilizan la materia orgánica como fuente de carbono, mientras que los segundos utilizan CO_2 siendo importantes únicamente cuando se realiza la nitrificación.

Tabla 3. Clasificación de la biomasa de acuerdo a su fuente de energía y carbón (Fuente: <http://www.geocities.com/jdelosri/procesos.htm>)

CLASIFICACION	FUENTE DE ENERGIA	FUENTE DE CARBON
AUTOTROFICAS:		
Photosintéticas	Luz	CO₂
Quimiosintéticas	Reacción Ox-Red Inorgánica	CO₂
HETEROTROFICAS	Reacción Ox-Red Orgánica	Carbón Orgánico

En la figura 2 se presenta en forma general un diagrama del proceso de lodos activados observando el balance de materia.

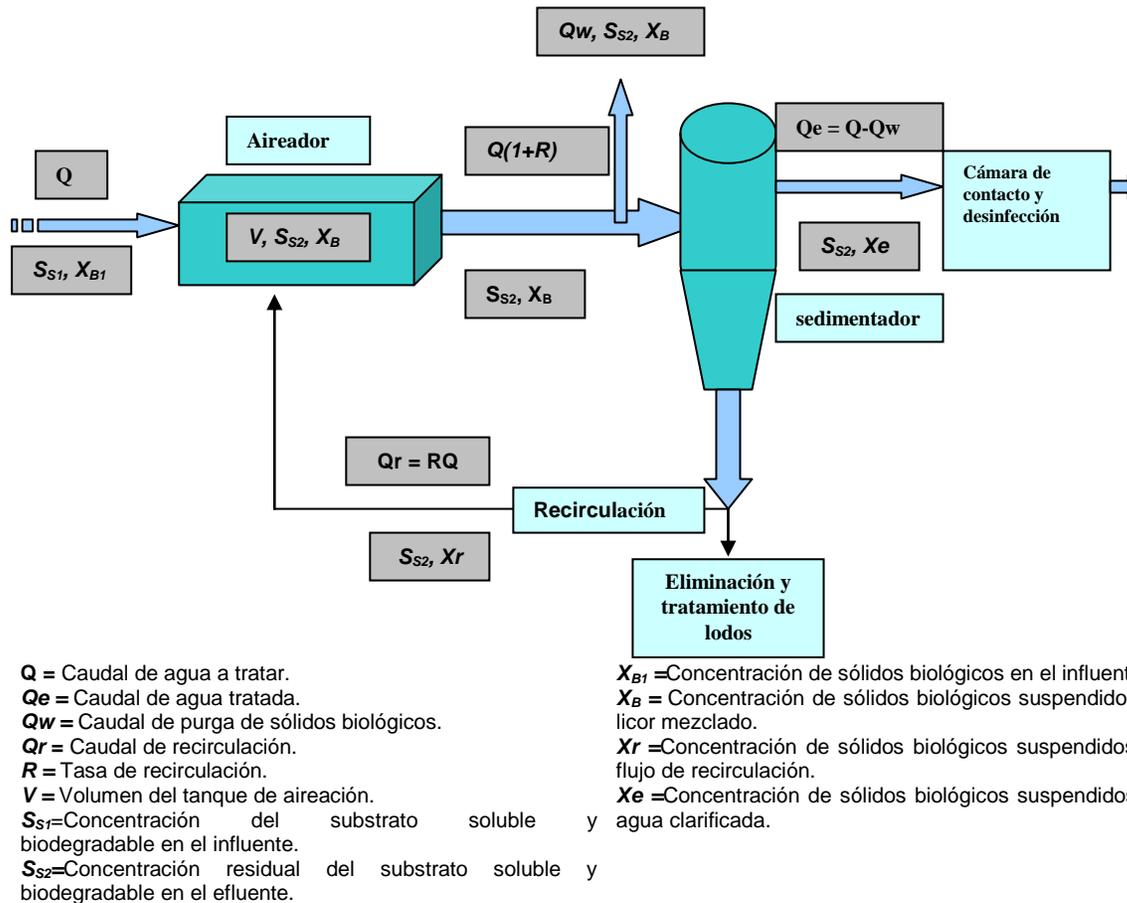


Figura 2. Proceso de lodos activados y parámetros operacionales del proceso, representándose la purga de lodos en el caudal del licor mezclado (Fuente: <http://www.geocities.com/jdelosri/procesos.htm>; Fall, 2004)

2.3 Modelación para el control de bioprocesos

En las últimas tres décadas se han realizado numerosos estudios acerca del control y manejo de los procesos biológicos. A este respecto, los primeros resultados significativos aparecieron con la formalización matemática madura de los fenómenos biológicos, particularmente en lo referente a la formulación de la expresión de tasas de crecimiento y decaimiento específico, de tales bioprocesos (Harmand, et. al., 2004).

Actualmente con el desarrollo en el conocimiento del cálculo y los algoritmos disponibles en paquetes de computo se ha permitido la aplicación de la simulación numérica para la optimización en la generación y control de sistemas, permitiendo así al desarrollo de la modelación como una disciplina (ibidem).

Un modelo es una descripción matemática de una serie de procesos que ocurren en un espacio y tiempo delimitado (tanques y reactores).

Desgraciadamente en lo que respecta al tratamiento de las aguas los diferentes modelos no utilizan los mismos conceptos e incluso sus teorías y prácticas han cambiado radicalmente en los últimos años, lo que ha evitado su aplicación principalmente en problemas de tipo industrial (aguas residuales industriales).

De entre los numerosos problemas de modelación que han limitado su aplicación en los bioprocesos destacan: la descripción y caracterización de los ecosistemas involucrados, introducción de una o más dimensiones espaciales en los modelos, caracterización de las cinéticas microbianas y de los fenómenos hidrodinámicos o termodinámicos, problemas de control en tiempo real, sistemas retardados que se expresan en un contexto multivariado, no lineal e incierto, entre otros (Harmand, et. al., 2004).

Por lo anterior se requiere del análisis matemático para establecer las propiedades genéricas de los bioprocesos descritos por dichos modelos.

2.3.1 Modelo para tratamiento de aguas residuales

El efluente de plantas de tratamiento de aguas residuales ha sido reportado como la principal causa de eutroficación de aguas superficiales. Pequeñas cantidades de nutrientes pueden conducir a eutroficación y simular excesiva producción de DQO en la forma de algas, disminución de oxígeno disponible, cambios en la población acuática con consecuente deterioro de la calidad del agua, por lo que su eliminación en el proceso de tratamiento es de suma importancia (P. Taru, P., 2005).

Procesos biológicos de remoción de nutrientes han sido desarrollados y se han iniciado a usar como un efectivo método de tratamiento de aguas residuales municipales. Aunque los procesos biológicos de remoción de nutrientes son un medio aceptable referente a la remoción de nitrógeno y fósforo de las aguas residuales, hay mas complicaciones y afectabilidad de operación del procesos que plantas convencionales de lodos activados. En otras palabras hay mas factores

que afectan el mejoramiento, tal como características del influente de las aguas residuales, nitratos y concentración de oxígeno disuelto en el retorno del lodo activado (Taru P., et. al., 2005).

El tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales con pocos tóxicos por lodos activados es sin duda uno de los procesos de tratamiento más versátiles que con un diseño y operación apropiados, pueden llevar a cabo el objetivo del proceso de tratamiento consistente en que el agua tratada cuente con los estándares de calidad requeridos para poder ser reutilizada en algunas actividades.

Para el diseño y operación de plantas de tratamiento por lodos activados en las que se incluye la remoción de nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) puede ser simplificado mediante el uso de modelos matemáticos, resultando herramientas muy útiles por su capacidad de describir ampliamente el proceso dinámico de tratamiento (Taru P., et. al., 2005).

Cabe mencionar que la optimización parte de la simulación dinámica de bioprocesos raras veces es aplicada en el tratamiento en plantas reales, siendo uno de los factores que contribuyen para su inactividad relativa la carencia de modelos convenientes y fáciles de poner en práctica para representar la dinámica de proceso, así como el complicado manejo de los modelos al emplearlos en operaciones de control ordinarias (Anderson, J. S, et. al., 2000).

Afortunadamente el modelado de procesos biológicos en plantas de tratamiento de aguas residuales recientemente ha recibido la atención considerable.

Los modelos aplicados en el tratamiento de aguas residuales por procesos biológicos se expresan a través de balances de masas (ecuaciones de leyes de conservación de masas) que toman en cuenta la cinética de reacción de los procesos (procesos de transformación), la hidrodinámica (tipo de flujo y mezcla en el reactor) y el transporte de materia a través de los límites del sistema (flujos de entrada y salida).

Con lo anterior se pueden formular sistemas de ecuaciones diferenciales totales y parciales y sistemas de ecuaciones algebraicas sumamente complejas y por consiguiente difíciles de resolver, sin embargo, gracias a la disponibilidad de programas computacionales hoy en día son fáciles de manejar y comprender.

Si bien, “un buen modelo no sólo engloba un mejor entendimiento de los fundamentos de los complicados procesos biológicos, sino es también esencial para llevar a cabo un confiable diseño, arranque, operación, predicciones de dinámica, predicción de funcionamiento, control y optimización de dichos procesos. Hasta el momento el modelo más acertado y considerado estándar industrial es el ASM1” (Anderson, J. S., et. al, 2000).

2.3.2 Modelación dinámica del proceso de lodos activados

Por al menos 2 décadas, la modelación dinámica ha sido desarrollada como una herramienta para la optimización del diseño y operación de plantas de tratamiento de lodos activados (Boursier, H., et. al., 2004).

Dicho proceso biológico de tratamiento de aguas residuales para su diseño y operación se basó en la aplicación de modelos con poca exactitud en su predicción y diseño e incapaces de predecir dinámicamente los sistemas de tratamiento de lodos (Fall y Chávez, 2005).

A pesar de la existencia de gran número de modelos dinámicos, su difusión fue obstaculizada por su complejidad que los hacía poco comprensibles, la falta de orden para presentarlos y los pocos avances en la computación que limitaban la capacidad de las computadoras.

Para poder acelerar el desarrollo de la modelación dinámica de las plantas de tratamiento de aguas residuales, en 1982 la Asociación Internacional para la Calidad del Agua (en inglés, *International Association for Water Quality (IAWQ)*) convertida en el año 2000 en Asociación internacional del Agua (en inglés, *International Water Association (IWA)*), se dio a la tarea de formar un grupo internacional de trabajo interesado en la disciplina de la modelación matemática con el propósito de promover el desarrollo y facilitar el uso de modelos prácticos para el diseño y la operación de los sistemas de tratamiento biológicos de aguas residuales. Es así como en 1987 se logra generar un modelo simple, el ASM1 (Activated Sludge Model No. 1) capaz de describir la degradación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un sistema de lodos activados.

Con la aparición de dicho modelo, se creó en 1995 el ASM2 capaz de predecir el retiro biológico del fósforo con su posterior versión modificada, el ASM2d. En 1998, después de infinidad de

revisiones y aplicaciones del ASM1 original, es creado el ASM3, una versión modificada del ASM1 como se muestra en el diagrama 1, en el que en vez de incluir el proceso de muerte regeneración microbiana incluye la respiración endógena para modelar la remoción de DQO y N.

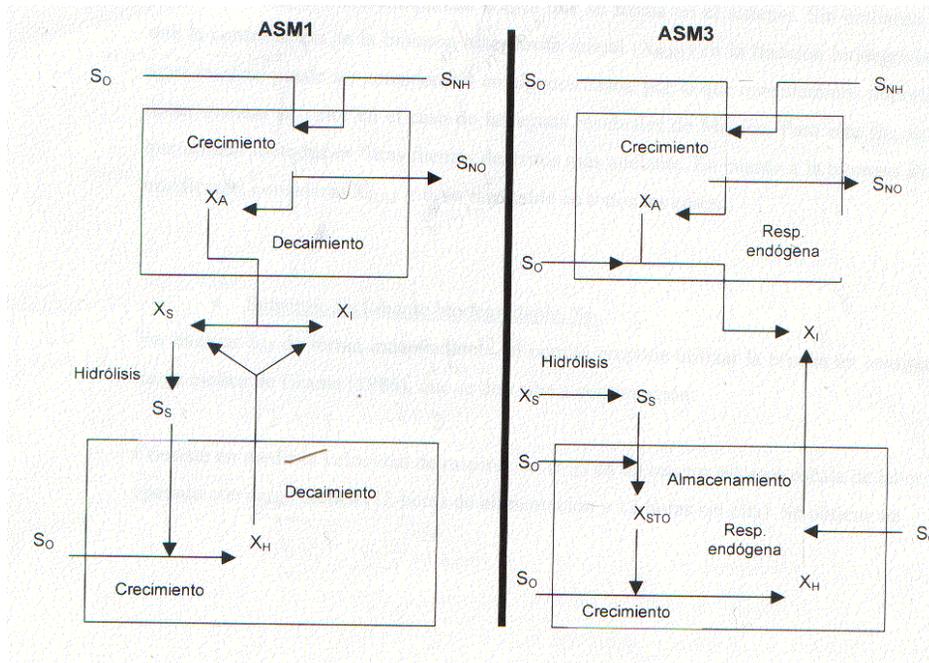


Diagrama 1. Representación esquemática del ASM1 y del ASM3 (Fuente: Fall y Chávez, 2005)

Aunque se han llevado a cabo modificaciones desde su creación (con la generación ASM3, ASM2 y ASM2d) el modelo original (ASM1) sigue siendo usado a menudo para describir procesos de tratamiento de aguas residuales en todo mundo debido a las ventajas que provee como instrumento de modelación dinámica, entre las que se pueden mencionar (Fall, 2002):

- Predicción en la calidad de los efluentes generados, la DQO y la producción de lodo en respuesta a las fluctuaciones en tiempo real de la carga y del caudal del influente
- Una vez llevada a cabo la modelación y calibración de una planta, el modelo se puede utilizar para fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, probar cambios en la operación, evaluación de las prácticas actuales, optimización de operación y gastos, así como para la capacitación del personal.
- Aun cuando la planta proyectada no existe todavía físicamente, se pueden probar configuraciones innovadas y comparar variantes.

- Se pueden reducir las necesidades de estudio piloto, el tiempo y la inversión que se requiere para esto, realizando primero los estudios por modelación y sólo probar en escala piloto algunas de las soluciones identificadas.
- Se puede optimizar la configuración y el funcionamiento de una planta de tratamiento, así como responder a numerosas preguntas respecto a su capacidad e impactos de modificaciones proyectadas.
- Constituye un instrumento de ayuda a la decisión para los administradores de plantas y un medio de gráfico visual para convencer estos últimos.
- Se pueden realizar estudios sin perturbar el funcionamiento de la planta, ni poner en riesgo sus equipos.
- Es un medio de formación y conscientización de los operadores sobre algunos aspectos críticos.

2.4 ASM1 (Activated Sludge Model 1)

El ASM1 (Activated Sludge Model No. 1) creado en 1987 por la IWA (Asociación Internacional del Agua) es un modelo capaz de describir el comportamiento dinámico en la degradación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un sistema de lodos activados, en base a un conjunto de ecuaciones cinéticas y estequiométricas. Dicho proceso se basa en procesos de crecimiento y de decaimiento de la población bacteriana.

En el modelo se incluyeron conceptos básicos como la hipótesis del bisustrato y la hipótesis de muerte-regeneración, con las que se adopta la DQO biodegradable de las aguas residuales con el fin de mejorar perceptiblemente las predicciones del modelo bajo condiciones cíclicas en función de la carga y flujo, y una tentativa de seleccionar las diversas reacciones que ocurren cuando los microorganismos mueren; se demostró que la hipótesis de bisustrato y la de muerte-regeneración se podría aplicar también a las transformaciones del nitrógeno; la relación de Monod fue utilizada para describir el índice de crecimiento de organismos heterótrofos y autótrofos en el modelo; la adopción de la DQO como parámetro conveniente para caracterizar el material carbonoso de las aguas y el lodo; se introdujo el concepto de las funciones de conmutación graduales para transformar a ecuaciones de proceso de gasto por intervalos mientras que las condiciones ambientales fueron cambiadas (principalmente entre las condiciones aerobias y anoxicas); se promovió la presentación estructural de modelos biocinéticos mediante un formato matricial, fácil

de leer y de entender, conjuntando así muchos de los conocimientos existentes sobre el proceso de lodos activados; se permitió un consenso en los procesos biológicos referentes a modelos matemáticos simples con la capacidad realista de predecir el funcionamiento de los sistemas de lodos únicos que realizaban la oxidación, la nitrificación y la desnitrificación del carbón; la estandarización de los símbolos; la propuesta de valores iniciales de los parámetros del modelo; y un código de programación para el desarrollo futuro de software de modelación (Jeppsson, U., et al., www.iea.lth.se/sbr/iawq/iawq.pdf).

Es importante mencionar que el éxito en la remoción de nutrientes en una sistema de lodos activados principalmente depende de un delicado balance entre el carbón orgánico, nitrógeno y fósforo contenido en el agua residual. En dicho balance, la cantidad de carbón orgánico es significativo cuando es expresado en términos de varias fracciones con diferentes mecanismos y proporciones de biodegradación. Debido a lo anterior, fracciones de DQO han sido introducidas como útiles herramientas para la evaluación de procesos biológicos de tratamiento (Orhon D., et al., 2002).

A pesar de las nuevas versiones del ASM1 (ASM3, ASM2 y ASM2d), este es aun considerado como un modelo de referencia de proyectos científicos y prácticos para la modelación de plantas de tratamiento, por su capacidad predecir de manera realista el mejoramiento en un proceso de lodos activados y con el que se puede predecir dinámicamente el consumo de oxígeno y la concentración de nitratos y nitritos del sistema. Si dichas predicciones son buscadas junto con otros parámetros es posible ampliar el modelo mediante procesos cinéticos y componentes adicionales.

2.4.1 Notación matricial del ASM1

Una matriz se puede definir como una tabla formada al disponer una serie de números o datos reales o complejos por líneas y columnas, la cual facilita la solución de problemas que pueden ser muy complejos al analizarlos con ecuaciones no lineales. Por lo anterior, las matrices representan un importante papel en las matemáticas puras o aplicadas modernas, al permitir hacer un compendio de características específicas del comportamiento de un proceso específico (como el tratamiento de aguas residuales por medios biológicos) pudiendo ser almacenada en una base de datos para su estudio (de Galiana, M., 1976).

Por su parte, el ASM1 integra la información necesaria del proceso de lodos activados mediante una notación matricial como se muestra en la figura 4, en donde se representan los elementos básicos del modelo y su interrelación.

En dicha tabla, los componentes (i) se ubican en la parte superior y se denotan mediante símbolos, los procesos (j) se ubican en la primera columna, en el centro se encuentran los coeficientes estequiométricos V_{ij} para cada proceso (j), en relación a cada componente (i), y en la última columna se representan las expresiones de la ley de velocidad del proceso (ρ_j) (Chávez, 2005).

Cabe mencionar que en la misma matriz se proporciona la nomenclatura y definición de los parámetros cinéticos que tienen lugar en el proceso.

Tabla 4. Notación matricial del ASM1 (Fuente: Chávez, 2005)

Componentes, $\rightarrow i$ j Procesos, \downarrow	1 S _i	2 S _S	3 X _i	4 X _S	5 X _{B,H}	6 X _{B,A}	7 X _P	8 S _O	9 S _{NO}	10 S _{NH}	11 S _{ND}	12 X _{ND}	13 S _{ALK}	Tasas de reacción, ρ_j (M L ⁻³ T ⁻¹)
1. Crecimiento aerobio de heterótrofos		-1/Y _H			1			-(1-Y _H)/(Y _H)		-i _{XB}			-i _{XB} /14	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right] \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] X_{B,H}$
2. Crecimiento anóxico de heterótrofos		-1/Y _H			1			$-\frac{(1-Y_H)}{(2.86 Y_H)}$		-i _{XB}			$\left[\frac{(1-Y_H)}{(14 \cdot 2.86 Y_H)} \right] - i_{XB}/14$	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] \left[\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \eta_s X_{B,H}$
3. Crecimiento aerobio de autótrofos						1		-(4.57-Y _A)/(Y _A)	1/Y _A	-i _{XB} (1/Y _A)			$\frac{(-i_{XB}/14)}{-(1/7Y_A)}$	$\mu_{A,max} \left[\frac{S_o}{K_{O,A} + S_o} \right] \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] X_{B,A}$
4. Decaimiento de Heterótrofos				1-f _p	-1		f _p					i _{XB} - f _p i _{XP}		$b_H X_{B,H}$
5. Decaimiento de Autótrofos				1-f _p		-1	f _p					i _{XB} - f _p i _{XP}		$b_A X_{B,A}$
6. Amonificación de N orgánico soluble										1	-1		1/14	$k_a S_{ND} X_{B,H}$
7. Hidrólisis de mat. Orgánica particulada		1		-1										$k_h \frac{X_s / X_{B,H}}{K_x + (X_s / X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$
8. Hidrólisis del Nitrog. orgánico enredado											1	-1		$\rho_7 (X_{ND} / X_s)$
Tasa de conversión Total (observada)	$r_{i\ neto} = \sum_j v_{ij} \rho_j$													

Parámetros estequiométricos

Rendimiento de los heterótrofos:.....: Y_H
 Rendimiento de los autótrofos:.....: Y_A
 Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes.....: f_p
 Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO: i_{XB}
 Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO: i_{XP}

Componentes

S_i: mat. orgánica inerte soluble, M(DQO)L⁻³
 S_S: mat. org. rápidamente biodegradable, M(DQO)L⁻³
 X_i: mat. org. inerte en forma particulada, M(DQO)L⁻³
 X_S: mat. org. lentamente biodegradable, M(DQO)L⁻³
 X_{B,H}: biomasa heterótrofa activa, M(DQO)L⁻³
 X_{B,A}: biomasa autótrofa activa, M(DQO)L⁻³
 X_P: Productos particuladas inertes procedentes del decaimiento, M(DQO)L⁻³

S_O: oxígeno disuelto (DQO negativa), M(-DQO)L⁻³
 S_{NO}: N en nitratos y nitritos, M(N) L⁻³
 S_{NH}: N_ NH₄⁺ + N_ NH₃, M(N)L⁻³
 S_{ND}: N orgánico soluble biodegradable, M(N)L⁻³
 X_{ND}: N orgánico particulada biodegradable, M(N)L⁻³
 S_{ALK}: Alcalinidad: unidades molares

Parámetros cinéticos

- **Crecimiento y decaimiento de heterótrofos:**
 $\mu_{H,max}$, K_s , $K_{O,H}$, K_{NO} , b_H
- **Crecimiento y decaimiento de autótrofos:**
 $\mu_{A,max}$, K_{NH} , $K_{O,A}$, b_A
- Factor de corrección para el crecimiento de Autótrofos en medio anóxico: η_g
- Hidrólisis: k_h , K_x
- Amonificación: k_a
- Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico: η_h

En la matriz los compuestos solubles se designan con la letra S, los insolubles con la X, mientras que los subíndices observados denotan compuestos individuales que representan la biomasa (B), el sustrato (S), el oxígeno (O), la materia inerte (I), los organismos autotróficos (A), los organismos heterotróficos (H), entre otros mencionados en la matriz.

Es así como el ASM1 se puede describir en una matriz con un total de 13 componentes (7 disueltos y 6 de partículas) y 8 procesos (3 de crecimiento, 2 de decaimiento, 1 de amonificación y 2 de hidrólisis).

2.4.2 Componentes del ASM1

2.4.2.1 Material carbonoso de las aguas residuales según la nomenclatura del ASM1

Uno de los logros más importantes en la comprensión del proceso de lodos activados con la creación del ASM1 fue la adopción de la DQO como parámetro conveniente para definir el material carbonoso ya que proporciona una relación entre los electrones equivalentes en el sustrato orgánico, la biomasa y el oxígeno utilizado, además de ser una prueba rápida y reproducible.

Cabe mencionar que la DQO_{Total} no permite predecir correctamente la producción del lodo (biomasa) y el consumo de oxígeno, por lo que hubo la necesidad de implementar su fraccionamiento (Diagrama 2) como se describe a continuación.

El material carbonoso en el ASM1 se divide en DQO biodegradable, DQO no biodegradable (material inerte) y biomasa.

A su vez la DQO biodegradable se divide en DQO fácilmente biodegradable (s_s) y DQO lentamente biodegradable (X_s). En general, se asume que la DQO fácilmente biodegradable consiste en moléculas solubles simples que se pueden absorber fácilmente por los organismos y metabolizar para la obtención de energía y procesos de síntesis, mientras que la DQO lentamente biodegradable consiste en moléculas orgánicas

(partículas coloidales complejas), absorbidas e incorporadas al metabolismo bacteriano por previa acción enzimática extracelular (hidrólisis).

El DQO no biodegradable se divide en material soluble (S_i) y particulado (X_i). Ambos son considerados inafectados por la acción biológica en el sistema.

Cabe mencionar que el S_i abandona el sistema de una planta de lodos activados en el efluente del clarificador secundario mientras X_i es atrapado en el lodo activado acumulándose como sólidos suspendidos volátiles (SSV) y es eliminado del sistema principalmente mediante el retiro del exceso de lodo.

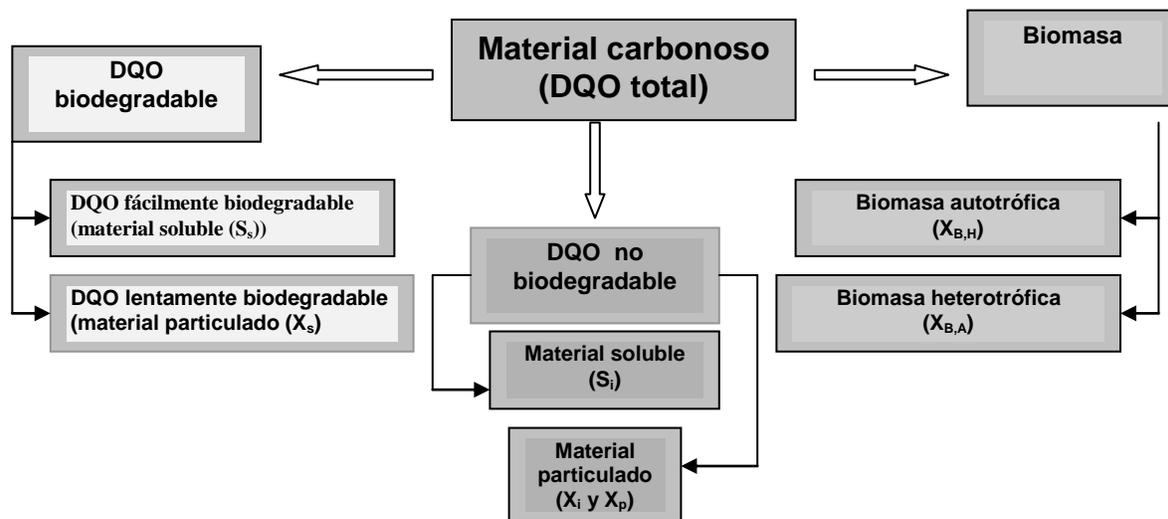


Diagrama 2. División del material carbonoso del agua residual y lodo

Por su parte, la biomasa activa se divide en biomasa heterotrófica ($X_{B,H}$) y biomasa autotrófica ($X_{B,A}$).

Para modelar los productos de partículas inertes originadas por el decaimiento de la biomasa es incluida una variable de estado (X_p)

2.4.3 Procesos dinámicos del ASM1

Los procesos dinámicos incluidos en el modelo se pueden clasificar en 4 tipos (Jeppsson U., www.).

- ◆ Crecimiento de la biomasa (crecimiento aerobio de heterótrofos, crecimiento anóxico de heterótrofos y crecimiento aerobio de autótrofos)
- ◆ Decaimiento de la biomasa (Decaimiento de heterótrofos y decaimiento de autótrofos)
- ◆ Amonificación del nitrógeno orgánico (Saturación de amoníaco del nitrógeno orgánico soluble)
- ◆ Hidrólisis de materia orgánica particulada (Hidrólisis de compuestos orgánicos retenidos en la biomasa e Hidrólisis del nitrógeno orgánico atrapado)

2.4.3.1 Crecimiento aerobio de heterótrofos

Este proceso es el contribuidor principal de la producción de biomasa nueva y de la eliminación de la DQO, pues una fracción del sustrato fácilmente biodegradable se utiliza para el crecimiento de la biomasa heterotrófica dando lugar a una demanda asociada de oxígeno (Diagrama 3). Debido a la producción de sustancias producto del metabolismo microbiano, en el proceso se asocia un cambio de la alcalinidad.

En este proceso, el amoníaco es utilizado como fuente del nitrógeno para la síntesis y se incorpora en la masa de la célula.

El crecimiento se modela usando la cinética de Monod, en donde, dependiendo de la concentración de S_s y S_{OD} , se puede limitar el proceso.

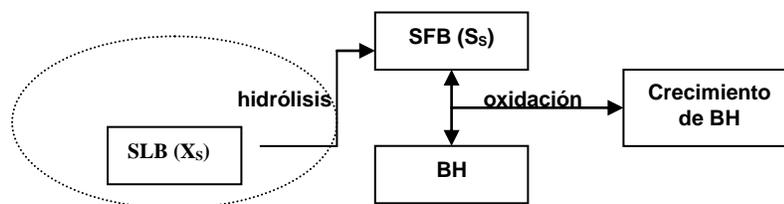


Diagrama 3. Proceso de crecimiento aerobio de heterótrofos

2.4.3.2 Crecimiento anóxico de heterótrofos

En ausencia del oxígeno los organismos heterótrofos son capaces de usar el nitrato como el aceptador terminal de electrones con los S_s como sustrato (Diagrama 4). El proceso conducirá a una producción de biomasa heterótrofica y gas Nitrógeno (desnitrificación). Como producto del metabolismo microbiano en el proceso se lleva a cabo un cambio en la alcalinidad del medio.

La misma cinética de Monod utilizada para el crecimiento aerobio se puede aplicar para modelar el proceso con la única diferencia de multiplicar la expresión cinética por un factor de corrección $\eta_g (< 1)$ que permite establecer que la tasa de crecimiento de los heterótrofos es menor que en un medio aerobio debido a que únicamente una parte de los microorganismos heterótrofos es capaz de utilizar el nitrato como fuente de energía para su metabolismo.

El amoníaco, es fuente nitrógeno para funciones de síntesis en la célula, que de la misma manera que los nitratos, cambia la alcalinidad.

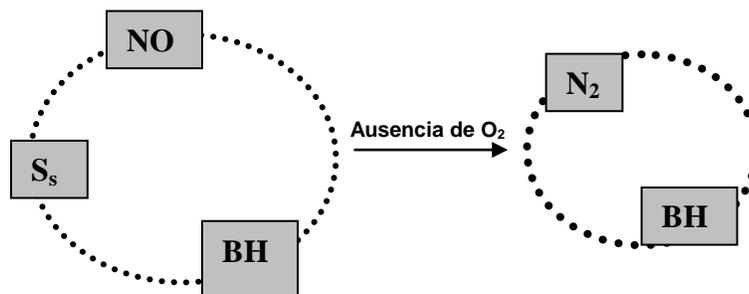


Diagrama 4. Proceso de crecimiento anóxico de heterótrofos

2.4.3.3 Crecimiento aerobio de autótrofos

El amoníaco es transformado en nitratos mediante un proceso de oxidación dando por resultado la producción de biomasa autotrófica y de una demanda asociada de oxígeno. El amoníaco también es incorporado en la masa de la célula. El proceso tiene un efecto marcado en la alcalinidad (debido a la conversión del amoníaco en biomasa y por la oxidación del amoníaco en la nitrificación) y la demanda total del oxígeno. El efecto sobre la cantidad de biomasa formada es tan pequeña que la producción de los autótrofos nitrificantes es baja (Diagrama 5).

La tasa de crecimiento se modela de nuevo usando la cinética de Monod y el proceso es representado en el Diagrama 5.

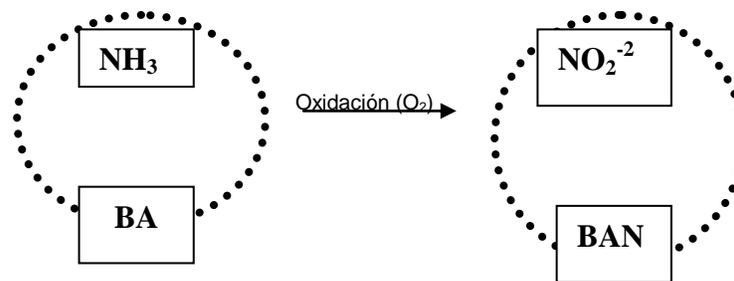


Diagrama 5. Crecimiento aerobio de autótrofos

2.4.3.4 Decaimiento de heterótrofos

El proceso se modela según la hipótesis de muerte-degeneración. Los organismos mueren en cierta proporción y una porción del material se considera no-biodegradable y agrega a la fracción de X_p . El resto agrega a la porción del substrato lentamente biodegradable (Diagrama 6).

El nitrógeno orgánico está asociado al X_s , el cual está disponible como nitrógeno orgánico de partículas. No hay pérdida de DQO implicada y no se utiliza ningún aceptador del

electrón. El proceso se asume para continuar con la misma tasa bajo condiciones aerobias, anoxicas y anaerobias

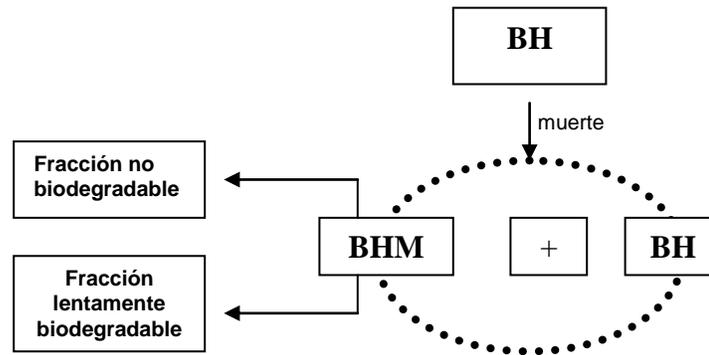


Diagrama 6. Decaimiento de heterótrofos

2.4.3.5 Decaimiento de autótrofos

El proceso se modela de la misma manera según lo utilizado para describir el decaimiento de heterótrofos.

2.4.3.6 Saturación de amoníaco del nitrógeno orgánico soluble

El nitrógeno orgánico soluble biodegradable es transformado y libera amoníaco salino en un proceso de primer orden mediado por los heterótrofos activos. Los iones de hidrógeno consumidos en el proceso originan un cambio en la alcalinidad.

2.4.3.7 Hidrólisis de compuestos orgánicos retenidos en la biomasa

En este proceso se pone de manifiesto el rompimiento y solubilización de la materia orgánica particulada lentamente biodegradable (X_s) por acción de enzimas extracelulares microbianas a sustrato soluble fácilmente biodegradable (S_s) con el fin de que los microorganismos lo utilicen para sus funciones metabólicas (Diagrama 7).

El proceso llevado a cabo es de orden uno con respecto a la biomasa presentando un fenómeno de saturación cuando la materia orgánica lentamente biodegradable es grande comparada con la cantidad de biomasa existente en el proceso.

Si bien, las hidrólisis de compuestos orgánicos retenidos en la biomasa se puede representar en un modelo común de adsorción. Por su parte, dicha hidrólisis puede tener lugar tanto en condiciones aerobias como anóxicas, en donde en la última es necesario tomar en cuenta un factor de corrección $\eta_g (< 1)$ que permite involucrar en el proceso el hecho de que bajo estas condiciones la hidrólisis es menor.

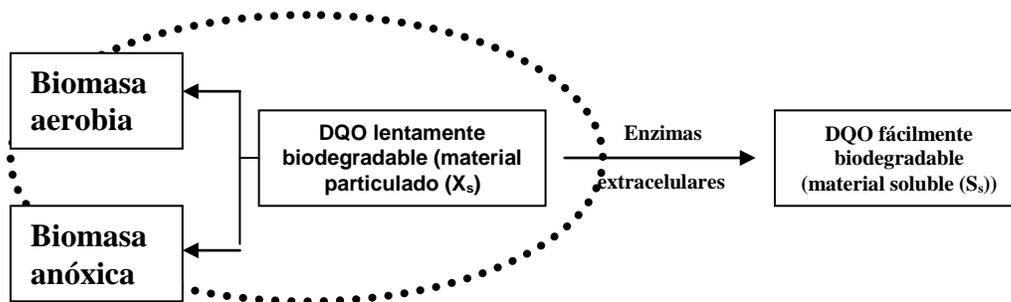


Diagrama 7. Hidrólisis de compuestos orgánicos retenidos en la biomasa

2.5 Requisitos para la aplicación de la modelación en un proceso de lodos activados

En México hasta la fecha, todas las plantas de tratamiento han sido diseñadas y operadas para reducir únicamente la contaminación orgánica sin embargo con el mejoramiento de dichas plantas se podría también llevar a cabo la remoción de nutrientes.

Por su parte, para mejorar la eficiencia de una planta de tratamiento de aguas residuales por lodos activados mediante el uso de modelos de lodos activados (ASMs) los cuales se basan sobre determinación de ecuaciones cinéticas y relaciones estequiométricas entre las variables del proceso (Boursier, H., 2004), diferentes opciones pueden ser estudiadas mediante una simulación por computadora para poder tomar la mejor decisión acerca de como emplear o llevar a cabo el proceso.

En general, la simulación de un proceso de tratamiento específico requiere:

1. Formulación o selección de un modelo apropiado (Cheng, C-Y. e I. Ribarova, 1999)

2. La caracterización de las fracciones orgánicas y nitrogenadas del influente y del lodo activado (Boursier, H., et. al., 2004; Cheng, C-Y. e I. Ribarova,1999)
3. La determinación de las características físicas y condiciones de operación del proceso (Boursier H., et. al., 2004)
4. El conocimiento de las constantes cinéticas y estequiométricas involucradas en las ecuaciones del proceso (calibración del modelo) (Boursier H., et. al., 2004)
5. Verificación de la calibración del modelo (Cheng, C-Y. e I. Ribarova, 1999)
6. Simulación por computadora con diferentes parámetros de operación (Cheng, C-Y. e I. Ribarova, 1999)

En todos los casos se necesita tener un programa como Aquasim, Biowin, GPS-X, SSSP, Simba, etc. (Fall y Chávez, 2005).

En conclusión, para poder predecir y evaluar un proceso biológico de tratamiento de aguas residuales sobre la base de modelo multi-componentes como el ASM1 y sus nuevas versiones, es necesario conocer tanto las constantes cinéticas y estequiométricas relativas al agua residual de cada lugar además de caracterizar el sustrato existente en dichas aguas (influyente) con relación a las fracciones de diferentes velocidades de degradación.

Sin duda, el reconocimiento de la existencia de las fracciones de la DQO con diferentes velocidades de degradación en los substratos en el ASM1 ha sido uno de los aspectos más importantes en la comprensión y modelado de los procesos de lodos activados, siendo hoy en día la identificación de las fracciones de DQO rápidamente biodegradable, DQO lentamente biodegradable y la fracción residual inerte en parte fundamental para la caracterización integral de las aguas residuales.

Lo anterior proporciona la ayuda experimental necesaria al modelo para poder llevar a cabo una predicción exacta del requerimiento del aceptor de electrones y de la producción biológica del lodo.

2.6 Caracterización de la materia orgánica del agua residual

Parámetros como la DBO, DQO y sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV respectivamente) han sido empleados para caracterizar la materia orgánica contenida en las aguas residuales (www.activatedsludge.info).

A pesar de su gran utilidad para evaluar la calidad del agua, son parámetros indirectos que proporcionan de manera general la cantidad de la materia orgánica presente siendo incapaces de dar una información detallada sobre la biodegradabilidad de la misma (fracciones biodegradable y no biodegradable de la materia orgánica).

Afortunadamente, dicha información puede ser obtenida comparando diferentes determinaciones, por ejemplo, la DBO y DQO, donde una alta proporción de DBO en relación a la DQO indica que el agua residual es relativamente biodegradable, mientras que a una baja proporción de DBO en relación a la DQO indica que el agua residual es mas lentamente biodegradable o contiene una fracción significativa de material no biodegradable.

DQO es uno de los parámetros que esta siendo más utilizado en procesos de monitoreo y modelage. Sin embargo a menudo una simple conversión es hecha para transformar DBO a DQO o viceversa o ambos test son aplicados como ya se menciona anteriormente (www.activatedsludge.info).

2.6.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno

La Demanda Bioquímica de Oxígeno, normalmente medida en términos de DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días) representa la cantidad de oxígeno en mg/L necesaria para descomponer (oxidación bioquímica) la materia orgánica presente mediante la acción de los microorganismos aerobios (Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001), como se muestra en la siguiente reacción:



La DBO₅ determina únicamente una porción de la materia biodegradable contenida en el agua residual (entre el 50-95%), la cual se puede oxidar en diferentes proporciones. Veinte días, es considerado un adecuado tiempo para una completa oxidación bioquímica

de la materia orgánica biodegradable del agua residual (95-99%), pero una DBO_{20} o una DBO_{∞} es impráctica cuando los datos son requeridos para solucionar problemas de manera inmediata debido a la magnitud de las diluciones involucradas y por lo tanto no aconsejables. Una mejor aproximación es obtenida mediante el seguimiento de la DBO como función del tiempo pudiendo calcular la DBO_u (www.activatedsludge.info).

Dicho parámetro ha resultado ser el parámetro de contaminación orgánica más ampliamente utilizado para caracterizar la materia orgánica de las aguas residuales, sin embargo, presenta desventajas como (www.activatedsludge.info):

- ◆ Prueba indirecta y semicuantitativa
- ◆ Requiere un tiempo largo de determinación limitando su utilidad como parámetro operacional en una planta de tratamiento de agua residual
- ◆ No se puede llevar a cabo la predicción exacta del total de la materia orgánica asimilable
- ◆ Es una prueba fuertemente afectada por la nitrificación y aunque se asume que en una prueba de DBO_5 dicho fenómeno no se presenta, esto no puede ser garantizado, pudiendo incrementar considerablemente el resultado.

2.6.2 Demanda Química de Oxígeno

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es una medida del contenido total materia orgánica tanto de aguas residuales como naturales a partir de la cantidad de oxígeno necesaria para su completa oxidación.

Gran número de contaminantes se pueden oxidar en caliente con agentes químicos, como el dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$), lo que a permitido establecerlo como un método analítico de gran utilidad para la determinación de materia orgánica para la evaluación de la calidad del agua

La DQO es utilizada en procesos de monitoreo y modelaje debido a las siguientes ventajas (www.activatedsludge.info; Chavez, 2005):

- ◆ se puede determinar fácilmente la fracción soluble y la fracción particulada (caracterización) de la materia orgánica presente en el agua residual
- ◆ el tiempo en que se determina una prueba de DQO es de 2 hrs, tiempo muy corto en comparación con la prueba de DBO, por lo que es aplicable en la operación diaria de una planta de tratamiento
- ◆ permite medir toda la materia orgánica, biodegradable y no biodegradable sin ser influenciada por variabilidad biológica
- ◆ los resultados obtenidos en presencia sustancias tóxicas o inhibidoras son confiables
- ◆ la presencia de compuestos nitrogenados no afecta el resultado, debido a que el nitrógeno amoniacal no se oxida en presencia de una concentración baja de cloruros, por lo que la DQO representa únicamente la oxidación de los compuestos de carbono
- ◆ la materia orgánica no oxidada permanece constante, por eso el cambio en la DQO entre dos puntos del proceso de degradación se puede utilizar para establecer la cinética de consumo de materia degradable
- ◆ se obtiene una mayor exactitud y precisión al permitir establecer una reacción química fácil de comprender en donde se puede medir tanto la capacidad donadora de electrones en términos de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica a CO_2 así como la masa teórica de oxígeno necesaria para oxidar la masa de iones H^+ por unidad de masa orgánica

2.7 Métodos de caracterización de las aguas residuales y determinación de parámetros del ASM1

Desde que se inicia el tratamiento de las aguas residuales, su caracterización es un importante aspecto para el diseño, optimización y operación de los sistemas de tratamiento de aguas residuales (P. J. Roeleveld y M.C.M. van Loosdrech, 2002).

“Por largo tiempo la operación y diseño de plantas de tratamiento estuvo basado en experiencias semiempíricas sobre mediciones de DQO y DBO_5 . Las proporciones Demanda Bioquímica de Oxígeno / Nitrógeno (DBO/N) y Demanda Bioquímica de Oxígeno / Fósforo (DBO/P) (o Demanda Química de Oxígeno (DQO/N) y Demanda Química de Oxígeno / Fósforo (DQO/P)) llegaron a ser importantes características del

agua residual en el momento en el que la remoción de nutrientes llegó a ser obligatoria en muchos países. Sin embargo con dichos parámetros no es posible llevar a cabo una estimación precisa del potencial de un sistema de tratamiento biológico (ibidem).

El desarrollo de modelos de lodos activados dejó mucho mejor entendimiento de diferentes procesos de tratamiento pero al mismo tiempo requirió una más intensiva caracterización del agua residual.

2.7.1 Métodos para evaluar los componentes de la DQO

Como se mostró en el diagrama 2 la DQO se divide en varias fracciones, las cuales son de importancia para poder llevar a cabo la caracterización del agua residual, con la finalidad de describir con exactitud el comportamiento de los procesos de remoción biológica en los que tienen lugar básicamente procesos de degradación de materia orgánica por microorganismos en suspensión.

Cabe la pena mencionar que al caracterizar el agua residual del influente para una mejor comprensión se suele colocar junto al parámetro o fracción el número 1 como subíndice; en el caso del efluente, los parámetros y fracciones son acompañados con el número 2 como subíndice.

Para la determinación de los parámetros se han propuesto varios protocolos entre los que destacan los sugeridos en el propio documento del ASM1 (Henze, 1987) y el de la STOWA (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002).

2.7.1.1 Método de caracterización del agua residual de la STOWA

De los métodos nombrados, en los últimos tiempos, el método de la STOWA (Asociación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua) ha recibido una importante atención debido a la relativa facilidad para poder utilizarlo en la caracterización de las aguas residuales, ya que elimina muchas de las pruebas respirométricas y balance de masas empleados en otros métodos y que los hacen hasta cierto punto complejos (Fall y Chávez, 2005).

La STOWA, en 1995 realiza la modelación de lodos activados al proponer un software como herramienta estándar y un programa para instruir a practicantes referentes a dicho campo de trabajo. Para 1996, después de una revisión y evaluación de diferentes métodos existentes para la caracterización de las aguas residuales enfatizando principalmente sobre su reproducibilidad y fácil uso en la práctica, dicha asociación publica un protocolo como método estándar para la caracterización de las aguas residuales, el cual recibe gran aceptación entre la comunidad interesada en la modelación de procesos de tratamiento de aguas residuales.

El método propuesto por la STOWA (aplicable para ASM1 y el ASM2d), consiste en un conjunto de pruebas fisico-químicas y biológicas que permiten llevar a cabo una determinación aproximada de las fracciones de DQO. Dicho método tiene la ventaja de poder aplicarse a sistemas reales de tratamiento biológico. (P.J. Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002).

A grandes rasgos, las pruebas fisicoquímicas en dicho método permiten caracterizar la suma de las fracciones solubles de la DQO, S_{i1} y S_{s1} . Este es combinado con una prueba de DBO (determinado la DBO como una función del tiempo) para determinar la fracción biodegradable de DQO del influente ($S_{s1}+X_{i1}$). La fracción X_{i1} es determinada mediante la diferencia entre la DQO_{Total} y las demás fracciones. El protocolo de la STOWA se describe a detalle en la parte de metodología.

2.8 Importancia de la evaluación de la variabilidad de la carga orgánica con el tiempo

Estrictamente hablando, una muestra recogida en un lugar y en un momento determinado solo puede representar la composición de la fuente en ese momento y en ese lugar. Sin embargo cuando se sabe que una fuente es bastante constante en su composición durante un periodo considerable o a lo largo de distancias sustanciales en todas direcciones, puede decirse que una muestra de dicha fuente representará un tiempo más largo o un volumen mayor o ambas cosas, con respecto al punto específico en el que fue recogida.

En las circunstancias descritas anteriormente, algunas fuentes pueden estar muy bien representadas por una simple muestra de sondeo pues permite conocer la amplitud, la frecuencia y la duración de las variaciones de dicha carga orgánica.

A pesar de que como alternativa al análisis separado de un gran número de muestras seguido de la computalización de los resultados medios y totales, las muestras compuestas representan un ahorro sustancial de trabajo y gasto de laboratorio y que con este objeto se consideré como estándar para la mayoría de los análisis de aguas residuales una muestra compuesta que represente un período de 24 horas en determinadas circunstancias puede resultar preferible una muestra compuesta que represente una desviación, un período más corto o el ciclo completo de una operación periódica con el fin de valorar los efectos de descargas y operaciones especiales, variables o irregularidades, han de recogerse muestras compuestas que representen los períodos en los que tienen lugar dichas circunstancias.

Por lo anterior y tomando en cuenta que la cantidad de carga orgánica en el influente varía con el tiempo, las muestras de sondeo recogidas a intervalos adecuados y analizadas por separado pueden mostrar la amplitud, la frecuencia y la duración de tales variaciones.

Para poder evaluar dichos aspectos se debe hacer la recolección de las muestras teniendo en cuenta la frecuencia con que se esperan estos cambios, los que puede variar desde 5 minutos a una hora o más.

Es importante mencionar que las variaciones estacionales de los sistemas naturales pueden exigir la realización de tomas a lo largo de meses. Cuando la composición de la muestra varía en el espacio y no en el tiempo, hay que hacer la toma de las muestras en los lugares determinados.

3. JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

3.1 JUSTIFICACIÓN

En México, el proceso de lodos activados, es uno de los procesos biológicos más utilizados en las plantas de tratamiento de aguas residuales.

En los últimos años, a causa de la cambiante forma de vida que involucran la generación de nuevos residuos vertidos al agua de diversa procedencia, se han originado cambios relevantes en las teorías y prácticas de diseño del proceso de tratamiento de aguas residuales por lodos activados dando pauta a la formulación de modelos mecanicísticos más precisos como el ASM1 desarrollado en 1987 por la IWA, el cual presentan todas las ventajas de la simulación dinámica, una mayor exactitud de las predicciones y diseño, y vuelven obsoleta una buena parte de las simplificaciones e imprecisiones de métodos antiguos.

Para la aplicación de este modelo en plantas existentes, se necesita realizar estudios de caracterización de las aguas residuales según un nuevo esquema diferente del tradicional y hallar las nuevas constantes cinéticas del mismo modelo para su calibración.

Varios trabajos de investigación han sido iniciados en el mundo y varias aplicaciones realizadas en plantas tratadoras, aún en México, no se han logrado avances concretos en el estudio o en la aplicación de los famosos modelos como el ASM1, el cual constituye un nuevo y valioso instrumento en el diseño, optimización y operación de las plantas de tratamiento por lodos activados.

Con el fin de introducir la modelación en el Estado de México, se ha seleccionado la Macroplanta “Toluca Norte” y Macroplanta “Toluca Oriente”, que utilizan el proceso de lodos activados y que en conjunto tienen gastos de operación y capacidad operada de 1.25 m³/s y 25.0%, respectivamente.

Para conseguir la implementación de la modelación con la calidad en la capacidad de predicción en su aplicación posterior, se requiere pasar por diferentes etapas que requieren llevarse a cabo con precisión antes de poder obtener resultados confiables en su aplicación. Dentro de dichas etapas y como uno de los pasos principales se requiere la caracterización del agua residual en base a la determinación de las fracciones que conforman la DQO, mediante métodos estandarizados como el propuesto por la STOWA así como la determinación de las constantes cinéticas aplicables localmente ya que en muchas ocasiones no se determinan por lo que se utilizan valores aproximados deducidos de referencias bibliográficas y corrigiéndolos a la temperatura local, resultando al final un diseño aproximado.

Cabe la pena mencionar que los métodos de caracterización propuestos en la literatura para el ASM1 no siempre se pueden adoptar como un paquete para lograr determinar en todos los casos, las fracciones de DQO y parámetros cinéticos. Es frecuente que en la literatura se reporten casos en donde la utilización de una determinada versión del modelo ASM1 y un determinado método de calibración que han sido probados por algún autor no pudieron implementarse con buenos resultados en otro caso específico. Uno de los obstáculos para una aplicación directa es la variabilidad de las características de las aguas residuales y la dificultad de estandarizar las condiciones de realización de las pruebas.

Cualquier tentativa de estandarización no puede ser aproximativa ante la variabilidad de las características de aguas residuales de cada planta y localidad.

Por lo anterior, aun no existe una metodología universalmente unánime y establecida para llevar a cabo la calibración del ASM1 para su aplicación en plantas, de forma que, las contribuciones científicas sobre este tema son esperadas.

Si bien, con esta investigación posteriormente se pretende desarrollar un procedimiento de calibración basado en protocolos propuestos en la literatura utilizando en lugar de la espirometría (no muy al alcance de las plantas de tratamiento), pruebas fisicoquímicas como las propuestas en el protocolo de la STOWA como base de determinación de los

componentes de DQO del ASM1 y aplicarlo a las Plantas de Municipio de Toluca mencionadas (Norte y Oriente) como establece el mismo protocolo.

Por su parte la importancia de evaluar la variabilidad diaria de las fracciones de DQO del ASM1 radica en que el diseño y buen funcionamiento de una estación depuradora basado en las condiciones punta de carga orgánica que permita dar lugar a un sobredimensionamiento (al diseñar) o tomar la mejor decisión para resolver problemas de tratamiento (en las plantas en funcionamiento) de la estación depuradora, pues en muchas poblaciones es fácil que se presenten valores punta permanentes de los caudales siendo la carga orgánica hasta dos veces superiores o más que los correspondientes a valores medios, lo que evitaría problemas posteriores de tratamiento al existir mayores cantidades de carga orgánica. Es importante tomar en cuenta que no siempre los caudales punta y cargas punta ocurren al mismo tiempo.

3.2 HIPÓTESIS

“La variabilidad diurna de las fracciones de DQO de las aguas residuales municipales de las macroplantas Toluca Norte y Oriente pueden ser evaluados satisfactoriamente mediante el método de la STOWA y no difieren en comparación con los datos reportados en la bibliografía, los cuales se consideran de referencia”

3.3 OBJETIVOS

3.2.1 General:

Evaluar la variabilidad diurna de la DQO de aguas residuales municipales de Toluca en las Planta Tratadoras de Aguas residuales “Toluca Norte y Toluca Oriente” siguiendo el protocolo de caracterización propuesto por la STOWA

3.2.2 Específicos:

1. Utilizar y evaluar la aplicabilidad del método de caracterización de la DQO propuesto por la STOWA
2. Obtener el padrón de fraccionamiento de la DQO en las aguas residuales municipales de Toluca
3. Estudiar la variabilidad diurna de las fracciones de la DQO
4. Comparar variantes del modelo, que son modificaciones de los mecanismos del ASM1 original, en cuanto a la capacidad y simplicidad para simular los procesos heterótrofos aerobios en las aguas de interés
5. Evaluar algunas constantes cinéticas y estequiométricas de los procesos aerobios heterótrofos del modelo ASM1 cuando se aplica un método alternativo de caracterización como el propuesto por la STOWA

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1 Material

4.1.1 Material biológico

- Aguas residuales del influente de la planta "Toluca Norte y de la planta "Toluca Oriente"
- lodo activado colectado en el canal de recirculación de la planta "Toluca Norte" y de la planta "Toluca Oriente"
- inóculo (Hach, DBOseed, TESIQUIM)

4.1.2 Material químico

4.1.2.1 Soluciones

- Disolución buffer de fosfatos pH 7.2
- Disolución de sulfato de magnesio
- Disolución de cloruro de calcio
- Disolución de cloruro férrico
- Disolución de ácido Sulfúrico (0.1N)
- Disolución de hidróxido de Sodio (0.1N)
- Disolución de Cloruro de amonio
- Disolución patrón de Glucosa-Ácido glutámico
- Disolución de Sulfato Manganoso
- Disolución alcalina de Ioduro-Azida de sodio
- Disolución de Dicromato de potasio (0.025N)
- Disolución de Biyodato de potasio (0.002M)
- Disolución indicadora de almidón
- Disolución estándar de Tiosulfato de sodio
- Disolución patrón de Biftalato de potasio de 50ppm (control bajo)
- Disolución patrón de Biftalato de potasio de 500ppm (control alto)
- Disolución de Alil Thiourea (2%)

4.1.2.2 Reactivos

- Fosfato monobásico de potasio (KH_2PO_4)
- Fosfato dibásico de potasio (K_2HPO_4)
- Fosfato dibásico de sodio heptahidratado ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)
- Cloruro de amonio (NH_4Cl)
- Sulfato de Magnesio Heptahidratado ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)
- Cloruro de calcio anhidro (CaCl_2)
- Cloruro férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)
- Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4)
- Hidróxido de sodio (NaOH)
- Sulfito de Sodio (Na_2SO_3)
- 2-cloro-6(triclorometil) piridina
- Glucosa grado patrón primario ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$)
- Ácido glutámico grado patrón primario ($\text{C}_5\text{H}_9\text{NO}_4$)
- Ácido clorhídrico (HCl)
- Ácido nítrico (HNO_3)
- Sulfato manganoso ($\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)
- Hidróxido de potasio (KOH)
- Yoduro de potasio (KI)
- Azida de sodio (NaN_3)
- Almidón soluble
- Tiosulfato de sodio pentahidratado ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
- Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)
- Biyodato de potasio ($\text{KH}(\text{IO}_3)_2$)
- Hidróxido de sodio (NaOH)
- Ácido salicílico ($\text{C}_6\text{H}_4(\text{OH})\text{COOH}$)
- Alil Thiourea

4.1.2.3 Equipo y utensilios

- Espectrofotómetro (Hach, DR/2000 para medición de DQO)
- Placa calefactora de digestión para tubos de ensayo regulada a 150°C (Hach, COD Reactor)
- Viales Hatch para prueba de DQO de 0-50 y 0-1500.
- Tubos de ensayo de vidrio con tapón de rosca
- Equipo de filtración
- Incubadora controlada por termostato a 20°C± 1°C (Precision Scientific)
- Balanza Granataria
- Balanza analítica con precisión de 0.1mg (Fisher Scientific ER-180A)
- Conductímetro (Conductivity Instrument, YSI, 3100)
- Medidor de pH (Thermo Orion pH/IES meter, modelo 710)
- Bomba de vacío (Cole-Parmer, Air Cadet Modelo 7530-40)
- Bombas de aireación para pecera
- Botellas Winkler de vidrio para incubación de 300mL de aforo total y con boca estrecha, reborde y tapón de vidrio esmerilad, de forma cónica
- Contratapa de politetrafluoroetileno u otro material plástico para botella Winkler
- Pipetas volumétricas de diferentes volúmenes
- Pipetas serologicas de diferentes volúmenes
- Vasos de precipitado de diferentes volúmenes
- Matraces erlenmeyer de diferentes volúmenes
- Matraces aforados de diferentes volúmenes
- Micropipetas semiautomáticas
- Garrafones y botellas de plástico de diferentes capacidades
- Perillas
- Mangueras de látex y de silicón
- Muestreadores automáticos (
- Bureta
- Membranas de fibra de vidrio de 0.1µm de diámetro de poro
- Espátula
- Barras magnéticas de agitación
- Probetas de diferentes volúmenes
- Equipo de aireación

- Equipo de vacío

4.2 Métodos

Para poder llevar a cabo la caracterización de las aguas residuales de la ciudad de Toluca según el fraccionamiento propuesto en el ASM1, la recolección de las muestras fue planteado de acuerdo a varios estudios realizados en otras partes del mundo, seleccionado la planta Norte y en la Planta Oriente de la Ciudad de Toluca perteneciente al Estado de México que utilizan el proceso de tratamiento convencional por lodos activados (Anexo A) en las cuales se recaudan las aguas residuales municipales generadas por la población de dicho municipio para su tratamiento.

4.2.1 Limpieza del material

El material utilizado en las diferentes pruebas se trató tal y como se indica en Normas Oficiales Mexicanas y el APHA.

4.2.2 Recolección de muestras y preparación para el análisis

Para llevar a cabo la determinación de la variabilidad diaria de la DQO en la Planta “Toluca Norte” y planta “Toluca Oriente” se realizaron mediciones previas de DQO_{Total} seleccionando así el día de mayor carga orgánica para poder tener valores representativos de dicha variación resultando los días miércoles, jueves y viernes, los seleccionados, para la prueba.

Es importante mencionar que de acuerdo a la experiencia de algunos investigadores, un rango de recolección de muestreo cada dos horas es representativo de la variación de las fracciones de DQO en las aguas residuales (Cheng, C-Y. e Irina Ribarova, 1999)

4.2.2.1 Planta “Toluca Norte”

El muestreo se inicio a las 9:00 a.m. del día seleccionado y terminó a las 9:00a.m. del día siguiente.

4.2.2.1.1 Influyente

Gracias al diseño de la planta Toluca Norte, el muestreo del influente después del cribado grueso en el canal de entrada de la planta se pudo llevar a cabo satisfactoriamente mediante el uso de un muestreador automático programado para tomar alícuotas de 200 mL por intervalos de 30 minutos recolectándose en botellas de plástico con tapa hermética, las cuales fueron colocadas en una hielera durante el muestreo con el fin de conservar su composición original.

En el laboratorio, de dichas muestras puntuales (de cada 30 minutos) se realizaron muestras compuestas de cada dos horas y una compuesta total. Previo al análisis (tanto físico-químico como biológico), dichas muestras se dejaron sedimentar por dos horas (simulando la recolección de las muestras posterior su paso por los desarenadores de la planta) y se separaron de la parte sedimentable en botellas de plástico de tapa hermética manteniéndose en refrigeración a 4°C mientras se realizaban todas las pruebas.

4.2.2.1.2 Efluente

El efluente fue recolectado con otro muestreador automático programado para tomar alícuotas de 100 mL cada 30 minutos durante las 24 horas del muestreo del mismo día. El muestreador automático fue colocado dentro de una hielera con el fin de mantener la composición original de la muestra.

4.2.2.1.3 Licor mixto

Una muestra puntual de licor mixto fue tomada el día de termino del muestreo en un garrafón de 4L en el canal de recirculación de los lodos. En el laboratorio, dicho licor se aireó constantemente con una pequeña bomba para pecera durante 24 horas y posterior a este tiempo, se dejo sedimentar con el fin de tomar una alícuota de sobrenadante. El resto de licor se lavo y aireó nuevamente para la determinación del Coeficiente de Rendimiento Heterotrófico (Y_H).

4.2.2.2 Planta “Toluca Oriente”

El muestreo se inicio a las 10:00a.m. del día seleccionado y termino a las 10:00a.m. del día siguiente.

4.2.2.2.1 Influyente

El diseño de dicha planta desgraciadamente no permitió el uso del muestreador automático para la recolección del influente, por lo que el muestreo se llevó a cabo manualmente recolectando un litro de muestra del influente cada hora en botellas de plástico de tapa hermética, las cuales fueron colocadas en una hielera durante el muestreo con el fin de conservar su composición original.

En el laboratorio, de dichas muestras puntuales (de cada hora) se realizaron muestras compuestas de cada dos horas y una compuesta total. Previo al análisis (tanto fisico-químico y biológico como respirométrico), dichas muestras se dejaron sedimentar por dos horas (simulando la recolección de las muestras posterior su paso por los desarenadores de la planta) y se separaron de la parte sedimentable en botellas de plástico de tapa hermética manteniéndose en refrigeración a 4°C mientras se realizaban todas las pruebas.

4.2.2.2.2 Efluente

El efluente fue recolectado con un muestreador automático programado para tomar alícuotas de 100 mL cada 30 minutos durante las 24 horas del muestreo del mismo día. El muestreador automático fue colocado dentro de una hielera con el fin de mantener la composición original de la muestra.

4.2.2.2.3 Licor mixto

Una muestra puntual de licor mixto fue tomada el día de termino del muestreo en un garrafón de 4L en el canal de recirculación de los lodos. En el laboratorio, dicho licor se aireó constantemente con una pequeña bomba de pecera durante 24 horas y posterior a este tiempo, se dejo sedimentar con el fin de tomar una alícuota de sobrenadante. El resto

de licor se lavo y aireó nuevamente para la determinación del Coeficiente de Rendimiento Heterotrófico (Y_H).

4.2.3 Procedimiento experimental

Posterior al muestreo según lo mencionado en el apartado anterior se procedió a caracterizar el influente. Es importante mencionar que todas las determinaciones se realizaron de manera inmediata una vez terminado el muestreo para evitar variación en la composición de las muestras y siguiendo lo establecido por los procedimientos estándares para cada una de las pruebas.

4.2.3.1.1 Técnicas analíticas

Las técnicas analíticas empleadas corresponden a las descritas por la APHA, Metcalf-Eddy y Normas Oficiales Mexicanas.

4.2.3.1.1.1 Medición de pH

A cada una de las muestras del influente colectadas se le determino el pH con el potenciómetro Thermo Orion pH/IES meter, modelo 170.

El método utilizado en la medición del pH se fundamentó en la existencia de una diferencia de potencial entre las dos caras de una membrana de vidrio, expuestas a disoluciones acuosas que difieren en su valor de pH. En primera aproximación, a temperatura constante, la magnitud de esta diferencia de potencial es directamente proporcional a la diferencia de pH entre dichas disoluciones. Para ellos se utiliza un electrodo de membrana de vidrio y un electrodo de referencia comercial previamente calibrados.

4.2.3.1.1.2 Medición de conductividad

A cada una de las muestras del influente recolectadas se le determinó la conductividad con el conductímetro Conductivity Instrument YSI, 3100.

El método utilizado en la medición de la conductividad se basó en la propiedad que adquiere el agua de conducir la corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones, de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura.

4.2.3.1.1.3 Determinación de la constante de Rendimiento Heterotrófico (Y_H)

Se determinó utilizando un reactor batch (matraz de 500mL) que contenía 200mL de agua filtrada (0.45 mm) y leve siembra de lodo activado previamente lavado y con adición de allil tiourea (inhibidor de la Nitrificación) (www.Ekama).

De dicho reactor, se removieron alícuotas periódicamente durante un lapso mínimo de 5 horas determinando la DQO soluble y la DQO total.

Para la posterior determinación del coeficiente estequiométrico se empleó la siguiente fórmula :

$$\Delta DQO_{\text{Celular}} = DQO_{\text{total}} - DQO_{\text{soluble}} \dots\dots\dots (a)$$

$$Y_H = \frac{\Delta DQO_{\text{Celular}}}{\Delta DQO_{\text{Soluble}}} \dots\dots\dots (b)$$

Se repite el cálculo para cada intervalo de tiempo y se obtiene un promedio, o se toma la pendiente de la curva de

$$\Delta DQO_{\text{celular}} = f(\Delta DQO_{\text{soluble}}) \dots\dots\dots (c)$$

4.2.3.1.1.4 Determinación de la Demanda Química de Oxígeno por reflujo cerrado (Método de Hach)

En todas las muestras de agua residual sedimentada del influente se determinó DQO_{Total} y $DQO_{Soluble}$ (DQO del agua residual filtrada por membrana de fibra de vidrio de 0.1 micras de Diámetro de poro) en rango medio (Hach de 0 – 1, 500mg/L), ambos por duplicado o triplicado de la siguiente manera:

1. Se adicionó 2 mL de muestra con pipetas volumétricas en el tubo Hach con solución digestora
2. Se agitaron suavemente los tubos Hach
3. Se colocaron los tubos en el Digestor Hach con controlador de temperatura constante a 150°C durante 2 horas
4. Después de dejar enfriar los tubos, se midió la absorbancia a 620nm en el espectrofotómetro Hach DR-2000
5. Se tomó la lectura directa de las concentraciones de DQO con la Curva Hach en mg/L

La medición de la $DQO_{Soluble}$ del sobrenadante del licor mixto, se realizó de manera similar a la del influente con la única diferencia de la utilización de tubos Hach de rango bajo (0-150 mg/L) y medición de la absorbancia a 420 nm en el mismo espectrofotómetro antes mencionado.

La precisión de la técnica fue corroborada por las determinaciones por duplicado o triplicado de cada una de las muestras y la exactitud mediante la medición de soluciones de Ftalato Ácido de Potasio de concentración de DQO conocida (estándar) a la par con las muestras analizadas.

El principio de determinación de la Demanda Química de Oxígeno por Método de Hatch (reflujo cerrado o método colorimétrico) se describe a detalle en el Anexo B.

4.2.3.1.1.5 Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno

El método se basa en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en una muestra de agua (natural y residual) y se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de los días establecidos de incubación a 20°C (oxígeno disuelto final) .

Para cada Planta de Tratamiento se seleccionaron mediante pruebas previas las diluciones a realizar de cada una de las muestras del influente de tal manera que después de 14 días a 20°C se pudiera llevar a cabo la lectura del Oxígeno Disuelto y poder así determinar la DBO.

El procedimiento utilizado para medir el Oxígeno Disuelto fue el de Winkler modificado (Anexo C) y se puede describir de la siguiente manera:

1. Se realizaron diluciones de 0.1% y 0.25% para la Planta Toluca Norte y de 0.4% y 0.8% para la Planta Oriente de cada una de las muestras para tener muestras por duplicado a diferentes concentraciones y se colocaron en botellas Winkler de 300mL de capacidad.
2. El Oxígeno disuelto inicial (día 0) y final (después de incubación a 20°C a los 2,5,7,10 y 14 días para la Planta Norte y de 2,5,8 y 14 días para la Planta Oriente) se determino fijando el oxígeno en la botella Winkler de la siguiente manera:
 - * agregando 1 mL de Solución de Sulfato manganoso
 - * agregando 1 mL de Solución de Azida-Yoduro
 - * agitación hasta disolución de precipitado blanco
 - * agregando 1mL de ácido sulfúrico concentrado
 - * agitación hasta disolución de precipitado café
 - * titulación con Solución estándar de Tiosulfato de Sodio 0.025M

El oxígeno disuelto se determinó mediante la siguiente expresión:

$$OD(mg / L) = \frac{V * M * 8}{298} * 1000 \dots\dots\dots (d)$$

donde:

M es la molaridad de tiosulfato;

8 son los gramos / equivalente de oxígeno, y

298 es el volumen corregido por el desplazamiento de los reactivos agregados a la botella tipo Winkler.

Una vez medido el oxígeno disuelto como se mencionó anteriormente, se prosiguió a calcular la DBO de cada una de las muestras mediante la siguiente expresión:

Método de dilución:

$$DBO(mg / L) = \left[(OD_b - OD_i) \frac{100}{\%} \right] (OD_b - OD_s) \dots\dots\dots (e)$$

donde:

OD_b es la concentraciones de oxígeno disuelto hallados en el testigo (conteniendo solo agua de dilución) al final del periodo de incubación.

OD_f es la concentraciones de oxígeno disuelto hallado en la muestra diluida al final del periodo de incubación .

OD_s es la concentración de oxígeno disuelto inicial de la muestra diluida

4.2.3.1.1.6 Cálculo de las fracciones de la DQO

La determinación de los componentes y fracciones de la DQO de las 12 muestras de cada 2 horas y de la compuesta total de la Planta Toluca Norte, y de las 11 muestras de cada 2 horas y de la compuesta total de la Planta Toluca Oriente, se realizó de acuerdo a las pruebas fisicoquímicas (DQO) y biológicas (DBO) antes mencionadas de acuerdo a algunas modificaciones del protocolo de caracterización de las fracciones de DQO propuesto por la STOWA, de la siguiente manera (Roeleveld, P.J., et. al., 2002, Fall y Chavéz, 2005; Petersen, B. , et. al.) :

1. Una vez determinada la DQO_{Total} de cada una de las muestras sedimentadas del influente, esta se puede expresar matemáticamente con la siguiente ecuación:

$$DQO_{total} = S_{I1} + S_{S1} + X_{I1} + X_{S1} + X_{B,H1} + X_{B,A1} \dots\dots\dots (f)$$

donde:

S_{S1} = sustrato fácilmente biodegradable

X_{S1} = sustrato lentamente biodegradable

S_{I1} = materia orgánica inerte soluble

X_{I1} = materia orgánica particulada inerte

$X_{B,H1}$ = biomasa heterotrófica (despreciable)

$X_{B,A1}$ = biomasa autotrófica (despreciable)

Suponiendo que la biomasa entrante es despreciable comparada con la que se forma en el sistema, es decir, $X_{B,H1} = 0$ y $X_{B,A1} = 0$, la DQO_{Total} del influente se puede representar como:

$$DQO_{Total,inf} = S_{I1} + S_{S1} + X_{I1} + X_{S1} \dots\dots\dots (g)$$

y a la vez como:

$$DQO_{Total,inf} = DQO_{Soluble,inf} + DQO_{Particulada,inf} \dots\dots\dots (h)$$

La DQO soluble que es determinada filtrando una porción del influente por membrana de fibra de vidrio de 0.1 micras de diámetro de poro se puede expresar matemáticamente como:

$$DQO_{Soluble,inf} = S_{S1} + S_{I1} \dots\dots\dots (i)$$

2. La fracción S_{I1} se estimó midiendo la DQO de un filtrado por membrana de fibra de vidrio de 0.1µm de diámetro del efluente tratado de cada una de las plantas muestreadas además del sobrenadante del licor mixto del mismo origen.

Una manera de corroborar el resultado de dicho parámetro fue poniendo en contacto una muestra de licor mixto de la planta de tratamiento (500mL) con una alícuota de la muestra de agua residual (200mL) con adición de un inhibidor de nitrificación como la Allil Thiourea (20mg/l) y con posterior agitación e incubación por 24 hrs, tiempo en el que se considera que el sustrato soluble (S_{S1}) esta totalmente agotado, por lo que al medir la DQO del filtrado por $0.1\mu\text{m}$ se obtiene directamente S_{I1} (Fall y Chávez, 2005).

3. La fracción S_{S1} se pudo calcular despejándola de la ecuación (i) de la siguiente forma

$$S_{S1} = DQO_{\text{Soluble,inf}} - S_{I1} \dots\dots\dots (j)$$

4. La determinación de la Demanda Química de Oxígeno biodegradable (DQOb) se realizó a partir de las pruebas de DBO por duplicado en los días 0, 2, 5, 7, 10 y 14 para cada una de las muestras del influente de la planta Norte y los días 0, 2, 5, 8 y 14 para la planta Oriente.

Con referente a los tiempos en los que se midió la DBO, su selección se basó en determinaciones reportadas en diferentes publicaciones.

Una vez determinada la DBO en los días establecidos y tomando en cuenta la hora de titulación se trazó la curva de DBO (mg/l) vs tiempo (días) como se muestra en la figura 4.

Debido a que DBO sigue un orden de reacción de tipo uno (Anexo D)

$$DBO_{\text{Total}} = DBO_{\text{Ultima}} (1 - e^{-kt}) \dots\dots\dots (k)$$

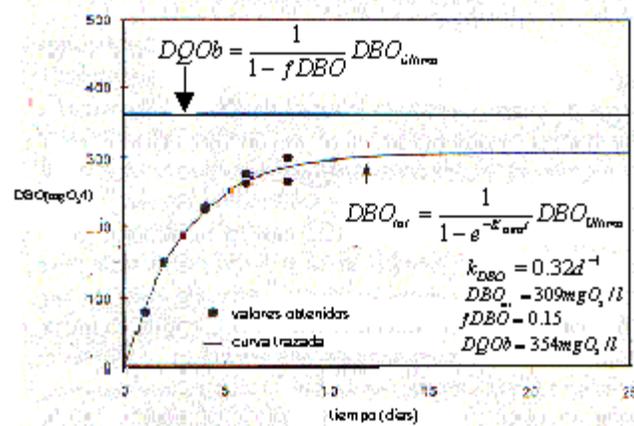
De dicha ecuación, se pudieron obtener los valores de k y de DBO_{Ultima} por regresión no lineal por mínimos cuadrados mediante el programa estadístico SPSS, tal como se muestra en el anexo (Anexo E) y se prosiguió a determinar la DQOb de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$DQOb = \frac{1}{1 - f DBO} DBO_{\text{ultima}} \dots\dots\dots (l)$$

*f*DBO es un factor de corrección que representa la parte de la DQOb que es convertida en fracción inerte debido a la lisis de la biomasa en el proceso. El valor de dicho factor es de 0.15, obtenido en la relación de la DQO inerte (Fall, 2005).

Lo anterior se puede describir en forma general en la figura 4, la cual se muestra a continuación.

Figura 4. DBO en función del tiempo en agua residual municipal (Fuente: Roeleveld, P.J., et. al., 2002)



La DQOb obtenida mediante la prueba de DBO puede expresarse como:

$$DQOb = S_{S1} + X_{S1} \dots\dots\dots (m)$$

5. Por lo tanto, una vez calculada la DQOb, la fracción X_{S1} se determinó despejándola de la ecuación m de la siguiente forma:

$$X_{S1} = DQOb - S_{S1} \dots\dots\dots (n)$$

6. Finalmente, despejando X_{I1} de la ecuación (g) en la que únicamente el valor de esta variable es desconocida tenemos:

$$X_{I1} = DQO_{total,inf} - (S_{S1} + S_{I1} + X_{S1}) \dots\dots\dots (o)$$

Aunado a lo anterior y como se menciona en la bibliografía, la DBO_{Ultima} también se puede determinar a partir de la DBO_5 de la siguiente manera:

$$DBO_5 = DBO_{Ultima} (1 - e^{-Kt}) \dots\dots\dots (p)$$

despejando la DBO_{Ultima} de la ecuación (p), tenemos:

$$DBO_{Ultima} = \frac{DBO_5}{(1 - e^{-Kt})} \dots\dots\dots (q)$$

para el calculo de la DBO_{Ultima} utilizando dicha expresión, se realizaron pruebas previas de DBO de muestras compuestas recolectadas durante 7 días consecutivos mediante las que se obtuvo un valor de $K = 0.346 \text{ días}^{-1}$ para la Planta Toluca Oriente y $k = 0.397 \text{ días}^{-1}$ para la Planta Toluca Norte.

5. RESULTADOS Y DISCUSIONES

De acuerdo con la metodología descrita, se muestran a continuación los resultados de cada una de las muestras analizadas de acuerdo a los parámetros considerados en el estudio (pH, conductividad, coeficiente de rendimiento (Y_H) y fracciones de DQO).

Con la muestra 4 de la Planta Toluca Oriente se ejemplifica la manera en que se manejaron los datos obtenidos para el cálculo de las diferentes fracciones de la DQO.

Los tiempos de recolección de cada una de las muestras mostrados en tablas y gráficas se maneja como la hora media del intervalo en el que fueron recolectadas dichas muestras, por ejemplo, para la muestra 4 de la Planta Oriente formada por dos muestras puntuales, una colectada a las 9:00 a.m. y otra a las 11:00 a.m. le corresponde un intervalo de recolección de 9:00 a.m.-11:00 a.m., por lo que la hora media de recolección es de 10:00 a.m.

5.1 pH

En la Tabla 4 se muestran los valores de pH obtenidos para cada una de las muestras de la Planta Norte y en la Tabla 5 los de las muestras de la Planta Oriente.

Se puede observar en la gráfica 1 correspondiente a la Planta Norte que la muestra 3, 5, 6, 11 correspondientes a las horas 2:15 p.m., 6:15 p.m., 8:15 p.m. y 6:15 a.m. presentan un pH ubicado fuera del rango óptimo para un proceso de lodos activados según Eckenfelder (6.5-8.5), sin embargo, dicho valor de pH no afecta el proceso pues el pH promedio de las muestras se ubica en el límite superior del intervalo óptimo establecido por el mismo autor. Cabe destacar que dicho valor promedio debería ser muy cercano al obtenido en la muestra compuesta, hecho que no se cumple, pues el pH de dicha muestra se encuentra por encima del rango óptimo referido anteriormente (Eckenfelder). En el caso de la Planta Oriente los valores de pH presentan una mayor uniformidad que los de las muestras de la Planta Norte con un valor promedio cercano al valor medio del rango óptimo establecido por Eckenfelder y al del pH de la muestra compuesta (pH = 8.87), como se muestra en la gráfica 2.

Es importante mencionar que el pH en un proceso de tratamiento biológico como los es de lodos activados es de suma importancia debido a que controla muchas reacciones químicas y a que la actividad biológica de los microorganismos se restringe a una escala estrecha de entre 6 y 8, con rangos óptimos variables de acuerdo a la fuente consultada (6.5-8.5 según Eckenfelder, 1992; 6.5 -7.5 según Metcalf-Eddy, 1994).

Además de lo anterior, conocer el intervalo de variación de pH es importante para delimitar las condiciones de determinación de los parámetros en cualquier estudio de caracterización.

En la tabla 6 se muestra el promedio y la desviación estándar del pH tanto para las muestras de la Planta Norte como para las de la Planta Oriente.

Tabla 4. Valores de pH de muestras de la Planta Toluca Norte

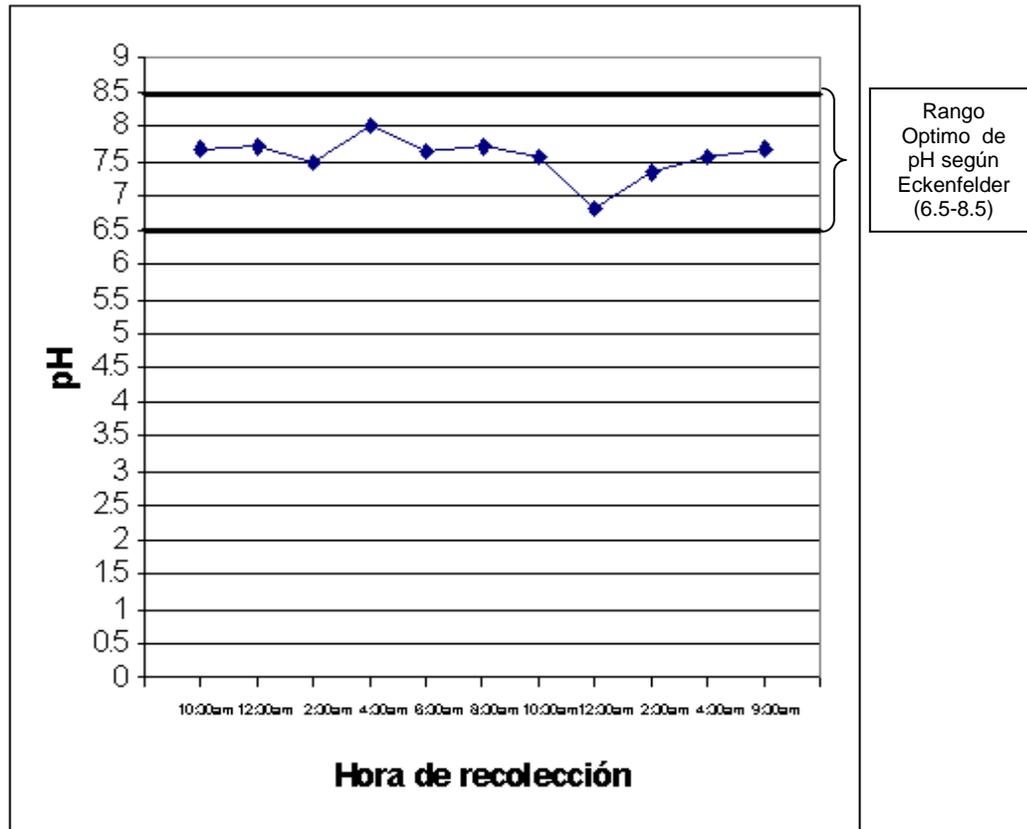
Muestra	Hora media de recolección	pH
1	10:00 a.m.	8.00
2	12:15 a.m.	8.48
3	2:15 p.m.	9.12
4	4:15 p.m.	7.72
5	6:15 p.m.	8.98
6	8:15 p.m.	8.59
7	10:15 p.m.	7.75
8	12:15 p.m.	7.66
9	2:15 a.m.	7.55
10	4:15 a.m.	8.05
11	6:15 a.m.	8.71
12	8:15 a.m.	7.75
Compuesta	9:00 a.m. - 9:00 a.m.	8.87



Grafica 1. Variabilidad diurna del pH de la muestras de la Planta Toluca Norte

Tabla 5. Valores de pH de las muestras de la Planta Toluca Oriente

Muestra	Hora media de recolección	pH
1	10:30 a.m.	7.67
2	12:30 a.m.	7.71
3	2:30 p.m.	7.48
4	4:30 p.m.	8.01
5	6:30 p.m.	7.65
6	8:30 p.m.	7.71
7	10:30 p.m.	7.55
8	12:30 p.m.	6.80
9	2:30 a.m.	7.32
10	4:30 a.m.	7.57
11	9:30 a.m.	7.69
Compuesta	10:00 a.m. - 10:00a.m.	7.43



Grafica 2. Variabilidad diurna del pH de las muestras de la Planta Toluca Oriente

Los parámetros estadísticos (Tabla 6) muestran claramente que la variación del pH en la Planta Norte es mayor a la que se presenta en la Planta Oriente. Es importante mencionar que los límites mínimo y máximo se determinaron con un nivel de confianza del 95%.

Tabla 6. Valores de pH de las plantas de tratamiento en estudio

		Planta Norte	Planta Oriente
Agua residual del	Promedio	8.2	7.5
	DE	0.55	0.29

influyente	CV (%)	6.7	3.8
	Min.-Max.	7.8-8.5	7.4-7.7

5.2 Conductividad

Como se menciona en la parte de metodología la conductividad de una solución depende de la cantidad de sales disueltas presentes. La importancia de la evaluación de la conductividad radica en que conociendo el valor de k de un agua residual en particular se podría determinar de manera rápida el contenido de sólidos disueltos totales (SDT) en la misma mediante la siguiente expresión (Tebbutt, 1994):

$$SDT(mg/L) = \frac{\text{Conductividad}(S/m)}{k} \dots\dots\dots (r)$$

Dichos sólidos disueltos totales en el ASM1 quedan representados por la DQO_{Soluble} formada por la suma de las fracciones S_{S1} y S_{I1} .

Los valores de la conductividad de las muestras de la Planta Norte (Tabla 7) muestran una variación importante y no relacionada con la hora de recolección de la muestra pues se puede observar en la gráfica 3 que la conductividad aumentó y descendió discontinuamente.

En el caso de la Planta Oriente, los valores de conductividad de cada una de las muestras (Tabla 8) ponen de manifiesto una tendencia similar a la planta Norte.

La variación de la conductividad para ambas planta queda bien representada en las gráficas 3 y 4.

Tabla 7. Valores de conductividad de muestras de la Planta Toluca Norte

Muestra	Hora media de recolección	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
---------	---------------------------	-------------------------------------------

1	10:00 a.m.	793.9
2	12:15 a.m.	1074.8
3	2:15 p.m.	1416.3
4	4:15 p.m.	628.1
5	6:15 p.m.	1343.1
6	8:15 p.m.	1123.6
7	10:15 p.m.	645.7
8	12:15 p.m.	592.1
9	2:15 a.m.	535.5
10	4:15 a.m.	816.4
11	6:15 a.m.	1190.9
12	8:15 a.m.	645.7
Compuesta	9:00 - 9:00	1281.6

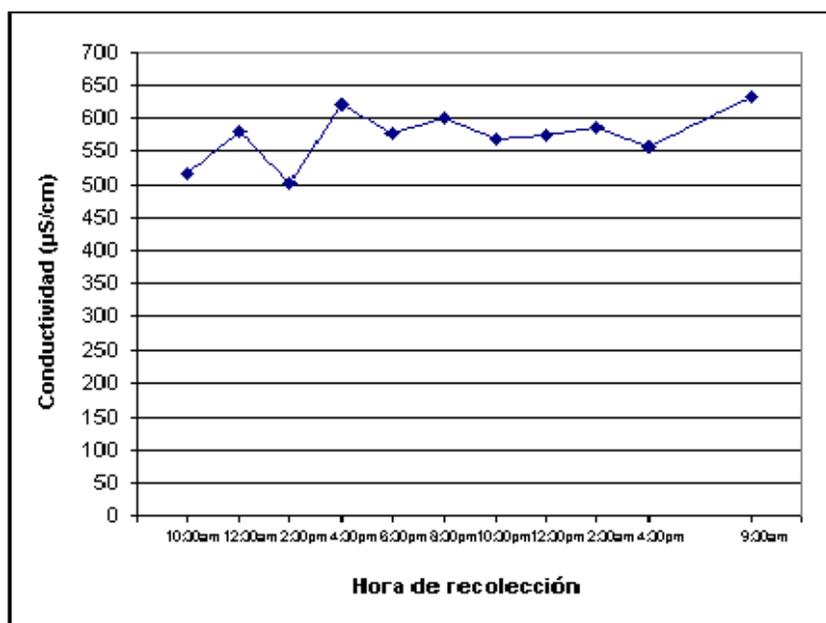


Grafica 3. Variabilidad Diurna de la Conductividad de la Planta Toluca Norte

Tabla 8. Valores de conductividad de muestras de la Planta Toluca Oriente

Muestra	Hora media de recolección	Conductividad (µS/cm)
1	10:30 a.m.	515

2	12:30 a.m.	579
3	2:30 p.m.	502
4	4:30 p.m.	620
5	6:30 p.m.	578
6	8:30 p.m.	600
7	10:30 p.m.	569
8	12:30 p.m.	574
9	2:30 a.m.	587
10	4:30 a.m.	558
11	9:30 a.m.	634
Compuesta	10:00 a.m. - 10:00 a.m.	596



Grafica 4. Variabilidad Diurna de la Conductividad de la Planta Toluca Oriente

En la tabla 9 se muestra el valor promedio, la DE y el % de variación de cada una de las Plantas analizadas. Dichos parámetros reflejan la existencia de una mayor variación en la concentración de sales que entran en la Planta Norte que en la Planta Oriente. En ambas plantas el aumento y el descenso de la conductividad no tiene un predominio de

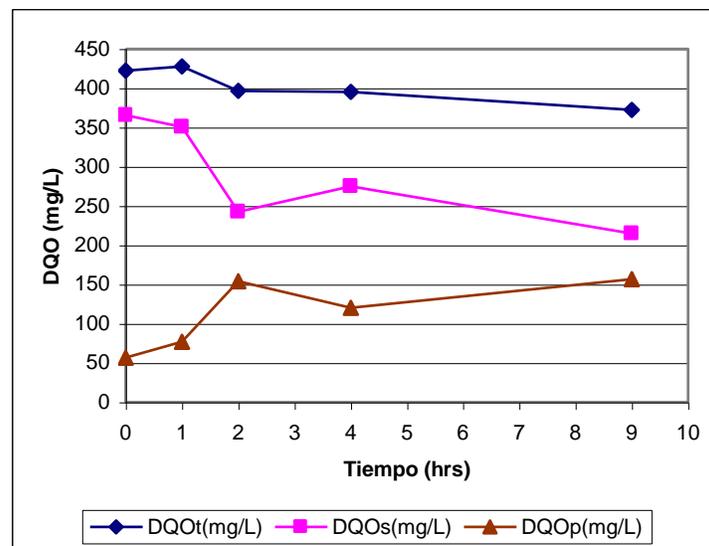
horario. También se observa que el valor promedio de la conductividad de la Planta Oriente es similar a valor de la muestra compuesta, mientras el de la Planta Norte no, debido a la variación horaria de conductividad mayor, de esta última. Es importante mencionar que los límites mínimo y máximo se determinaron con un nivel de confianza del 95%.

Tabla 9. Valores estadísticos de conductividad de las plantas de tratamiento en estudio

		Planta Norte	Planta Oriente
Agua residual del influente	Promedio	900.5	574.1
	DE	312.9	39.4
	CV (%)	34.7	6.9
	Min. – Max.	701.7-1099.3	547.7-600.7

5.3 Coeficiente de Rendimiento heterotrófico (Y_H)

Las pruebas realizadas para el cálculo del coeficiente de rendimiento heterotrófico de acuerdo a lo descrito en la parte de metodología arrojaron resultados favorables al ser comparados con los reportados en el documento original del ASM1 como se muestra mas adelante. En la gráfica 5 se muestra la variación con el tiempo de la DQO_{Total} , $DQO_{Soluble}$ y $DQO_{Particulada}$ obtenidos en para el cálculo de Y_H .



Gráfica 5. Variación en el tiempo de la DQO_{Total} , $DQO_{Soluble}$ y $DQO_{Particulada}$ del efluente pre-sedimentado

La determinación de los tiempos para la toma de cada una de las muestras en el sistema a escala de laboratorio para la determinación de la DQO y posteriormente de la Y_H se baso en el hecho de que debería existir una diferencia clara entre los valores de los diferentes tipos de DQO para poder apreciar el proceso de producción de biomasa con el consumo de sustrato, lo cual esta bien representado en la gráfica 5

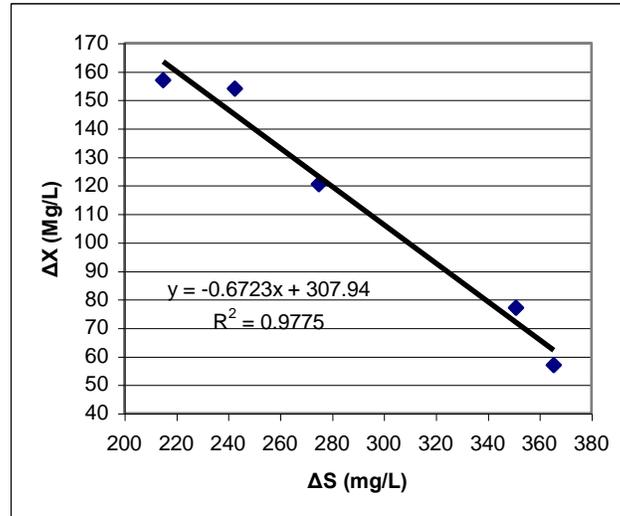
En la grafica 5 se observa como la cantidad de DQO_{Total} y de $DQO_{Soluble}$ va disminuyendo y la $DQO_{Particulada}$ va aumentando hasta una punto donde $DQO_{Soluble}$ y $DQO_{Particulada}$ son iguales. Lo anterior es correcto debido a que la biomasa utiliza inicialmente la porción soluble biodegradable en sus funciones metabólicas y una vez consumida esta, la biomasa inicia la degradación de la porción particulada biodegradable para las mismas. A la par de las funciones metabólicas, los microorganismos llevan a cabo su reproducción como se presenta en la cinética de Monod.

Dicho de otro modo, Y_H representa el crecimiento celular correspondiente a cierto consumo de sustrato.

Es importante mencionar que en la gráfica 5 también se puede observar que la degradación del material biodegradable terminó casi a las 2 horas.

Las determinaciones de DQO se realizaron por triplicado a cada 2 horas a una S/X baja (200mL de agua residual con 5 ml de lodo activado, ambos colectados de cada una de las Plantas en estudio). La prueba se realizó por duplicado en tres muestras del influente pre-sedimentadas de la Planta Norte y en 2 de la Planta Oriente.

Para el cálculo de la y_H , se graficaron los valores de ΔX vs ΔS equivalentes a $DQO_{Particulada}$ y $DQO_{Soluble}$ respectivamente, como se muestra en la gráfica 6; la pendiente obtenida es equivalente a Y_H .



Gráfica 6. Representación de ΔX vs ΔS para cálculo de Y_H

Los valores de la pendiente obtenidos en la gráfica tienen un valor negativo debido a que X aumenta cuando S disminuye en el sistema, sin embargo los valores de la pendiente obtenidos en la gráfica se toman como valores absolutos.

Los valores de Y_H obtenidos se muestran en la tabla 10, los cuales concuerdan con los obtenidos en estudios anteriores para ambos sistemas y con los establecidos en el documento original del ASM1, el cual establece un valor de $0.67 \text{ mg DQO}_{\text{Celular}} / \text{mg DQO}_{\text{Oxidado}}$ a 20°C con un rango de $0.46\text{-}0.69^\circ\text{C}$ (Fall, 2005).

Tabla 10. Valores de Y_H para los sistemas en estudio

Muestra	Y_H (mg DQO _{Celular} / mg DQO _{Oxidado})	
	Planta Norte	Planta Oriente
1	0.674	0.582
1	0.672	0.620
2	0.425*	0.582
2	0.567	0.632
3	0.879*	ND
3	1.213*	ND
Promedio	0.638	0.604

(*): Valores omitidos en el cálculo por su valor incongruente con respecto a lo reportado en la literatura

Se puede notar en la tabla 10 que los valores promedio de ambos sistemas son muy parecidos siendo Y_H de la Planta Norte 5.6% en comparación con la Planta Oriente.

5.4 Demanda Química de Oxígeno

Tal como ya se mencionó la DQO es un parámetro fisicoquímico de suma importancia para poder establecer el balance global en la determinación de las fracciones y componentes de la DQO_{Total} del influente .

A continuación se lleva a cabo el análisis de las variación diurna de cada una de las fracciones y componentes de la DQO.

◆ DQO_{Total} del efluente

Se determinó por triplicado la DQO_{Total} de cada una de las muestras recolectadas y para los cálculos posteriores se utilizó el promedio como se muestra en la Tabla 11. De igual manera se puede observar en la Tabla 11 que existe una mínima variación en los resultados obtenidos de las tres repeticiones de la muestra 4 de la Planta Oriente, hecho que se cumplió en todas las muestras analizadas.

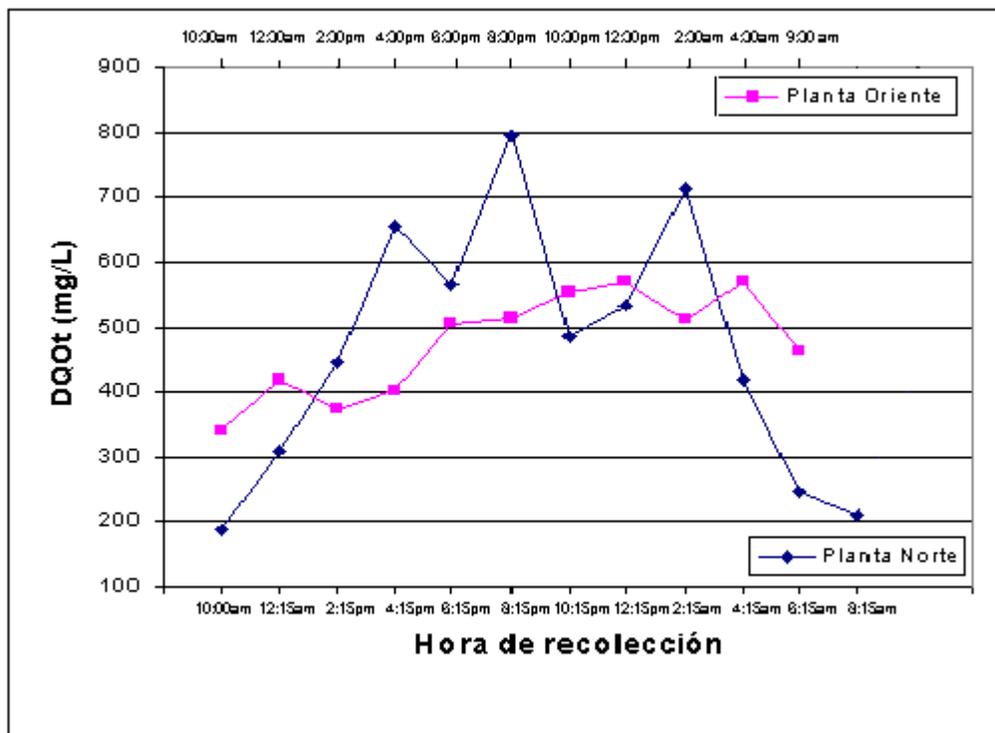
Tabla 11. DQO_{Total} de la muestra 4 de la Planta Oriente

Muestra	DQO_{Total}
4 (Planta Oriente)	403
	406
	404
x	404
DE	1.53
C.V. (%)	0.38

Los valores de DQO_{Total} obtenidos para cada una de las muestras manifiestan una importante variación como se muestra en la gráfica 7, observando que la carga orgánica aumenta a medida que transcurre el día y desciende conforme llega la madrugada del día siguiente. Lo anterior es lógico pues conforme transcurre el día las diversas

actividades humanas aumentan generándose gran cantidad de residuos (orgánicos e inorgánicos) que son eliminados a través del agua, los cuales pueden ser químicamente oxidables.

Además de lo anterior, en la gráfica 7 también se nota claramente que en la Planta Norte existe una importante variación cada 2 horas, mientras que en la Planta Oriente se puede asumir una variación importante cada 4 horas. En la Planta Norte el aumento y descenso de la DQO_{Total} es discontinuo, mientras que en la Planta Oriente lo es continuo.



Gráfica 7. Variación de la DQO_{Total} de las diferentes muestras recolectadas

♦ $DQO_{Soluble}$ del influente

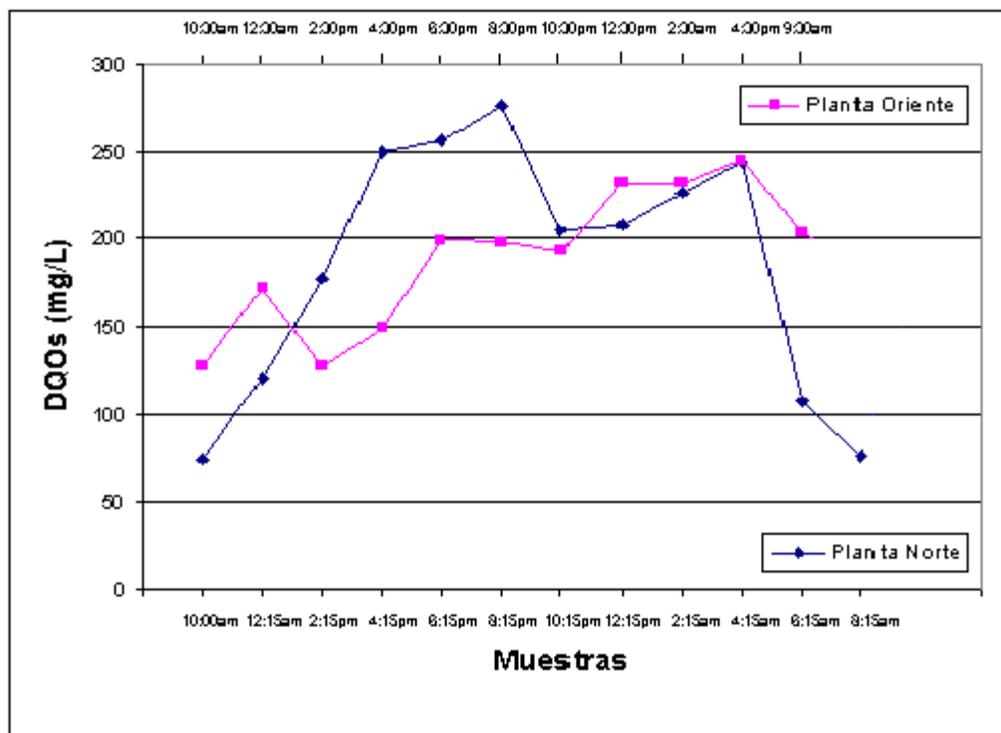
Al realizar por triplicado cada una de las determinaciones de la $DQO_{soluble}$ de las muestras recolectadas al igual que en el caso de la DQO_{Total} , para los cálculos posteriores se utilizó

el promedio de las repeticiones como se muestra en la Tabla 12. También se observa en la Tabla 6 que la variación entre las repeticiones de cada una de las muestras es mínima.

Tabla 12. DQO_{soluble} de la muestra 4 de la Planta Oriente

Muestra	DQO _{soluble}
4 (Planta Oriente)	149
	152
	147
x	149
DE	2.52
C.V. (%)	1.69

Se puede observar en la gráfica 8 que la concentración de la DQO_{soluble} es muy similar tanto para la Planta Norte como para la Planta Oriente, con una tendencia a aumentar y descender conforme transcurre el día.



Gráfica 8. Variación de la DQO_{soluble} de las diferentes muestras recolectadas

◆ **DQO Particulada del influente**

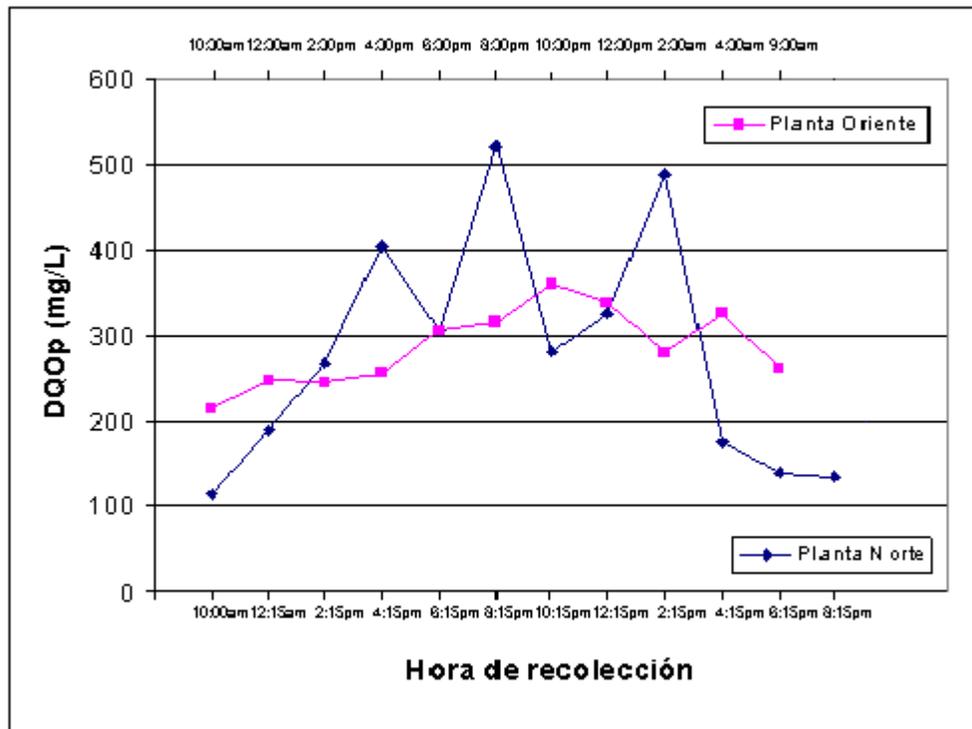
Para el cálculo de dicha componente se utilizaron los valores promedio de la DQO_{Total} y de la $DQO_{Soluble}$ como se muestra a continuación para la muestra 4 de la Planta Oriente.

$$DQO_{Particulada} = DQO_{Total} - DQO_{Soluble}$$

$$DQO_{Particulada} = 404\text{mg/L} - 149\text{mg/L}$$

$$DQO_{Particulada} = 255\text{mg/L}$$

En la gráfica 9 se puede observar que la concentración de $DQO_{Particulada}$ en la Planta Oriente tiende a ser más constante que en el caso de la Planta Norte, dicho de otra forma se observa un aumento y descenso continuo conforme empieza y acaba el día en la Planta Oriente y un aumento y descenso discontinuo conforme transcurre el día en la Planta Norte.



Grafica 9. Variación de la $DQO_{Particulada}$ conforme transcurre el día

Con las gráficas mostradas hasta aquí, se puede pensar que la composición del agua residual que reciben ambas Plantas de Tratamiento es muy similar a pesar de los diferentes sistemas de alcantarillado que alimentan a cada planta y de la ubicación y tipo de poblaciones que hacen uso de dichos sistemas para desechar su agua residual que generan .

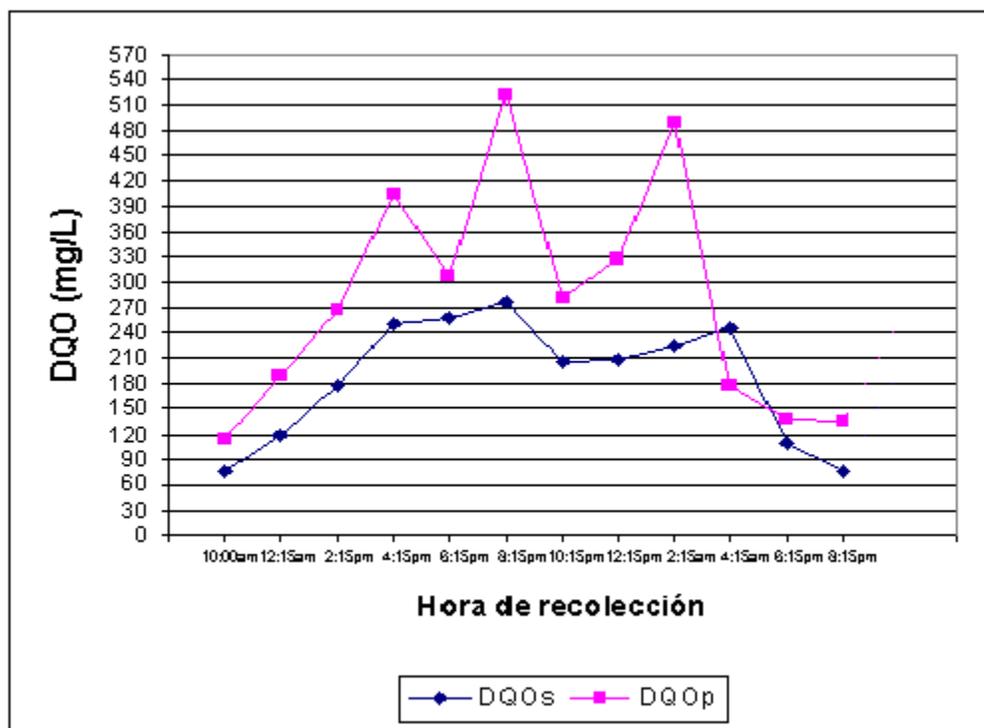
En la Planta Norte a pesar de que la concentración de la DQO_{Total} tiende a incrementarse de manera significativa durante todo el día, se puede observar en la tabla 13 y en la gráfica 10 que la concentración de la $DQO_{Soluble}$ no sufre cambio significativo correspondiendo a la porción particulada resultante de la diferencia de la $DQO_{Total} - DQO_{Soluble}$ el mayor aumento; por su parte en la Planta Oriente el incremento de la concentración de la $DQO_{Soluble}$ es proporcional al aumento de la concentración de la $DQO_{Particulada}$, como se muestra en la tabla 14 y en la gráfica 11.

Estas aseveraciones quedan mejor justificadas con el análisis estadístico presentado más adelante.

Tabla 13. Valores de DQO_{Total} , $DQO_{Soluble}$ y $DQO_{Particulada}$ del influente de la Planta Norte

Muestra	Hora media de recolección	DQO_{Total} (mg/L)	$DQO_{Soluble}$ (mg/L)	$DQO_{Particulada}$ (mg/L)
1	10:00 a.m.	189	74	115
2	12:15 a.m.	309	120	189
3	2:15 p.m.	445	178	267
4	4:15 p.m.	655	250	405
5	6:15 p.m.	564	257	307
6	8:15 p.m.	797	276	521
7	10:15 p.m.	485	205	281
8	12:15 p.m.	534	208	327
9	2:15 a.m.	715	226	489
10	4:15 a.m.	419	244	176

11	6:15 a.m.	246	108	138
12	8:15 a.m.	210	76	135
Compuesta	9:00 - 9:00	437	188	249



Gráfica 10. Variación diaria de la concentración de la DQO_{Soluble} y la DQO_{Particulada} de la Planta Toluca Norte

Tabla 14. Valores de DQO_{Total}, DQO_{Soluble} y DQO_{Particulada} del influente de la Planta Toluca Oriente

Muestra	Hora media de recolección	DQO_{Total} (mg/L)	DQO_{Soluble} (mg/L)	DQO_{Particulada} (mg/L)
1	10:30 a.m.	342	127	215
2	12:30 a.m.	419	172	247
3	2:30 p.m.	373	127	246
4	4:30 p.m.	404	149	255
5	6:30 p.m.	507	199	307
6	8:30 p.m.	514	198	316
7	10:30 p.m.	554	193	361

8	12:30 p.m.	571	232	339
9	2:30 a.m.	512	232	280
10	4:30 a.m.	571	245	326
11	9:30 a.m.	463	203	261
Compuesta	10:00-10:00	478	189	289

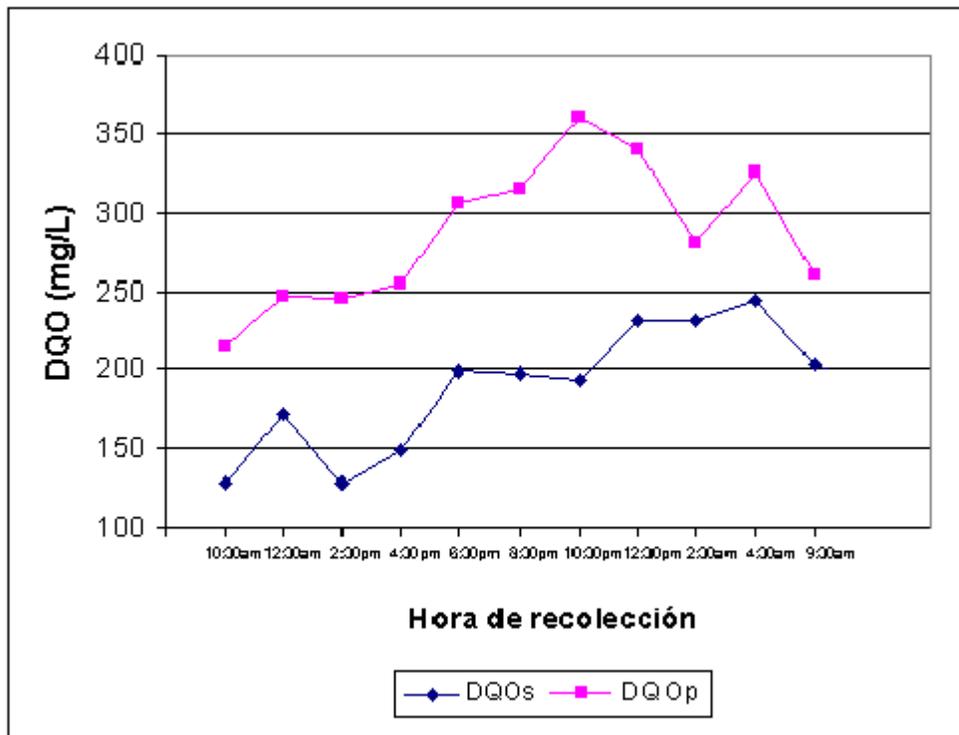


Gráfico 11. Variación diaria de la concentración de la DQO_{Soluble} y la DQO_{Particulada} de la Planta Toluca Oriente

Sin duda el conocimiento de dichos componentes es importante en la comprensión y el modelado de los sistemas de lodos activados como el ASM1 pues permiten predecir el tiempo necesario en cada una de las fases del tratamiento para que este se lleve de manera satisfactoria, enfatizando principalmente en la porción particulada biodegradable puesto que en su degradación se requiere un proceso de hidrólisis para la conversión de la materia orgánica en sustrato fácilmente biodegradable, por lo que es el paso que controla el proceso de tratamiento.

En la Tabla 15 se presentan los promedios (media), desviaciones estándar (DE) y valores máximos y mínimos de la DQO_{Total} , $DQO_{Soluble}$ y $DQO_{Particulada}$ de las muestras del influente de las plantas estudiadas. Los límites mínimos y máximos fueron determinados con un intervalo de confianza del 95%.

Las desviaciones estándar con valores altos son debidas a que existen valores individuales (de cada una de las muestras) muy altos o muy bajos de DQO con respecto al valor medio de la DQO de todas las muestras.

En la Planta Norte existe una mayor desviación estándar debido a la variabilidad de los valores individuales obtenidos de la DQO de cada una de las muestras con respecto a su valor promedio. En el caso de la Planta Oriente la desviación estándar es menor debido a que los valores individuales de DQO de las muestras es más cercano al valor medio de la DQO.

Cabe mencionar que en el análisis estadístico mostrado aquí y en los realizados posteriormente, el valor de la muestra compuesta fue excluido pues el valor de dicha muestra es un valor de referencia para comparar los resultados individuales y medios obtenidos. El valor de la muestra compuesta en este tipo de estudios debe arrojar valores cercanos al valor medio de todas las muestras, tal y como se observa en la Tabla 15.

Tabla 15. Media, desviaciones estándar y valores máximos y mínimos de la DQO_{Total} , $DQO_{Soluble}$ y $DQO_{Particulada}$ de las muestras del influente de la Planta Norte y Oriente

	Planta Norte			Planta Oriente		
	DQO_{Total}	$DQO_{Soluble}$	$DQO_{Particulada}$	DQO_{Total}	$DQO_{Soluble}$	$DQO_{Particulada}$
Media	464	185	279	475	188	286
DE	199.9	72.7	137.5	80.6	40.9	45.9
Min. – Max.	336-591	138-231	191-356	426-524	164-213	258-314
Muestra compuesta	437	188	249	478	189	289

La precisión de las mediciones individuales fue determinado mediante el % de desviación estándar con respecto al valor promedio de las repeticiones de cada muestra.

De igual manera se puede observar en la Tabla 15 que a pesar de la mayor desviación estándar de la Planta Norte en comparación con la desviación estándar de la Planta

Oriente, no se aprecia una diferencia significativa entre los valores medios de la DQO_{Total} , $DQO_{Soluble}$ y la $DQO_{Particulada}$ entre ambas Plantas de tratamiento.

La comparación estadística del valor medio de la DQO_{Total} , $DQO_{Soluble}$ y $DQO_{Particulada}$ (Tabla 16) da la pauta a aseverar lo que se mencionó en párrafos anteriores: ambos sistemas reciben un mismo tipo de aguas residuales a pesar de el sistema de alcantarillado diferente y de las poblaciones diferentes que de el hacen uso.

Tabla 16. Comparación de medias de DQO_{Total} , $DQO_{Soluble}$ y $DQO_{Particulada}$ de la Planta Toluca Norte y Toluca Oriente

	DQO_{Total}	$DQO_{Soluble}$	$DQO_{Particulada}$
Media	468	187	281
DE	9.7	2.4	7.0
C.V. (%)	2.0	1.2	2.5

♦ **DQO soluble inerte (S_{12}): efluente y sobrenadante del licor mixto**

La $DQO_{Soluble}$ del efluente representa la concentración de la materia soluble inerte (fracción S_{12}). Dicha fracción se determino mediante pruebas de DQO por triplicado en el efluente y en el sobrenadante de licor mixto filtrado por membrana de 0.1 micras de diámetro (Tabla 17).

Tabla 17. Determinación de la fracción S_{12} (Planta Oriente)

S_{12} (DQO mg/L del efluente filtrado)	S_{12} (DQO mg/L) del sobrenadante de Licor mixto filtrado)
88	89
88	89
88	89

X = 88	X = 89
DE = 0	DE = 0
C.V. (%) = 0	C.V. (%) = 0

El S_{12} determinado a partir del sobrenadante de licor mixto lavado, aclimatado y en aireación, es una corroboración de S_{12} del efluente determinado, pues lo que se pretende con la aclimatación y aireación del lodo es que los microorganismos presentes en el lodo consuman toda la materia biodegradable y solo quede en el agua la fracción no biodegradable (materia inerte) como se lleva a cabo en una planta de tratamiento.

Dicho de otro modo el efluente recolectado de la planta de tratamiento es equivalente al sobrenadante del licor mixto aclimatado y aireado, por lo que al filtrar por membrana 0.1 de diámetro de poro lo que se mide es la parte soluble inerte (no biodegradable) por lo que en ambas mediciones el resultado debe ser aproximadamente igual, como se observa en la Tabla 18 para los resultados obtenidos, lo cual indica que el proceso de remoción de la materia orgánica biodegradable por los microorganismos se llevó en la planta de manera satisfactoria.

Tabla 18. Valores de S_{12} de la Planta Toluca Norte y de la Planta Toluca Oriente

	S_{12} (DQO del efluente filtrado)	S_{12} (DQO del sobrenadante de Licor mixto filtrado)
Planta Toluca Norte	49	51
Planta Toluca Oriente	88	89

Al igual que en las determinaciones de DQO del influente, en el efluente la precisión de los análisis también se determinó como el porcentaje de la desviación estándar con respecto a la media de las repeticiones de cada muestra como se mostró en la Tabla 17.

La S_{12} obtenida en el sobrenadante del licor mixto es 4.8% mas alta que la S_{12} obtenida en el efluente filtrado en el caso de la Planta Norte, mientras que para la Planta Oriente es del 1.1%.

La fracción S_{I2} obtenido para la planta Oriente es más alta que la obtenida en la Planta Norte, lo que muestra que la Planta Oriente recibe agua con mayor cantidad de componentes inertes, lo cual se explica por los diferentes sistemas de alcantarillado que alimentan a ambas plantas.

◆ **Fracción S_{S1}**

$$S_{S1} = DQO_{Soluble} - S_{I1}$$

$$S_{S1} = 149 - 88$$

$$S_{S1} = 61 \text{ mg/L}$$

Los valores de cada una de las muestras (Tabla 19) y el análisis de la media, desviación estándar y coeficiente de variación, indican que existe una mayor dispersión de los valores de las muestras de la Planta Norte que en los de la Planta Oriente.

Como se mencionó anteriormente la $DQO_{Soluble}$ del influente se encuentra formada por una fracción de materia orgánica rápidamente biodegradable (S_{S1}) y una fracción inerte soluble mencionada en el punto anterior (S_{I2}).

Los valores de S_{S1} determinadas en cada una de las muestras (tabla 19) tuvieron una variación con referencia al valor medio para la Planta Norte del 53.2% y para la Planta Oriente del 40.6%. El valor medio de S_{S1} en la Planta Norte es 35.4% más alto que el de la Planta Oriente.

Tabla 19. Valores de S_{S1} para cada una de las muestras de la Planta Norte y de la Planta Oriente

Planta Norte		Planta Oriente	
Muestra	S_{S1} (mg/L)	Muestra	S_{S1} (mg/L)
1	26	1	39
2	72	2	84
3	130	3	39

4	201	4	61
5	208	5	115
6	228	6	110
7	156	7	101
8	159	8	144
9	178	9	144
10	195	10	157
11	59	11	115
12	27	Compuesta	101
Compuesta	139		

El valor de la muestra compuesta fue omitido para la determinación de la media de todas las muestras, el cual como se esperaba es muy parecido al valor medio (Tabla 20).

Tabla 20. Media, Desviación estándar y coeficiente de variación de S_{S1} de las muestras de la Planta Norte y Oriente

	Planta Norte	Planta Oriente
Media	136.5	100.8
DE	72.6	41.0
CV (%)	53.2	40.6
Min. – Max.	90.4-182.7	73.2-128.4
Muestra compuesta	139	101

Como se observa en la gráfica 12, S_{S1} aumenta durante el transcurso del día y disminuye conforme llega la madrugada del día siguiente en ambas plantas de tratamiento. Por su parte, en el caso de la Planta Norte, dicha fracción se encuentra en mayor concentración que en la Planta Oriente.



Gráfica 12. Variación de la concentración de la S_{S1} de las muestras de la Planta Norte y de la Planta Oriente

5.5 Demanda Bioquímica de Oxígeno

• DBO, k , DBO_{Ultima} y $DQOb$

Muestra 4 de la Planta Toluca Oriente

Para la muestra :

Siendo $M = 0.0338 \text{ mg/mL}$ y $V = 9.5 \text{ mL}$ para la medición del oxígeno disuelto inicial

$$OD_i(\text{mg/L}) = \frac{(9.5)(0.0338)(8)}{298} * 1000$$

$$OD_i = 8.62 \text{ mg/L}$$

Siendo $M = 0.0301$ mg/mL y $V = 7.2$ mL para la medición del oxígeno disuelto final (posterior a 2 días de incubación a 20°C)

$$OD_f(mg/L) = \frac{(7.2)(0.0301)(8)}{298} * 1000$$

$$OD_f = 5.82mg/L$$

Los cálculos para los blancos se hicieron de la misma forma que lo mostrado para la muestra 4 de la Planta Oriente

Una vez calculado el OD_i y OD_f de cada una de las muestras y de los blancos se prosiguió a calcular la DBO de la siguiente forma:

$$DBO_2(mg/L) = \left[(6.18 - 5.82) \frac{100}{0.4} \right] (6.18 - 8.62)$$

$$DBO_2 = 92.93(mg/L) \text{ (posterior a 2 días de incubación a 20°C)}$$

Los valores de DBO a los diferentes días de medición de cada una de las muestras de la Planta Norte y de la Planta Oriente se presentan en la Tabla 21 y 22 respectivamente.

Tabla 21. Valores de DBO a 20°C a los 2, 5, 7.875, 9.875 y 13.875 días de la Planta Toluca Norte

Muestra	Hora media de recolección	DBO ₂ (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{7.875} (mg/L)	DBO _{9.875} (mg/L)	DBO _{13.875} (mg/L)
1	10:00 a.m.	134.37	362.56*	159.61	255.25	224.01
2	12:15 a.m.	134.44	193.13	214.11	180.55*	248.87
3	2:15 p.m.	322.29*	167.93	251.82	285.34	381.42
4	4:15 p.m.	510.07*	159.40	226.51	226.51	248.66
5	6:15 p.m.	483.22*	205.61	297.89	310.47	327.47
6	8:15 p.m.	456.38*	151.01	209.73	209.73	215.50
7	10:15 p.m.	129.71	231.71*	168.22	209.00	337.36
8	12:15 p.m.	134.30*	50.41	92.35	100.74	116.11
9	2:15 a.m.	257.07	283.83	257.07	360.80	702.84*
10	4:15 a.m.	257.07	310.59	203.56	334.48	255.55
11	6:15 a.m.	67.05	402.28	134.09	264.17	330.22
12	8:15 a.m.	57.58	100.92	108.61	98.21	203.45
Compuesta	9:00:9:00	28.79	265.53	292.284	-133.90	129.21

(*) : valores omitidos en el cálculo

Tabla 22. Valores de DBO a 20°C a los 2, 4.729, 7.999 y 13.832 días de la Planta Toluca Oriente

Muestra	Hora media de recolección	DBO ₂ (mg/L)	DBO _{4.729} (mg/L)	DBO _{7.999} (mg/L)	DBO _{13.832} (mg/L)
1	10:30 a.m.	116.97	217.26	186.12	202.96
2	12:30 a.m.	153.08	237.13	285.42	319.16
3	2:30 p.m.	152.99	271.67	213.74	257.96
4	4:30 p.m.	92.93	242.55	272.74	293.80
5	6:30 p.m.	92.52	268.12	288.21	353.40
6	8:30 p.m.	133.29	268.48	313.84	354.21
7	10:30 p.m.	115.89	253.19	265.27	379.48
8	12:30 p.m.	143.12	266.13	273.47	337.00
9	2:30 a.m.	168.60	262.03	299.15	353.40
10	4:30 a.m.	152.30	289.85	311.69	370.88
11	9:30 a.m.	112.73	227.08	212.49	307.25
Compuesta	10:00-10:00	136.09	186.59	336.73	404.02

La DBO es una prueba indirecta de medición de la carga orgánica presente en una muestra de agua residual sin embargo presenta gran cantidad de desventajas en su

realización como ya mencionó anteriormente, por lo que para la realización de dicha prueba se tomaron las medidas necesarias para obtener resultados confiables.

Para corroborar la confiabilidad de los resultados obtenidos (tabla 21 y 22) se determinó el coeficiente DBO_5/DQO_{Total} (Tabla 23) para cada una de las muestras, el cual es indicativo de la biodegradabilidad de la materia contenida en un agua residual y asumiendo en términos generales que la DBO de una muestra de agua residual municipal como máximo representará el 80% de la DQO_{Total} pero nunca un valor superior, por lo que en términos de dicho coeficiente no se debe obtener un valor máximo de 0.8.

Como se muestra en la Tablas 23, lo dicho anteriormente se cumple en la mayoría de los valores de los coeficientes determinados, sin embargo, la confiabilidad de los resultados obtenidos en la prueba de DBO no se pudo precisar únicamente con dicho coeficiente como se discute más adelante.

Tabla 23. Coeficientes DBO_5/DQO_{Total} de la Planta Toluca Norte y Toluca Oriente

Muestra	DBO_5/DQO_{Total}	Muestra	DBO_5/DQO_{Total}
1	1.918*	1	0.635
2	0.625	2	0.565
3	0.377	3	0.728
4	0.243	4	0.600
5	0.364	5	0.528
6	0.189	6	0.522
7	0.477	7	0.457
8	0.094	8	0.466
9	0.396	9	0.511
10	0.741	10	0.507
11	1.635*	11	0.490
12	0.480	Compuesta	0.390
Compuesta	0.607		
X	0.398	X	0.546
DE	0.195	DE	8.089E-02
C.V. (%)	49.9	C.V. (%)	14.7
Min.-Max.	0.258-0.538	Min.-Max.	0.491-0.60

ND: No determinado

(*): Valores omitidos debido a que denotan un valor erróneo de prueba

Los límites mínimo y máximo mostrados en la Tabla 23 se determinaron con un nivel de confianza del 95%.

Para los cálculos y resultados que se muestran a continuación únicamente se utilizaron los datos de las muestras que cumplen con un valor de coeficiente aceptable.

Una vez obtenidos los valores de DBO en los diferentes días se trazó la curva de DBO (mg/L) vs tiempo (días) para cada una de las muestras como se muestra en la figura 5, asumiendo que la prueba sigue una cinética de reacción de primer orden, pues la velocidad de la reacción es proporcional a la cantidad de materia orgánica oxidable remanente y es modificada por la presencia de microorganismos activos. Una vez que los microorganismos han alcanzado un nivel el cual se presentan solo pequeñas variaciones, la velocidad de la reacción se controla por la cantidad de alimento utilizable por los microorganismos. Detalles de la naturaleza de la prueba de DBO en términos del balance de materia se presentan en el anexo D.

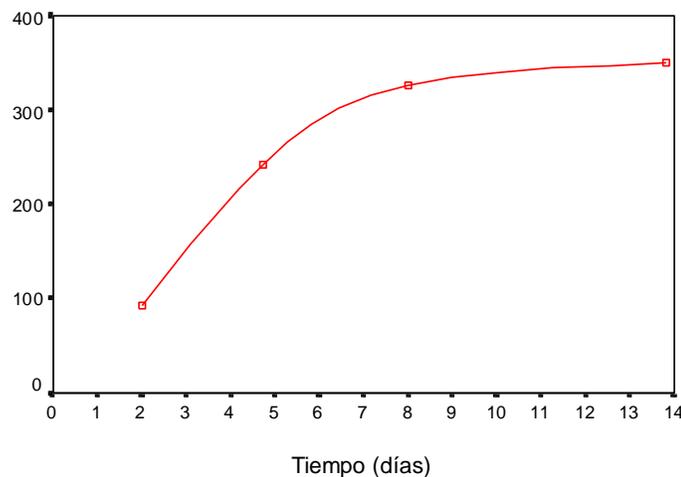


Figura 5. Curva DBO vs tiempo de la muestra 4 de la Planta Oriente

De dicha curva mediante regresión no lineal por el método de mínimos cuadrados (Anexo E) y asumiendo la naturaleza de reacción de la prueba (Anexo D), con ayuda del programa estadístico SPSS se obtuvieron los valores de k y DBO_{Ultima} para cada una de las muestras de ambas plantas (Norte y Oriente)

Muestra 4 de la Planta Oriente

$$k = 0.250 \text{ días}^{-1}$$

$$DBO_{\text{Ultima}} = 312.2 \text{ mg/L}$$

Luego, sabiendo que la DQOb es igual a :

$$DQOb = \frac{1}{1 - fDBO} DBO_{\text{última}}$$

entonces,

$$DQOb = \frac{1}{(1 - 0.15)} (312.2 \text{ mg/L})$$

$$DQOb = 367.2 \text{ mg/L}$$

De dichos cálculos se obtuvieron valores de DBO_{Ultima} , k y $DQOb$, los cuales son mostrados en la Tabla 24 y 25.

Con el fin de asegurar la certeza de los resultados de DBO y DQO obtenidos se consideraron como pruebas confiables además de aquellas que cumplen un coeficiente $DBO_5/DQO_{\text{Total}} > 0.8$ como se mencionó anteriormente, a los datos de DBO_{Ultima} , k y $DQOb$ obtenidos de la curva DBO vs t con una linealidad (R^2) > 0.7 , la cual fue establecida a juicio conservador. Para cálculos posteriores solo se realizaron con los datos de las muestras confiables.

Tabla 24. Valores de $DBO_{última}$, K y $DBOb$ a partir de $DBO_{13.875}$ de la Planta Toluca Norte

Muestra	Hora media de recolección	$DBO_{última}$ (mg/L)	K (días ⁻¹)	$DBOb$ (mg/L)	R^2
2	12:15 a.m.	217	0.453	256	0.69
3	2:15 p.m.	767*	0.049*	902*	0.99*
4	4:15 p.m.	269	0.195	316	0.93
5	6:15 p.m.	363	0.187	427	0.93
6	8:15 p.m.	230	0.239	270	0.87
7	10:15 p.m.	294*	0.204*	346*	0.47*
8	12:15 p.m.	143	0.110	169	0.88
9	2:15 a.m.	302*	0.913*	356*	0.21*
10	4:15 a.m.	275*	1.381*	324*	0.02*
12	8:15 a.m.	346	0.060	407	0.91
Compuesta	9:00-9:00	224*	0.373*	263*	0.36*

(*) : valores omitidos para el cálculo

Tabla 25. Valores de $DBO_{última}$, K y $DBOb$ a partir de $DBO_{13.832}$ de la Planta Toluca Oriente

Muestra	Hora media de recolección	$DBO_{última}$ (mg/L)	K (días ⁻¹)	$DQOb$ (mg/L)	R^2
1	10:30 a.m.	205.501	0.511	241	0.77
2	12:30 a.m.	318.619	0.303	374	0.99
3	2:30 p.m.	250.485	0.558	294	0.65*
4	4:30 p.m.	312.182	0.250	367	0.93
5	6:30 p.m.	376.872	0.201	443	0.93
6	8:30 p.m.	366.588	0.252	431	0.98
7	10:30 p.m.	403.200	0.172	474	0.93
8	12:30 p.m.	330.938	0.293	389	0.94
9	2:30 a.m.	346.288	0.304	407	0.97
10	4:30 a.m.	370.939	0.279	436	0.97
11	9:30 a.m.	300.747	0.233	353	0.86
Compuesta	10:00-10:00	494.166*	0.126*	581*	0.95*

(*) : valores omitidos para el cálculo

El por ciento de variación de los valores calculados es significativo debido a la lejanía de los datos individuales con respecto al valor medio como se observa en la Tabla 26.

Tabla 26. Media, DE y CV de DBO_{Ultima} , k y $DQOb$ de la Planta Norte y de la Planta Oriente

	Planta Norte			Planta Oriente		
	DBO_{Ultima}	k	$DQOb$	DBO_{Ultima}	K	$DQOb$
Media	261	0.207	307	333	0.279	391
DE	83	0.136	97	55	9.21E-02	65
CV (%)	31	65.7	31	16	33	16

Con respecto al valor de la media de DBO_{Ultima} , k y $DQOb$ de ambas plantas de tratamiento se puede comentar que el valor promedio de cada parámetro es muy cercano uno del otro.

◆ **Fracción X_{S1}**

Muestra 4 de la Planta Oriente

$$X_{S1} = DQOb - S_{S1}$$

$$X_{S1} = 367.2mg/L - 61mg/L$$

$$X_{S1} = 306mg/L$$

En un proceso de tratamiento por lodos activados dicha fracción es de suma importancia debido a que representa la fracción de la materia orgánica que lentamente se biodegrada pues tienen que ser absorbidos por los lodos y solubilizada mediante un proceso de lento de hidrólisis a sustrato fácilmente biodegradable. Dicha etapa de hidrólisis es más lenta que el crecimiento heterótrofo y por lo tanto será el paso controlable del proceso de lodos activados (Orhon, et. al., 1999). Los valores obtenidos de dicha fracción para las muestras de la Planta Norte y Oriente consideradas como aceptables de acuerdo a lo mencionado anteriormente se presentan en la tabla 27.

Tabla 27. Fracción X_{S1} de las muestras aceptables de la Planta Toluca Norte y de la Planta Oriente

Planta Norte		Planta Oriente	
Muestra	X_{S1} (mg/L)	Muestra	X_{S1} (mg/L)
2	185	1	202
4	116	2	291
5	220	4	306
6	43	5	328
8	10	6	321
12	381	7	373
Compuesta	125	8	245
		9	264
		10	279
		11	239

Para los valores obtenidos de dicha fracción de cada una de las muestras se puede notar en la Tabla 28, que en la Planta Norte existe una mayor variación entre valores individuales que en los obtenidos en la Planta Oriente.

Dicha variación es importante pues como se mencionó anteriormente la remoción de dicha fracción controla el proceso de tratamiento por lodos activados.

Tabla 28. Media, DE y CV de la fracción X_{S1} de la Planta Norte y de la Planta Oriente

		Planta Norte	Planta Oriente
		X_{S1}	X_{S1}
Influente	Media	159	284
	DE	135	49
	CV (%)	84.9	17.2

La comparación de ambas plantas con respecto a la media de los valores de dicho parámetro muestran una variación del 93.77%.

♦ **Fracción X_{I1}**

Muestra 4 de la Planta Oriente:

$$X_{I1} = DQO_{total} - (S_{S1} + S_{I1} + X_{S1})$$

$$X_{I1} = 404mg/L - (61mg/L + 88mg/L + 306mg/L)$$

$$X_{I1} = -51mg/L$$

Dicha fracción la cual representa el material orgánico inerte en forma particulada del agua residual es de importancia en el tratamiento de aguas residuales. Para su eliminación junto con el material particulado biodegradable se han estudiado e implementado gran cantidad de procesos físicos entre los que destacan la sedimentación por gravedad utilizada en la Planta Norte y en la Planta Oriente, sin embargo según algunos autores (Orhon, et. Al. 1998) solo se eliminan partículas de diámetro mayores a las 75 micras, por lo que las partículas con tamaño menor serán eliminadas de la planta de tratamiento en el efluente tal cual entraron.

En la Tabla 29 se puede observar que dentro de los valores de X_{I1} obtenidos hay valores negativos, lo cual no puede ser posible y los cuales a criterio propio, fueron derivados de los problemas con la prueba DBO, lo cual es justificado por las desventajas mencionadas anteriormente acerca de dicha prueba, a pesar de que en análisis preliminares de muestras compuestas utilizando el mismo protocolo del presente trabajo se obtuvieron fracciones de DQO en algunas ocasiones muy pequeñas pero nunca se reportaron problemas en la determinación de dicha fracción. Además el hecho de que la prueba de DBO acepta un rango amplio de error (+/-30) y a que dicha fracción puede encontrarse en una mínima concentración, también puede justificar los valores negativos obtenidos.

Tabla 29. Fracciones de la DQO del agua residual a partir de $DBO_{13.865}$ de la Planta Toluca Norte

Planta Norte		Planta Oriente	
Muestra	X_{S1} (mg/L)	Muestra	X_{S1} (mg/L)
2	-68*	1	12
4	88	2	-44
5	-121*	4	-51
6	250	5	-20
8	157	6	-5
12	-273*	7	-8
Compuesta	-15*	8	94
		9	16
		10	47
		11	22

Dado el problema presentado en la determinación de dicha fracción se analizó a detalle la metodología seguida en la determinación de dichos parámetros llegándose a considerar a la prueba de DBO como una prueba no apta para la determinación de las fracciones que conforman la DQO particulada (X_{S1} y X_{I1}) a pesar de encontrarse publicaciones que garanticen la confiabilidad de la prueba para ello.

Debido al poco éxito en la determinación de las fracciones X_{S1} y X_{I1} , y considerando que los valores de la prueba de DBO a los 14 días no fueran confiables a causa de inexistencia de una prueba control de DBO de más de cinco días que hubiera podido analizarse conjuntamente a las muestras, se buscó una alternativa de determinación de dichas fracciones prosiguiendo a realizar el cálculo de las mismas a partir de la DBO_5 obtenida de cada una de las muestras (Metcalf-Eddy, 1994), para las cuales el patrón de referencia glucosa-ácido glutámico al 2% con valor conocido de 198 mg/L +/-30 a los cinco días recomendado en la Norma Oficial Mexicana fue corrido a la par con las muestras comprobando la calidad del agua de dilución, la efectividad del inóculo y la técnica analítica empleada.

Los valores de las muestras control fueron de 193.9 mg/L para la Planta Norte y de 220.8 mg/L para la Planta Oriente con una efectividad de 97.9% y 88.5% respectivamente, los cuales permiten aseverar la confiabilidad de la prueba

Al igual que una muestra control, los coeficientes DBO_5/DQO_{Total} discutidos anteriormente son de importancia pues permiten determinar de manera indirecta si la prueba de DBO es o no confiable, ya que como se mencionó, en una prueba de DBO de una muestra "X" nunca se obtendrá un valor superior al de su DQO_{Total} .

♦ **DBO_{Ultima} a partir de DBO_5**

Al igual que en los casos anteriores, los siguientes calculos solo se realizaron a las muestras con un coeficiente $DBO\%/DQT$ aceptable.

$$DBO_{ultima} = \frac{DBO_5}{(1 - e^{-Kt})}$$

De estudios preliminares la constante de velocidad "k" fue determinada para cada una de las plantas en estudio. Para las aguas residuales de la Planta Norte se obtuvo una $k = 0.397\text{días}^{-1}$ y para las de la Planta Oriente una $k = 0.346\text{días}^{-1}$.

Tomando en cuenta la hora de medición del Oxígeno Disuelto, para la muestra 4 de la Planta Oriente con una $DBO_{4.729} = 242.552 \text{ mg/L}$, $t = 4.729 \text{ días}$ y $K = 0.346\text{días}^{-1}$:

$$DBO_{ultima} = \frac{242.5}{(1 - e^{-(0.346)(4.729)})}$$

$$DBO_{ultima} = 294.7 \text{ mg / L}$$

Con los valores de DBO_{Ultima} obtenidos de cada una de las muestras con dichos cálculos (Anexo F) se determinaron las fracciones buscadas como se mostró en las páginas 90, 92 y 93 (cálculo de $DQOb$, X_{S1} y X_{I1} , respectivamente). Los valores de X_{I1} obtenidos fueron

nuevamente negativos (Tabla 30) lo que lleva a considerar que la prueba de DBO para evaluar la variabilidad diaria de las fracciones X_{S1} y X_{I1} puede ser no apta debido a los resultados ilógicos obtenidos además de las desventajas y limitaciones mencionadas anteriormente acerca de dicha prueba. Aunado a lo anterior, la compleja y variada composición que puede mostrar una muestra compuesta de agua residual recolectada a tiempos cortos de muestreo (como lo realizado en la presente evaluación) en las que se presente prevalencia de un contaminante de carácter oxidante nos puede reportar un valor erróneo del parámetro medido, a diferencia de una muestra compuesta recolectada durante un largo tiempo (por ejemplo de 24 hrs) en las que la prevalecía de un contaminante puede no ser significativa por la dilución de los mismos en mayores volúmenes de agua o por la infinidad de reacciones químicas que puedan tener lugar entre la diversidad de contaminantes vertidos al agua.

Tabla 30. Fracción X_{S1} y X_{I1} de la DQO del agua residual de la Planta Toluca Norte y Oriente calculadas a partir de DBO_5 y $K = 0.397 \text{días}^{-1}$

Planta Norte			Planta Oriente		
Muestra	X_{S1} (mg/L)	X_{I1} (mg/L)	Muestra	X_{S1} (mg/L)	X_{I1} (mg/L)
2	192	-3	1	271	-57
3	99	168	2	255	-8
4	16	369	3	349	-103
5	72	235	4	285	-30
6	-22	542*	5	268	40
7	160	121	6	274	42
8	-90	417*	7	261	104
9	209	280	8	236	103
10	228	-53	9	231	49
12	111	24	10	257	69
Compuesta	223	26	11	210	51
			Compuesta	150	139

A pesar de no haber obtenido buenos resultados utilizando dicho cálculo para la determinación de X_{S1} y X_{I1} , se puede mencionar que del análisis estadístico realizado revela que existe una variación importante al utilizar ambos procedimientos (Anexo G).

Independientemente de la variación observada entre ambos métodos de cálculo, en el presente estudio se presentan las fracciones X_{S1} y X_{I1} como $(X_{S1} + X_{I1})$ equivalente a la $DQO_{\text{Particulada}}$ enfatizando que en futuras investigaciones valdrá la pena poner mucho más cuidado en la prueba de DBO y validar su uso o desuso para la determinación de dichas fracciones en aguas residuales mexicanas.

5.6 DISCUSION FINAL Y SÍNTESIS DE LOS RESULTADOS DE LOS PARÁMETROS Y FRACCIONES DE LA DQO

◆ Parámetros y Fracciones de DQO en mg/L

En la Tabla 31 y 32 se muestran los valores de todos los parámetros y fracciones obtenidos para cada una de las muestras, en unidades de concentración.

Tabla 31. Parámetros y fracciones de la DQO del agua residual de la Planta Toluca Norte

Muestra	DQO _{inf, tot} (mg/L)	DQO _{inf, sol} (mg/L)	DQO _{inf, part} (mg/L)	S _{I1} (mg/L)	S _{S1} (mg/L)
1	189	74	115	49	26
2	309	120	189	49	72
3	445	178	267	49	130
4	655	250	405	49	201
5	564	257	307	49	208
6	797	276	521	49	228
7	485	205	281	49	156
8	534	208	327	49	159
9	715	226	489	49	178
10	419	244	176	49	195
11	246	108	138	49	59
12	210	76	135	49	27
Compuesta	437	188	249	49	139
Media	464	185	279	49	137
DE	200	73	138	0	73
C.V. (%)	43.1	39.5	49.5	0	53.3

Tabla 32. Parámetros y fracciones de la DQO del agua residual de la Planta Toluca Oriente

Muestra	DQO_{inf, tot} (mg/L)	DQO_{inf, sol} (mg/L)	DQO_{inf, part} (mg/L)	S_{I1} (mg/L)	S_{S1} (mg/L)
1	342	127	215	88	39
2	419	172	247	88	84
3	373	127	246	88	39
4	404	149	255	88	61
5	507	199	307	88	115
6	514	198	316	88	110
7	554	193	361	88	101
8	571	232	339	88	144
9	512	232	280	88	144
10	571	245	326	88	157
11	463	203	261	88	115
Compuesta	478	189	289	88	101
Media	475	189	287	88	101
DE	81	41	46	0	41
C.V. (%)	17.1	21.7	16.0	0	40.6

Se puede observar claramente que:

- ◆ la porción particulada se encuentra en una mayor concentración en ambas plantas de tratamiento.
- ◆ El agua residual que alimenta ambas plantas de tratamiento contiene una similar concentración de carga orgánica (DQO_{Total}) con una mayor variación de todas las fracciones en la Planta Norte
- ◆ La Planta Oriente contiene una mayor concentración de fracción inerte en comparación con la Planta Norte
- ◆ en ambas plantas se observa una tendencia a aumentar en el transcurso del día y a disminuir durante la madrugada, sin embargo se observa que dicho aumento y descenso es continuo en el caso de la Planta Oriente mientras que en la Planta Norte es discontinuo
- ◆ La concentración media de cada uno de los parámetros y fracciones son cercanos al compararlos a la concentración de la muestra compuesta lo que la veracidad de los resultados obtenidos

Hasta aquí se analizaron los resultados de las fracciones de DQO en unidades de concentración, sin embargo, es necesario expresarlos también en términos de % para un mejor entendimiento como se muestra en el siguiente apartado.

◆ **Parámetros y Fracciones de DQO en %**

Por lo mencionado en párrafos anteriores, en las Tablas 33 y 34 se omiten los valores individuales de X_{S1} y X_{I1} y se expresan solo en términos de la $DQO_{Particulada}$.

Tabla 33. Fracciones de la DQO del agua residual de la Planta Toluca Norte

Muestra	Hora media de recolección	Componentes			Fracciones	
		DQO _{inf, tot} (mg/L)	DQO _{inf, sol} (%)	DQO _{inf, part} = ($X_{S1} + X_{I1}$) (%)	S _{I1} (%)	S _{S1} (%)
1	10:00 a.m.	189	39.2	60.8	25.9	13.8
2	12:15 a.m.	309	38.8	61.2	15.9	23.3
3	2:15 p.m.	445	40	60	11.0	29.2
4	4:15 p.m.	655	38.2	61.8	7.5	30.7
5	6:15 p.m.	564	45.6	54.4	8.7	36.9
6	8:15 p.m.	797	34.6	65.4	6.1	28.6
7	10:15 p.m.	485	42.3	57.9	10.10	32.2
8	12:15 p.m.	534	39.0	61.2	9.2	29.8
9	2:15 a.m.	715	31.6	68.4	6.9	24.9
10	4:15 a.m.	419	58.2	42.0	11.7	46.5
11	6:15 a.m.	246	43.9	56.1	19.9	24.0
12	8:15 a.m.	210	36.2	64.3	23.3	12.9
Compuesta	9:00:9:00	437	43.0	57.0	11.2	31.8
Media		464	40.6	59.5	13.0	27.7
DE		199.9	6.7	6.7	6.7	9.2
Min.-Max.		336.9-591.0	36.4-44.9	55.2-63.7	8.7-17.3	21.9-33.6

En el caso de la Planta Norte:

- ◆ la $DQO_{Soluble}$ oscila en un intervalo de 36.4%-44.9% con una valor promedio de 40.6% y punta a las 4:15 a.m. sin una tendencia específica a aumentar o disminuir en un intervalo de tiempo considerable. Se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.

- ◆ $DQO_{\text{Particulada}}$ oscila en un intervalo de 55.2%-60.7% con un valor promedio de 59.5% y punta a las 2:15 a.m. sin una tendencia específica a aumentar o disminuir en un intervalo de tiempo considerable. Se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.
- ◆ S_{I1} oscila en un intervalo de 8.7%-17.0% con un valor promedio de 13% y punta a las 10:00 a.m. siguiendo una tendencia a disminuir discontinuamente de 12:15 a.m.-2:15 a.m. con posterior incremento continuo de 4:15 a.m.-10:00 a.m.. Se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.
- ◆ S_{S1} oscila en un intervalo de 21.9%-33.6% con un valor promedio de 27.7% y punta a las 4:15 a.m. con una tendencia a aumentar continuamente de 8:15 a.m.-8:15 a.m. con posteriores aumentos y descensos discontinuos en lo que resta del día. Se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.

Tabla 34. Fracciones de la DQO del agua residual de la Planta Oriente

Muestra	Hora de recolección	Componentes			Fracciones	
		$DQO_{\text{inf, tot}}$ (mg/L)	$DQO_{\text{inf, sol}}$ (%)	$DQO_{\text{inf, part}} = (X_{S1} + X_{I1})$ (%)	S_{I1} (%)	S_{S1} (%)
1	10:30 a.m.	342	37.1	62.9	25.7	11.4
2	12:30 a.m.	419	41.1	58.9	21.0	20.0
3	2:30 p.m.	373	34.0	66.0	23.6	10.5
4	4:30 p.m.	404	36.9	63.1	21.8	15.1
5	6:30 p.m.	507	39.3	60.6	17.4	22.7
6	8:30 p.m.	514	38.5	61.5	17.1	21.4
7	10:30 p.m.	554	34.8	65.2	15.9	18.2
8	12:30 p.m.	571	40.6	59.4	15.4	25.2
9	2:30 a.m.	512	45.3	54.7	17.2	28.1
10	4:30 a.m.	571	42.9	57.1	15.4	27.5
11	9:30 a.m.	463	43.8	56.4	19.0	24.8
Compuesta	10:00-10:00	478	39.5	60.5	18.4	21.1
Media		475.5	39.5	60.5	19.0	20.4
DE		80.6	3.7	3.6	3.5	6.0
Min. – Max.		421.3-529.6	37.0-41.9	58.1-63.0	16.7-21.4	16.4-24.5

En el caso de la Planta Oriente:

- ◆ la DQO_{Soluble} oscila en un intervalo de 37.0%-41.9% con valor promedio de 39.5% y punta a las 2:15 a.m. sin una tendencia específica a aumentar o disminuir en un intervalo de tiempo considerable. Se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.
- ◆ la $DQO_{\text{Particulada}}$ oscila en un intervalo de 58.1%-60.0% con un valor promedio de 60.5% y punta a las 2:30 p.m. sin una tendencia específica a aumentar o disminuir en un intervalo de tiempo considerable. Se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.
- ◆ la S_{I1} oscila en un intervalo de 16.7%-21.4% con un valor promedio de 19.5% y punta a las 10:30 a.m. siguiendo una tendencia a disminuir progresivamente de 9:30 a.m.-12:30 p.m. con posterior incremento continuo de 2:30 a.m.-9:30 a.m. Se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.
- ◆ la S_{S1} oscila en un intervalo de 16.4%-24.5% con un valor promedio de 20.4% y punta a las 2:30 a.m. aumentando y disminuyendo sin una tendencia específica de 10:30 a.m.-10:30 p.m. con un incremento continuo de 12:30 p.m.-9:30 a.m. Se puede observar que el valor promedio y el valor de la muestra compuesta son muy cercanos.

En general se puede decir que en el influente que abastece a la Planta Toluca Norte existe una mayor variación de la concentración de cada una de las fracciones que conforman el material orgánico que en el que abastece a la Planta Toluca Oriente, a pesar de ello, los tiempos y rangos de concentración en general son muy parecidos en ambas plantas como se muestra en la Tabla 36.

Tabla 36. Variación horaria de las componentes y fracciones de DQO de la Planta Norte y Oriente

	Planta Norte			Planta Oriente		
	Rango de concentración (%)	Hora media en que se muestra la máxima concentración	Comportamiento	Rango de concentración (%)	Hora media en que se muestra la máxima concentración	Comportamiento
DQO_{Soluble}	31.60-58.23	4:15 a.m.	Aumento y descenso Discontinuo	34.86-45.31	2:30 a.m.	Aumento y descenso Discontinuo
DQO_{Particulada}	42.00-68.39	2:15 a.m.	Aumento y descenso Discontinuo	54.68-65.95	2:30 p.m.	Aumento y descenso Discontinuo
S_{i1}	6.14-25.92	10:00 a.m.	Aumento continuo de 3:30-11:00 y descenso continuo de	15.41-25.43	9:30 am-12:30am.	Aumento continuo de 2:00-10:00 y descenso continuo de 9:00-1:00
S_{s1}	12.85-46.53	4:15 a.m.	Aumento continuo de 7:30-19hrs y descenso continuo de	10.45-28.12	2:30 a.m.	Aumento continuo de 24:00-10:00 con posterior aumento y descenso discontinuo
(X_{i1} + X_{s1})	42.0-68.39	2:15 a.m.	Aumento y descenso Discontinuo	54.68-65.95	2:30 p.m.	Aumento y descenso discontinuo

Como se puede observar en la tabla 36:

- ◆ el % de concentración de DQO_{Soluble} para ambas plantas es muy similar al igual que el comportamiento de su concentración con un valor máximo de la misma en un horario muy parecido.
- ◆ el % de concentración de la DQO_{Particulada} en ambas plantas es muy similar siendo en el caso de la Planta Norte los rangos de concentración encontrados un poco más amplios que en el caso de los de la Planta Oriente, el comportamiento que presentan ambos sistemas en los niveles de concentración es similar con un valor máximo a diferentes horarios.

- ◆ En el caso de la fracción S_{11} en ambas plantas se puede observar que existe una similar concentración en donde en el caso de la Planta Norte existe un intervalo más amplio de concentración en comparación de la Planta Oriente, el comportamiento que presentan ambos sistemas presentan valores de concentración máximos en horarios muy cercanos y con un comportamiento de aumentar continuamente en un lapso de tiempo determinado para después descender continuamente.
- ◆ La Planta Norte presenta una concentración de la fracción S_{S1} superior a la de la Planta Oriente, ambos sistemas presentan valores de concentración máximos en horarios muy cercanos y con un comportamiento de aumentar continuamente en un lapso de tiempo determinado para después descender continuamente.

6. CONCLUSIONES

Las diferentes actividades humanas conllevan a la generación de aguas residuales con compleja composición, lo que ha llevado a implementar sistemas prácticos de tratamiento en los procesos de lodos activados capaces de predecir dinámicamente la remoción de carbón orgánico, nitrificación y desnitrificación y remoción de nutrientes como los ASM.

En esta investigación, con el objeto de introducir la modelación en México mediante la implementación del ASM1 para evaluar y mejorar el tratamiento de aguas residuales y tomando en cuenta que para ello es necesario la calibración del modelo mediante la caracterización de los componentes y parámetros cinéticos exactos relacionados con el proceso heterotróficos se propuso evaluar la variabilidad diaria de las fracciones de la DQO de las Plantas de Tratamiento “Toluca Norte” y “Toluca Oriente” en base al protocolo propuesto por la STOWA basado en la realización de pruebas fisicoquímicas se obtuvieron las siguientes conclusiones:

- ◆ Las aguas residuales de la Ciudad de Toluca colectadas en las Planta de Tratamiento Toluca Norte y Toluca Oriente, muestran una fracción más alta de material lentamente biodegradable que de material rápidamente biodegradable.
- ◆ la fracción X_I y X_S que conforman la $DQO_{Particulada}$ determinadas mediante una prueba de DBO como recomienda el protocolo de la STOWA no es apropiada para evaluar la variabilidad diaria de dichas fracciones por lo que se deberá poner más atención en futuras investigaciones acerca de dichas fracciones y utilizando el Protocolo de la STOWA sin embargo su implementación traería consigo una mayor libertad en la calibración de las fracciones X_S y X_I
- ◆ La prueba de DBO propuesta para la caracterización de la DQO debe ser evaluada a profundidad en futuras investigaciones pues a juicio propio es una prueba en la que existen muchas interferencias tal y como se menciona en la bibliografía, para poder ser empleada en la determinación de las fracciones que conforman la parte particulada de la DQO.
- ◆ Las fracciones S_S y S_I y las componentes DQO_{Total} y $DQO_{Soluble}$ pueden ser adecuadamente caracterizadas usando el protocolo propuesto por la STOWA ya que concuerdan con estudios respirométricos anteriores (Chávez, 2005) los que da la confiabilidad de la utilización del protocolo

- ◆ La variación de cada una de las fracciones en un día permite observar que no existe una importante variación de la amplitud, de la frecuencia y la duración de la carga orgánica en termino de las fracciones en un día por lo que el influente pueden estar muy bien representado por una muestra compuesta de sondeo para aplicar la modelación en el tratamiento de aguas residuales y así tomar medidas adecuadas durante el tratamiento del agua residual en una planta de tratamiento.
- ◆ Los valores de los parámetros cinéticos y estequiométricos deben ser determinados para cada agua residual. Sin embargo como un primer paso, los valores determinados en este estudio pueden ser usados para aguas residuales mexicanas los cuales:
 - DQO_{Soluble} oscila entre 31.60%-58.23% para la Planta Norte y de 34.86%-45.31% para la Planta Oriente
 - $DQO_{\text{Particulada}}$ oscila entre 42.00%-68.39% para la Planta Norte y de 54.68%-65.95% para la Planta Oriente
 - S_I oscila entre 6.14%-25.14% para la planta Norte y de 15.41%-25.43% para la Planta Oriente
 - S_S oscila entre 12.85-46.53% para la Planta Norte y de 10.45%-28.12 para la Planta Oriente
- ◆ El coeficiente Y_H para la Planta Norte es de 0.638 g de DQO de células formadas / g de DQO oxidado y para la planta Oriente de 0.604 g de DQO de células formadas / g de DQO oxidado

6. BIBLIOGRAFÍA

1. <http://www.wrc.org.za>
2. http://vulcano.lasalle.edu.co/~docencia/IngAmbiental/AR_Trat_secundarios.htm (lodos activados)
3. http://www.eppm.com/epmcom/contenido/acercade/infraestructura/aguas/saneamiento_med/plretiro_lodosactiv.htm (lodos activados)
- <http://www.geocities.com/jdelosri/procesos.htm> (lodos activados)
4. DE GALEANA MINGOT, Tomás, pequeño Larousse en color, México D.F., 1976, Ed. Larousse, pag. 665-666.
5. Ruiz, I., et. al., "El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica, Universidad de Coruña, Facultad de Ciencias, Campus de Zapateira S/N, 15071 A Coruña.
6. Metcalf-eddy (GEORGE TCHOBANOGLOUS), "Ingeniería Sanitaria; Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales", 2da. Edición, Colombia, 1994, Ed. Labor, S.A.
7. Secretaria de Economía DGN, "NMX-AA-028-SCFI, Análisis de agua - Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas - Método de prueba (CANCELA A LA NMX-AA-028-1981)
8. T. H. Y. Tebbutt, "Fundamentos de Control de la Calidad del Agua", México, 1994, Editorial Limusa
9. Orhon D. , et. al., "Characterisation and biodegradation of settleable organica matter for domestic wastewater", 2002, Istambul Turkey, ISSN 0378-4738=Water SA vol. 28 No. 3
10. APHA, AWWA y WPCF, "Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales", Madrid, 1992, Editorial Diaz de Santos, S.A.
11. Galisteo M, et. al., "AIDIS: Tratabilidad Eróbica de Efluentes de Curtiembre en la Etapa de Terminación ", Miami, Florida, 2004, Editorial AIDIS-USA
12. CNA (2004), Inventario Nacional 2004 (www.cna.gob.mx)
13. Roeveld, P. J. y M.C.M. Loosdrecht, "Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands, Holanda, 2002, Water Science an Technology, Vol. 45 No. 6 pp 77-87.

14. Boursier, H. et. al., "Activated Sludge Model No. 1 calibration for piggery wastewater treatment using respirometry", France, 2004, Water Science and Technology, Vol. 49 No. 5-6 pp 389-396.
15. What's Wrong with DBO, www.activatedsludge.info
16. Cutrera, G. et. al., "On the determination of the Kinetic parameters for the BOD test", Argentina, 1999, Mar de Plata, ISSN 0378-4738 = Water SA Vol. 25 No. 3 (<http://www.wrc.org.za>)
17. Harris, D. C., Análisis Químico Cuantitativo, 2da. Edición, Ed, Reverte, Capítulo 16
18. Fall C. y R. Chávez Romero, "El Modelo ASM1 de lodos activados", Centro Interamericano de Recursos del Agua, Fac. de Ingeniería, UAEM.
19. Chávez, Romero, R., "Estudio Respirométrico de los componentes, Parámetros cinéticos y estequiométricos del modelo de lodos activados (ASM1) en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales de Toluca", 2005, Facultad de Ingeniería-UAEM.
20. Ertola R., et. al., "Tratamiento de Efluentes- Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico de la OEA", Capítulo 10. (www.biología.edu.ar/microind/pagina_nueva_1.htm)
21. Standard Methods refers to Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, "Caracterización de aguas residuales para la evaluación del retiro biológico del fósforo, Fraccionamiento de las aguas residuales", 20va. Ed., American Public Health Association, Science Traveller International.
22. The official Internet site for the Wisconsin Department of Natural Resources (WISCONSIN), "A simple approach to Influent COD fractionation", 2005, Madison, Wisconsin 53707-7921.608.266.2621 (www.dnr.wi.gov)
23. Taru P, et. al., "Modeling biological phosphorus removal in activated sludge systems"- The case of Crowborough Sewage Treatment Works, 2001-2005, Harare, Zimbabwe.
24. Jeppson U., et. al., "A general description of the IAWQ Activated Sludge Model No. 1", Dept of industrial Electrical Engineering and Automation Lund Institute of Technology Lund, Sweden.
25. Nowak o, et. al., "Degradación of Particulate organic matter – a comparison of different model concepts", 1999, Great Britain, Wien. Sci. Tech. Vol. 39 no. 1 pp 119-137
26. Rivas A., et. al., "Application of mathematical tools to improve the design and operation of activated sludge plants- Case study: the new WWTP of Galindo-Bilbao, Part I: Optimum design", 2001, Spain, Water Science Technology Vol 43 No. 7 pp157-165.

- 27."Demanda biológica de Oxígeno", Capítulo 18 (www.udistrital.edu.com/comunidad/grupos/fluorescencia/capitulos_fluorescencia/calaguas_cap18.pdf)
28. Pertersen B., et. al., " A comprehensive model calibration procedure for ASM1" (<http://biomath.ugent.be/~peter/ftp/pvr319.pdf>)
29. Andreottola G., et. al., "Método respirométrico para o monitoramento de processos biológicos- Respirometric method for the monitoring of biological proceses", 2005, Brazil, Eng. Sanit. Ambient. vol.10 no.1(esa@abes-dn.org.br)
30. Arslan A. y S. Ayberk, "Characterisation and biological treatability of "Izmit industrial and domestic wastewater treatment plant" wastewater", 2003, Turkey, ISSN 0378-4738-Water S.A. Vol. 29 No.4 (www.wrc.org.za)
31. Baetens D., et. al., "Seminar on Wastewater and biomass characterization ", 1997, Bologna, Italy.
32. Bolmstedt J, "Dynamic modelling of an activated sludge process at a pulp and paper mill- Master thesis" , 2000.
33. Bolmstedt J, "Dynamic modelling of an activated sludge process at a pulp and paper mill" , 2000, Lund Institute of Tecnology, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation.
34. Secretaria de Economía (DGN), "NMX-AA-012-SCFI-2001-ANÁLISIS DE AGUA- DETERMINACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS-MÉTODO DE PRUEBA (CANCELA A LA NMX-AA-012-1980)".
35. Secretaria de Economía (DGN), "NMX-AA-093-SCFI-2000-ANÁLISIS DE AGUA - DETERMINACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD ELECTROLÍTICA - MÉTODO DE PRUEBA (CANCELA A LA NMX-AA-093-1984)".
- 36.Contreras E.M., "I-128 - Un método alternativo para la determinación de biomasa en cultivos puros y sistemas de barros activados" Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecnología de Alimentos (CIDCA). CONICET - Fac. Ciencias Exactas. Universidad Nacional de La Plata. 47 y 116 (1900) La Plata. Argentina (nbertola@volta.ing.unlp.edu.ar)
37. Ciner F. y M.Sarioglu, "Determination of inert Chemical Oxygen Demand (COD) fractions of cumhuriyet university wastewater", 2006, Glibal Nest Journal, Vol 18, No. 1, pp 31-36. (www.fciner@cumhuriyet.edu.tr)

38. Buckley C. A. y Ms. V. Naidoo, "Municipal Wastewater Characterisation: Application of denitrification batch tests", 1999, Final Report to the Water Research Commission for Project No. K5/820.
39. Secretaria de Economía (DGN), "NMX-008-SCFI-200-ANÁLISIS DE AGUA - DETERMINACIÓN DEL pH - MÉTODO DE PRUEBA (CANCELA A LA NMX-AA-008-1980)".
40. Hach company, "Procedures manual: DR/2000Apectrophotometer, 1988, USA
41. Jeppson, U. et. al., "A General Description of the IAWQ Activated Sludge Model No. 1" (www.iea.lth.se/sbr/iawq/iawq.pdf).
42. Harmand, J., "Modelación y problemas matemáticos para la descontaminación biológica" (www.cmm.uchile.cl/renewres/workshop04/workshop/trad.pdf).

ANEXOS

Anexo A

1 Plantas tratadoras de aguas residuales municipales del Estado de México

De acuerdo con los reportes de la Comisión Nacional del Agua, en el Estado de México operan el total de las plantas de tratamiento instaladas y es la entidad federativa con el segundo gasto de operación total más grande. En el municipio de Toluca, perteneciente a dicha entidad federativa se localizan 2 macroplantas, “Toluca Norte” y “Toluca Oriente”, con gastos de operación de 1.25 m³/s cada una. Otras plantas ubicadas en el Estado de México son: “Lago de Texcoco” en Chimalhuacan, con un gasto de 0.780 m³/s; “Termoeléctrica Valle de México” con un gasto de 0.440 m³/s y “Papelera San Cristóbal” con un gasto de 0.220 m³/s, ambas en Ecatepec. (CNA, 2001).

1.1 Planta Toluca Norte

La Planta de tratamiento de aguas residuales municipales “Toluca Norte” fue contruida por el Gobierno del Estado de México entrando en operación desde Noviembre de 1994 con una capacidad inicial de tratamiento de 1250l/s, con vistas de ampliación en dicha capacidad de 2000l/s de acuerdo con el crecimiento tanto poblacional como de la misma área metropolitana.

Dicha planta se encuentra ubicada al margen derecho del río Verdiguier dentro de la región conocida como Rancho San Blass.

Para conducir las aguas residuales hasta la planta y sanear su zona de influencia, hubo la necesidad de construir el colector Toluca Norte de 9.47km de longitud.

El proceso aplicado para el tratamiento del agua residual urbana en esta planta es de tipo combinado, cuya variante de filtros roceadores-tanques de contacto sólidos tiene la ventaja de obtener efluentes de excelente calidad con bajos consumos de energía.

El proceso de tratamiento incluye:

- el Pretratamiento de agua residual que permite suprimir el uso de sedimentadores primarios
- paso través de rejillas de desbaste grueso y de cribas finas de limpieza mecánica con lo el agua residual queda libre de sólidos mayores de 6mm
- paso por desarenadores y después de un cárcamo de bombeo, donde se envía a filtros rociadores empacados con medio plástico;
- de ahí, la materia orgánica mediante procesos físicos y químicos se transforma en sólidos suspendidos (microorganismos y compuestos contaminantes insolubles) bióxido de carbono y agua.
- Posteriormente la materia se adhiere al medio plástico, donde se desprende en camino a través del filtro roceador.
- La mezcla se conduce a tanques de contacto de sólido, donde se aplica aire por difusión, lo cual permite la floculación de los sólidos suspendidos.
- El cultivo biológico que se sedimenta, se extrae y recircula a través de los tanques de contacto de sólidos.
- El agua clarificada se conduce al tanque de contacto de cloro para su desinfección.

1.2 Planta Toluca oriente

La planta de tratamiento de aguas residuales municipales “Toluca Oriente” fue construida por el Gobierno del Estado de México en noviembre de 1994, con el propósito de apoyar el saneamiento de las aguas del Río Lerma, con una capacidad inicial de tratamiento de 1000l/s con vistas de ampliación de dicha capacidad de acuerdo con el crecimiento poblacional del área.

Dicha planta se encuentra ubicada en el poblado de San Pedro Totoltepec perteneciente al municipio de Toluca, México en el km. 6.5 a lado derecho del camino de operación del río Lerma, en la calles Emiliano Zapata S/N, en la colonia constitución.

El proceso aplicado para el tratamiento del agua residual urbana en esta planta es el de lodos activados convencionales.

El esquema no. muestra el proceso general de tratamiento que se aplica en la Planta Toluca Oriente.

Anexo B

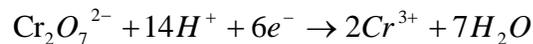
1. Demanda Química de Oxígeno (DQO) a reflujo cerrado (Método de Hach)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es la cantidad de O_2 en mg/l consumido en la oxidación de las sustancias reductoras que están presentes en un agua.

Gran número de contaminantes se pueden oxidar en caliente con agentes químicos, como el dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$), lo que ha permitido establecerlo como un método analítico de gran utilidad para la determinación de materia orgánica para la evaluación de la calidad del agua.

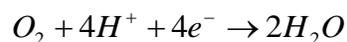
En términos de dicha prueba, la DQO es definida como la cantidad de O_2 químicamente equivalente al $Cr_2O_7^{2-}$ consumido en dicha reacción química.

Semirreacción para el dicromato:



con un cambio de coloración de naranja (en estado oxidado) a verde (reducido) del cromo

Semireacción para el oxígeno



por lo tanto, al realizar el balance de la reacción, se deduce que el consumo de 1 mol de $Cr_2O_7^{2-}$ en la oxidación es equivalente al consumo de 1.5 mol de O_2 .

La DQO es utilizada para estimar la DBO en residuos demasiado tóxicos que impiden el poder llevar a cabo la realización de esta última, La DQO es, habitualmente más alta que la DBO, variando la cantidad según el tipo de agua.

En la Norma Mexicana (NMX-AA-30-SFCI-2001 y en APHA, AWWA y WPCF, se describen dos métodos para la determinación de la DQO con dicromato:

- ◆ Método de reflujo abierto
- ◆ Método de reflujo cerrado

1.1 Método de reflujo cerrado

Es un método más económico en comparación con el método de reflujo abierto debido a que utiliza menor cantidad de muestras y por consiguiente menor cantidad de reactivo a pesar de requerir una mayor homogeneización de las muestras que contienen sólidos suspendidos para obtener resultados reproducibles.

Mediante dicho método se puede aplicar directamente una muestra de agua residual en tubos de calidad espectrofotométrica, que contienen el volumen requerido de la solución de digestión (dicromato de potasio, ácido sulfúrico y sulfato mercúrico). El sulfato mercúrico elimina la interferencia por cloruros hasta por 2000 mg/L.

La marca Hach proporciona dichos tubos para determinar DQO en diferentes rangos (0-150, 0-1,500 y 0-15,000 mg DQO / L), así como el digestor y el espectrofotómetro para llevar a cabo dicha determinación.

El manual de procedimientos del espectrofotómetro (DR/2000) de la Compañía Hach (1998) señala que utilizando soluciones estándar de biftalato de potasio de 100mg DQO / L y 500mg DQO / L, un analista obtiene una desviación estándar de +/-2.7mg DQO / L en rangos de 0-150 y de +/-18mg DQO / L en rangos de 0-1,500 mg DQO / L.

1.1.1 Fundamento de la prueba

Dicha prueba se basa en la reacción de la materia orgánica reductora contenida en una muestra de agua con un oxidante energético, como es el dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), en medio ácido (H_2SO_4) con un catalizador de plata (Ag^+). La determinación de la cantidad de dicromato consumida en este proceso debida a que los compuestos orgánicos oxidables reducen el dicromato (Cr (IV)) a ión crómico (Cr(III)) se lleva a cabo por colorimetría a longitudes de onda de 420nm (región visible) y 620 (región ultravioleta), ya

que el dicromato (de coloración naranja) absorbe en longitudes de onda de 420, mientras que el ión crómico absorbe a 620nm)

Anexo C

1. Importancia y medición de Oxígeno disuelto

Todo organismo necesita del oxígeno, en una u otra forma, para mantener su proceso metabólico, del cual obtienen la energía necesaria para su crecimiento y reproducción.

El oxígeno esta clasificado como un gas poco soluble, y como no reacciona químicamente con el agua, su solubilidad está en función de sus presiones parciales de vapor saturado y de la temperatura a la cual se encuentra el agua. En general existen tres factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua natural, y son: la presión atmosférica, temperatura y la salinidad o el contenido de sólidos disueltos.

La solubilidad del oxígeno atmosférico en agua dulce varía desde 1.46mg/l a 0°C hasta 7mg/l a 36°C, bajo una atmósfera de presión. Este es un factor muy importante, pues la oxidación biológica aumenta con la temperatura y por consiguiente la demanda de oxígeno; por otra parte, en condiciones de alta temperatura, el oxígeno es menos soluble. Debido a estas razones, la mayoría de las condiciones críticas relacionadas con la deficiencia de oxígeno disuelto ocurren durante los meses de verano, cuando la temperatura es alta.

Por esta razón se debe considerar un nivel de 8mg/l de oxígeno disuelto como mínimo durante las épocas críticas.

La solubilidad de oxígeno atmosférico varía directamente con la presión atmosférica a cualquier temperatura y sigue el comportamiento de los gases ideales.

Esta es una consideración muy importante en lugares de mucha altura, como lo es la Ciudad de México.

La baja solubilidad del oxígeno en agua es el factor principal que limita la capacidad de autopurificación de las aguas naturales; de ahí la necesidad que existe en dar tratamiento a los desechos líquidos; tanto domésticos como industriales.

1.1 Determinación del oxígeno disuelto por el Método de Winkler

Este método tuvo sus orígenes en 1888 y sigue siendo el método más utilizado en el Laboratorio, debido a su exactitud, maniabilidad y costo. Este método se basa en reacciones de oxido-reducción.

11.1 Principio.

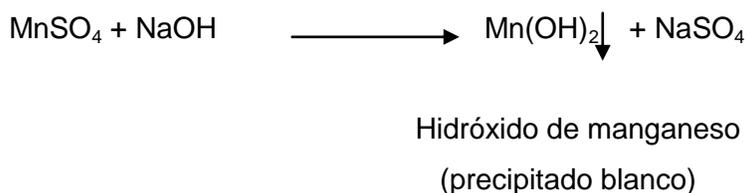
Este análisis se basa en la adición de una solución divalente de manganeso, seguida de una fuerte alcalinización. El oxígeno disuelto presente en la muestra oxida rápidamente una cantidad equivalente del hidróxido de manganeso disperso pasando a hidróxidos en estados de valencia mayores, formando un precipitado café. En presencia de iones yoduro y seguido de una acidificación, el manganeso oxidado revierte al estado divalente con la liberación del yodo, en una cantidad equivalente al contenido original de oxígeno disuelto en la muestra. El yodo se titula con una solución valorada de tiosulfato de sodio, usando almidón como indicador. La modificación al método consiste en la adición de azida de sodio que elimina las interferencias provocadas por los nitritos y se recomienda cuando estos se encuentran en concentraciones mayores a 50mg/l.

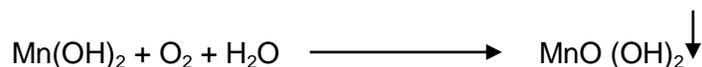
1.1.1.2 Procedimiento

Para fijar el oxígeno se adiciona, al la botella de DBO conteniendo la muestra, 2 mL de Sulfato Manganeso ($MnSO_4$) con una pipeta graduada, cuidando que la punta de la misma penetre aproximadamente 0.5cm en el seno del agua.

A continuación se agregan 2ml del reactivo alcali-yoduro, que es una solución de Hidróxido de Sodio (NaOH) y yoduro de sodio (NaI). Al hacer esta adición se forma un precipitado café si hay oxígeno disuelto; en el caso contrario el precipitado será blanco.

Las reacciones que se llevan a cabo hasta este paso son las siguientes:



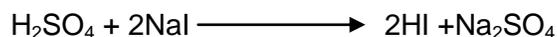
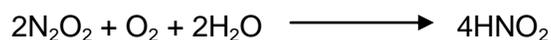


Una vez agregado el alcali-yoduro, se tapa la botella de DBO rápidamente y se agita vigorosamente durante 30 segundos, después de lo cual se deja sedimentar el precipitado. Finalmente se adicionan 2 ml de Ácido Sulfúrico concentrado (H_2SO_4) y se agita hasta la total disolución del precipitado. Con esto el oxígeno disuelto queda fijado.

Las reacciones que se llevan a cabo son las siguientes:



Debido a la presencia de agentes oxidantes o reductores, iones nitrato, iones ferrosos y materia orgánica se tienen interferencias en los resultados, principalmente por los compuestos nitrogenados de la siguiente forma:



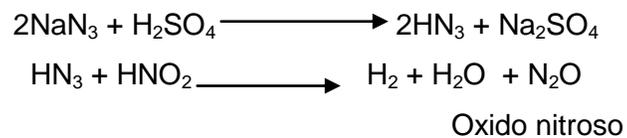
entonces,



esta liberación de yodo nos altera el valor, dándonos resultados falsos.

Por lo anterior, se ha hecho una modificación al método original de Winkler consistente en la adición de azida de Sodio (NaN_3) al reactivo alcali yoduro, para formar el alcali-yoduro-nitrato.

La azida nos impide las interferencias de los compuestos nitrogenados de la siguiente forma:



La titulación se efectúa con tiosulfato de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) 0.025, usando una solución de almidón como indicador.

Anexo D

1. Cinética de reacción de la DBO

Por razones de tipo práctico la cinética de reacción de la DBO de una agua residual se formula de acuerdo con una reacción de primer orden expresándose como:

$$\frac{dL_t}{dt} = -K' L_t$$

donde :

L_T = cantidad de DBO de la primera fase que queda en el agua en el tiempo t .

La ecuación se puede integrar de la siguiente forma:

$$\ln L_t \int_0^t = -K' t$$

$$\frac{L_t}{L} = e^{-K't} = 10^{-Kt}$$

donde:

L = DBO remanente en el tiempo $t = 0$, es decir, es la DBO total o última de la primera fase inicialmente presente. Dicha DBO se puede expresar también simbólicamente como DBO_L .

La relación entre K' y K , se expresa como:

$$K = \frac{K'}{2.303}$$

La cantidad de DBO remanente en el tiempo t es igual a

$$L_t = L(1 - 10^{-Kt})$$

luego entonces, y , que es la cantidad de DBO ejercida en el tiempo t , es igual a

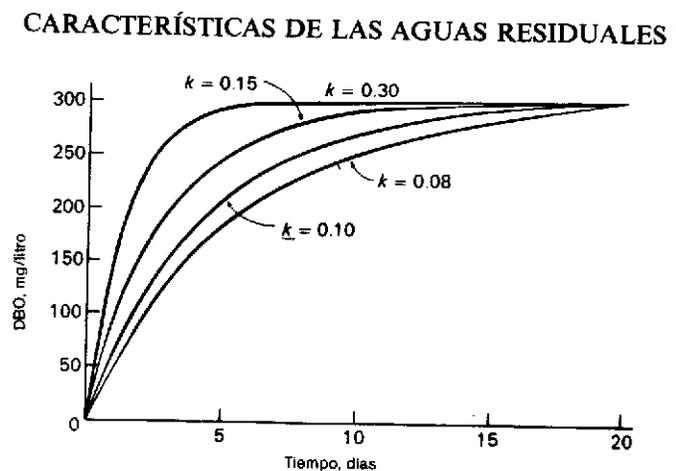
$$y = L - L_t = L(1 - 10^{-Kt})$$

por lo que la DBO de 5 días se puede representar como

$$y_5 = L - L_5 = L(1 - 10^{-Kt})$$

El valor de K varía de acuerdo al tipo de residuo evaluado, pudiéndose encontrar valores que van desde 0.05días^{-1} hasta valores mayores de 0.3días^{-1} evaluados en pruebas de DBO a 20°C .

Para la DBO ultima, la absorción de oxígeno variará con el tiempo y los distintos valores de K como se muestra en la siguiente figura:



durante la hidrólisis de las proteínas se produce materia no carbonosa, tal como el amoníaco. Algunas bacterias autótrofas son capaces de utilizar oxígeno para oxidar el amoníaco a nitritos y nitratos. La demanda de oxígeno por las materias nitrogenadas causada por las bacterias autótrofas se conoce como la segunda fase de la DBO. A 20°C la velocidad de producción de bacterias nitrificantes es muy lenta. Normalmente han de pasar de 6-10 días para que alcancen números significativos y ejerzan una demanda de

oxígeno medible. La interferencia causada por su presencia puede eliminarse mediante un pretratamiento (pasteurización, cloración y tratamiento ácido) de la muestra o con el uso de agentes inhibidores(azul de metileno, tiourea y aliltiourea, 2 cloro-6-triclorometil piridina y N-Hib).

El valor de K es necesario si se tiene que usar la DBO5 para obtener el de la DBO a los 20 días o última. Existen varios métodos reportados en la literatura a partir de los cuales se puede determinar K y L a partir de una serie de pruebas de DBO, entre los que se puede mencionar al Método de mínimos cuadrados, Método de momentos, Método de Thomas, Método de diferencias logarítmicas entre otros [bibliografía #?].

Anexo E

1. Método de mínimos cuadrados

Supone ajustar una curva a través de un conjunto de puntos procedentes de datos, de manera que la suma de los cuadrados de los residuales (la diferencia entre el valor observado y el valor de la curva ajustada) tenga un valor mínimo.

Para una serie de medidas de DBO a lo largo del tiempo sobre la misma muestra, la siguiente ecuación es válida para cada uno de los n puntos distintos:

$$\frac{dy}{dt} \Big|_{t=n} = K'(L - y_n)$$

donde K' y L son desconocidos. Si se supone que dy/dt representa el valor de la pendiente de la curva que debe ajustarse mediante todos los puntos, para un valor dado de K' y L , debido al error experimental los dos miembros de la ecuación anterior no son iguales sino que difieren entre sí en una cantidad R . Por lo que

$$R = K'(L - y) - \frac{dy}{dt}$$

simplificando y utilizando y' en vez de $\frac{dy}{dt}$ se obtiene

$$R = K'L - K'y - y'$$

luego, sustituyendo $K'L$ por a y K' por $-b$, queda:

$$R = a + by - y'$$

luego entonces, si la suma de los cuadrados de los residuales R tiene que ser mínimo, las siguientes expresiones se deben cumplir

$$\frac{\partial}{\partial a} \sum R^2 = \sum 2R \frac{\partial R}{\partial a} = 0$$

$$\frac{\partial}{\partial b} \sum R^2 = \sum 2R \frac{\partial R}{\partial b} = 0$$

si las operaciones indicadas en las ecuaciones anteriores se llevan a cabo utilizando el valor de R anteriormente definido se obtiene:

$$na + b \sum y - \sum y' = 0$$

$$a \sum y + b \sum y^2 - \sum yy' = 0$$

donde:

n = número de puntos procedentes de los datos

K' = -b (base e)

L = -a/b

Anexo F

Tabla 21. Valores de DBO_{Ultima} y $DBOb$ a partir de $K = 0.397días^{-1}$ y DBO_5 de la Planta Toluca Norte

Muestra	Hora De recolección	DBO_{Ultima} (mg/L)	$DQOb$ (mg/L)
1	9:00-11:00	420.168	494.315
2	11:30-1:00	223.816	263.313
3	13:30-15:00	194.612	228.955
4	15:30-17:00	184.722	217.320
5	17:30-19:00	238.279	280.328
6	19:30-21:00	175.000	205.882
7	21:30-23:00	268.531	315.919
8	23:30-1:00	58.417	68.726
9	1:30-3:00	328.927	386.973
10	3:30-5:00	359.934	423.452
11	5:30-7:00	466.200	548.471
12	7:30-9:00	116.960	137.600
Compuesta	9:00:9:00	307.7180	362.021

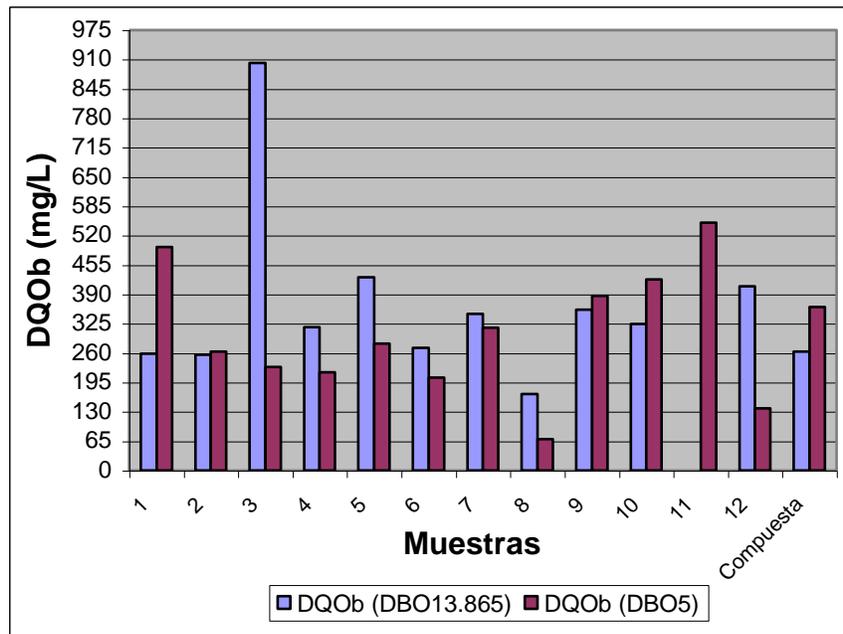
Tabla 22. Valores de DBO_{Ultima} y $DQOb$ a partir de $K = 0.346días^{-1}$ y DBO_5 de la Planta Toluca Oriente.

Muestra	Hora De recolección	DBO_{Ultima} (mg/L)	$DBOb$ (mg/L)
1	10:00-11:00	264.019	310.610
2	12:00-13:00	288.171	339.025
3	14:00-15:00	330.145	388.406
4	16:00-17:00	294.755	346.771
5	18:00-19:00	325.822	383.320
6	20:00-21:00	326.263	383.839
7	22:00-23:00	307.686	361.983
8	24:00-1:00	323.412	380.485
9	2:00-3:00	318.427	374.621
10	4:00-5:00	352.235	414.394
11	9:00-10:00	275.957	324.656
Compuesta	10:00-11:00	226.754	250.843

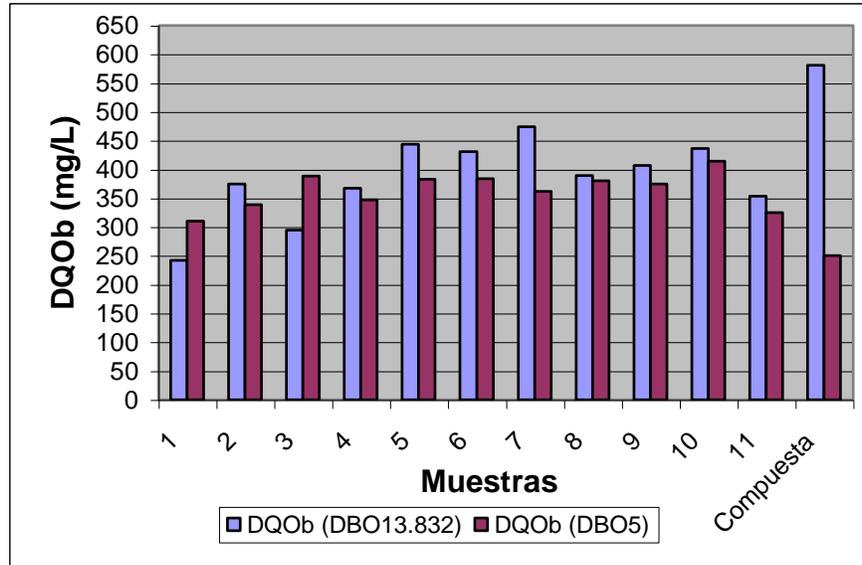
Anexo G

Se puede observar en las gráficas 1 y 2 que la variación de las fracciones de las muestras individuales de la Planta Norte y Oriente calculadas por ambos métodos es significativa, dicha aseveración se fundamenta en el análisis estadístico realizado y mostrado en la tabla 1 y 2.

Grafica 1. DQOb de las muestras de la Planta Toluca Norte calculada a partir de $DBO_{13.865}$ y DBO_5



Gráfica 2. Comparación de DQOb obtenida a partir de $DBO_{13.865}$ y a partir de una DBO_5 (Planta Toluca Oriente)



El análisis estadístico de la DQOb de la Planta Norte muestra que existe una variación importante en el cálculo de dicho parámetro en cada una de las muestras individuales a partir de una DBO_5 y de una $DBO_{13.865}$ como se puede observar en la tabla 1 y con una variación global del 16.85%. En el caso de la Planta Oriente se presenta una menor variación en la comparación de muestras individuales (tabla 2) y al igual que de manera global (8.386%), en comparación con la variación de la Planta Norte.

Tabla 1. Análisis estadístico de valores de muestras individuales de DQOb de la Planta Norte calculados a partir de DBO_5 y $DBO_{13.865}$

Muestra	Media	DE	C.V. (%)
1	376.174	167.075	44.41
2	259.817	4.943	1.90
3	565.821	476.401	84.19
4	267.107	70.410	26.36
5	353.946	104.111	29.41
6	238.373	45.949	19.27
7	331.412	21.911	6.61
8	118.979	71.068	59.73
9	371.515	21.860	5.88
10	373.961	69.990	18.71
11	ND	ND	ND
12	272.770	191.160	70.08

Compuesta	312.816	69.586	22.24
------------------	---------	--------	-------

Tabla 2. Análisis estadístico de valores de muestras individuales de DQOb de la Planta Oriente calculados a partir de DBO_5 y $DBO_{13,865}$

Muestra	Media	DE	C.V. (%)
1	276.188	48.679	17.62
2	356.935	25.329	7.09
3	341.547	66.268	19.40
4	357.022	14.497	4.06
5	413.349	42.468	10.27
6	407.559	33.545	8.23
7	418.168	79.458	19.00
8	384.912	6.260	1.62
9	391.009	23.176	5.92
10	425.396	15.559	3.65
11	339.238	20.622	6.07
Compuesta	416.107	233.719	56.16