



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
FACULTAD DE INGENIERÍA
CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA



**“EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE LAS CONSTANTES
 μ_{Hmax} y b_H DEL MODELO ASM1 Y PADRÓN DE
FRACCIONAMIENTO DE LA DQO EN UNA PTAR INDUSTRIAL”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

PRESENTA:
ERICKA LIZETH MILLÁN LAGUNAS

DIRECTOR DE TESIS:
DR. CHEIKH FALL

TOLUCA, MÉXICO

DICIEMBRE DE 2007

DEDICATORIA

A Dios, quien me dio la sabiduría y me puso en el camino a las personas indicadas que me apoyaron en la realización de la tesis.

A mi familia:

Paco por ser mi amor y motivación en todo momento.

Hilda y Miguel Ángel por su amor y apoyo que me han brindado toda la vida.

Lupita y Francisco con cariño y agradecimiento.

Karen, Miguel Ángel, Michael Mc y Ángel David por las hermosas vivencias.

Mili y Mony por su amor, compañía y apoyo incondicional.

Toñita y Rubén por su cariño y consejos.

Lupita, por su cariño, apoyo y enseñanzas.

Araceli, Car, Toñita, Emma, Normita y Maru por su cariño y buen ejemplo que han sido en mi vida.

Beto, Rubén, Miguel Ángel y Mane por su cariño y consejos.

Primos y sobrinos por cada una de las experiencias que hemos pasado juntos.

A mis amigos, por su amistad sincera y perdurable.

AGRADECIMIENTOS

Al **Dr. Cheikh Fall** por transmitirme los conocimientos, brindarme el tiempo y tenerme paciencia durante la elaboración de la tesis.

A los miembros del **Jurado** por enriquecer el presente trabajo con sus observaciones.

A todos **mis maestros** quienes con sus enseñanzas contribuyeron a mi formación.

A la **M. en C. Guadalupe Vázquez Mejía**, la **M. en C. Guadalupe Fonseca Montes de Oca** y la **I.Q. Ana Elisa Alcántara Valladolid** por sus asesorías durante la etapa experimental de este trabajo.

A la **Dra. Thelma Pavón Silva** y al **M. en C. Víctor Pacheco Salazar** por contemplar el presente estudio como parte complementaria de la investigación (tesis doctoral) del M. en C. Pacheco que se realiza en la misma planta.

A la **Secretaría de Investigación de Estudios Avanzados de la UAEM** por el apoyo financiero otorgado a través del proyecto No. 2004/2005.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología** por la beca económica otorgada durante mis estudios.

Al **Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología** por la beca económica otorgada para la realización de la tesis.

A **todos** los que hicieron posible la realización de la tesis

RESUMEN

En materia de tratamiento de aguas residuales, las tendencias actuales dirigen su atención a modelos mecanísticos para la simulación dinámica de las plantas, lo que permite una mayor exactitud en las predicciones y diseño y, vuelve obsoleta una buena parte de las simplificaciones e imprecisiones de los métodos anteriores. El presente estudio, el cual tiene lugar dentro de éste contexto, precisa su atención en el Modelo de Lodos Activados No. 1 (ASM1).

Antes de poder utilizar el modelo ASM1 para simular una planta de tratamiento existente o en proyecto, se necesita realizar estudios para caracterizar las aguas residuales según un nuevo esquema diferente del tradicional y hallar las nuevas constantes cinéticas del mismo modelo. Existen ciertos estudios relacionados con el efecto de la temperatura sobre las constantes cinéticas del proceso de lodos activados, sin embargo, son muy escasos y la mayoría se han desarrollado en países de clima frío.

La presente investigación se realizó en una PTAR que sirve a 138 empresas de un parque industrial de la Zona Conurbada de Toluca. Debido a la naturaleza de las aguas recibidas por la planta, el proceso ha mostrado en el pasado varias limitaciones y problemas de operación (DQO residual alta, aparición de bacterias filamentosas, etc.). Típicamente la PTAR registra una DQO promedio del orden de 3000 mg/L y un rango de temperatura de 28 a 32°C.

El objetivo de la investigación fue obtener los factores de corrección de temperatura de los coeficientes cinéticos (μ_{Hmax} y b_H) del ASM1; así como el padrón de fraccionamiento de la DQO para la PTAR industrial en estudio. Por razones que se explicarán en lo posterior, no se pudo estimar μ_{Hmax} , la información disponible fue solo concerniente al coeficiente k_h (hidrólisis).

Los métodos utilizados en la determinación de constantes cinéticas, parámetros y componentes fueron fisicoquímicos y respirométricos. En el caso de b_H se aplicó el método sugerido por Ekama *et al.* (1986), para Y_H y S_I el reportado por Henze *et al.* (2000), para S_S el citado por Ubay Çokgör *et al.* (1998) y para el fraccionamiento de la DQO el mencionado por Roeleveld y Loosdrecht (2002, protocolo STOWA). El coeficiente de corrección de temperatura se evaluó con la ecuación de van't Hoff-Arrhenius. La tasa máxima específica de la hidrólisis (k_h) se determinó mediante simulación con el programa AQUASIM. Adicionalmente, se realizaron pruebas complementarias en "batch" para reproducir en el laboratorio el proceso de degradación de la materia orgánica como ocurre en la planta.

Los análisis efectuados en el estudio respecto a pH, conductividad, DQO, DBO_5 , $N-NH_3$, N total, P total y COT, dieron como resultados promedio 8.0, 5459 $\mu S/cm$, 2503 mg/L, 568 mg/L, 48 mg/L, 87 mg/L, 10 mg/L y 1279 mg/L respectivamente. La relación $DBO_5/DQO_{tot,inf}$ obtenida fue de 0.24, la relación $DQO_{sol,45}/DQO_{tot,inf}$ de 0.86 y el balance de nutrientes $DBO_5/N/P$ de 100/15/2.

Las propiedades particulares del agua residual, principalmente su alta conductividad y contenido de sustancias no identificadas que posiblemente perturbaron las lecturas de las sondas de O.D., son factores que ocasionaron dificultades en la ejecución de las pruebas de respirometría. Para resolver dichas dificultades, fue necesario modificar algunos de los procedimientos de las pruebas (lavado del licor mixto antes de su uso como siembra y dilución del agua residual con agua destilada).

Se resaltan tres características particulares del agua en estudio: 1) la fracción fácilmente biodegradable (S_S) es casi inexistente; 2) la fracción lentamente biodegradable se presenta en forma soluble (S_H), en lugar de particulada ($X'_S=0$) y 3) la DQO total del agua residual proviene principalmente (86%) de su contraparte soluble. Por lo anterior, fue necesario adoptar un modelo de fraccionamiento de la DQO del influente, el cual es diferente del que se suele usar en el ASM1 y contempla la forma soluble de la fracción lentamente biodegradable (S_H). El fraccionamiento de

la DQO mostró el siguiente padrón: 0.6% de S_S , 39.4% de S_I , 37% de S_H , 0% de X'_S y 23% de X_I .

El método fisicoquímico de caracterización de la STOWA sobreestimó de 40 a 60 veces la fracción S_S de respirometría, debido a que el método contempla una hipótesis no aplicable al agua de estudio, la cual se basa en considerar toda la fracción soluble biodegradable como S_S , sin diferenciar la parte correspondiente a S_H .

Y_H resultó en promedio de 0.52 (C.V.=40.6%), b_H a 20°C fue de 0.12 d⁻¹, θb_H resultó de 1.107 (20 a 32°C). Con la técnica de análisis de sensibilidad de AQUASIM, se demostró que los datos no contenían información para estimar μ_{Hmax} debido a la baja concentración de S_S en las aguas. La hidrólisis de S_H resultó ser la etapa limitante y se demostró que sólo k_h y posiblemente K_X eran identificables en estas condiciones, los demás parámetros no. La tasa máxima específica de la hidrólisis, k_h se estimó de 3.81 d⁻¹ y su coeficiente de corrección de temperatura, θk_h de 1.098 (20-32°C).

Las pruebas "batch" de degradación del agua residual industrial en el laboratorio indicaron que: 8 horas son suficientes para que la DQO soluble biodegradable se agote a 28 y 32°C, que la cinética de degradación es de orden dos y que en esta agua residual, siempre se tendrá un remanente de DQO del orden del 50% que es inerte. Bajo este esquema, se podría optimizar (\$) la operación de la PTAR disminuyendo el tiempo de aireación en los reactores e incluyendo, posiblemente (tras estudiarlo), algún selector para abatir las incidencias de bacterias filamentosas. La planta requiere necesariamente de un proceso fisicoquímico adicional en el tren de tratamiento actual para poder reducir el remanente de DQO.

ABSTRACT

Current wastewater treatment plant (WWTP) modeling trends focus on mechanistic modeling for WWTP dynamic simulation, which allows more accurate predictions and designs, likewise, makes the simplifications and imprecisions of previous methods obsolete. The present study concentrates on the Activated Sludge Model N° 1 (ASM1).

Before using ASM1 to design a new WWTP or simulate an old WWTP, it is necessary to perform preliminary studies to characterize wastewater with newer methods instead of traditional methods to find the new kinetic constants. There are few studies related to the temperature effect over kinetics constants on activated sludge, however, most of them were developed on cold weather countries.

Current research was carried out on an activated sludge (AS) WWTP which serves to 138 factories located on an industrial park near Toluca City. The AS process of the WWTP has shown several limitations and operational troubles (high residual COD, filamentous bacteria growth, etc.) due to the nature of the waters collected by the plant.

The main object of the research was to obtain the temperature correction factors for the kinetic coefficients (μ_{Hmax} y b_H) from ASM1; as well as, the COD fraction pattern for the WW studied. Because of reasons explained latter, μ_{Hmax} could not be determined; information obtained in this study was only good to calculate the k_h coefficient (hydrolysis).

The methods used to obtain kinetic constants, parameters and components were physicochemical and respirometric. The method used for b_H was the one suggested by Ekama et al. (1986), for Y_H and S_I the one reported by Henze et al. (2000), for S_S the one quoted by Ubay Çokgör et al. (1998) and for the COD fraction the one cited by Roozeveld and Loosdrecht (2002, STOWA protocol). The temperature correction

coefficient was evaluated via the Van't Hoff-Arrhenius equation. Maximum specific hydrolysis rate (k_h) was determined by simulation with the AQUASIM software. Additionally, complementary batch tests of organic matter degradation were made.

The analysis performed in this study were pH, conductivity, COD, BOD₅, N-NH₃, total N, total P and TOC, which gave average values of: 8.0, 5459 μ S/cm, 2503 mg/L, 568 mg/L, 48 mg/L, 87 mg/L, 10 mg/L y 1279 mg/L respectively. The calculated BOD₅/COD_{tot,inf}, COD_{sol,45}/COD_{tot,inf} nutrient BOD₅/N/P rates were 0.24, 0.86 and 100/15/2, respectively.

Particular WW properties, mainly its high conductivity and unknown content of unidentified substances, were factors that caused serious difficulties during respirometry test. To solve such problems, the test procedures were modified (sludge was washed before its use as seed and WW was diluted with distilled water).

The studied WW presented three characteristic water quality properties: 1) the readily biodegradable fraction (S_S) is almost non-existent; 2) the slowly biodegradable fraction shows in soluble form (S_H) instead of particle formed ($X'_S=0$) and 3) the total COD of wastewater has a soluble fraction of 86%. Because of these WW properties, it was necessary to adopt an influent COD fraction model different from ASM1, which considers the slowly biodegradable fraction in its soluble form (S_H). Influent COD fractionation showed the following pattern: 0.6% of S_S , 39.4% of S_I , 37% of S_H , 0% of X'_S and 23% of X_I .

The physical-chemical STOWA fractionation method overestimated 40 to 60 times the S_S estimated from respirometry tests because the method hypothesis doesn't apply to the studied WW, which considers that all of the soluble biodegradable fraction as S_S , without distinguish the part correspondent to S_H .

Y_H gave an average value of 0.52 (C.V.= 40.6%), b_H at 20°C was 0.12 d⁻¹ and θb_H was 1.107 (20 a 32°C). Using the sensitivity analysis technique from the AQUASIM

software, it was demonstrated that the data obtained didn't contained enough information to estimate μ_{Hmax} due to low concentration of S_s on the wastewater. Hydrolysis of S_H turned out to be in the limit stage and it was proven that k_h and probably K_X were identifiable under this conditions, the rest of the parameters did not. Maximum specific hydrolysis rate, k_h was estimated as 3.81 d^{-1} and its temperature correction coefficient, θ_{k_h} was 1.098 (20-32°C).

Organic degradation batch tests showed that: biodegradation of soluble COD was finished in 8 hours at 28 and 32°C; kinetic degradation of soluble COD is of order two; the studied WW had a residual inert COD of 50% of the total COD. Under this scheme, the WWTP operation could be optimized (\$) by lowering aeration time on the AS reactors and including, probably after pilot test studies, a selector to stop filamentous bacteria growth. The plant requires a tertiary physical-chemical process to be able to lower residual COD.

ÍNDICE

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| Índice de figuras..... | i |
| Índice de tablas | iii |
| | |
| INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| | |
| 1. ANTECEDENTES..... | 4 |
| | |
| 1.1. Plantas de tratamiento de aguas residuales. Situación actual..... | 5 |
| 1.2. Descripción del proceso de lodos activados..... | 8 |
| 1.3. Breve reseña del modelo ASM1..... | 10 |
| 1.4. Efecto de la temperatura en los parámetros del modelo ASM1..... | 12 |
| 1.5. Fraccionamiento de la DQO..... | 14 |
| 1.6. Métodos de determinación de componentes y parámetros del ASM1..... | 15 |
| 1.7. La respirometría en la obtención de parámetros y componentes de ASM1..... | 17 |
| 1.8. Programa de simulación AQUASIM..... | 20 |
| | |
| 2. JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS..... | 24 |
| | |
| 2.1. Justificación..... | 25 |
| 2.2. Hipótesis..... | 26 |
| 2.3. Objetivos..... | 26 |
| 2.3.1. Objetivo general..... | 26 |
| 2.3.2. Objetivos específicos..... | 26 |
| | |
| 3. METODOLOGÍA..... | 27 |
| | |
| 3.1. Plan experimental..... | 28 |
| 3.2. Material y reactivos..... | 30 |
| 3.2.1. Material..... | 30 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.2.2. Reactivos..... | 31 |
| 3.3. Montaje de respirómetro..... | 32 |
| 3.4. Muestreo..... | 33 |
| 3.4.1. Influyente..... | 34 |
| 3.4.2. Efluente..... | 34 |
| 3.4.3. Licor mixto..... | 35 |
| 3.5. Procedimientos..... | 36 |
| 3.5.1. Métodos de caracterización de agua residual y licor mixto..... | 36 |
| 3.5.2. Pruebas “batch” de degradación de materia orgánica..... | 37 |
| 3.5.3. Determinación del coeficiente real de rendimiento heterotrófico, Y_H | 37 |
| 3.5.4. Determinación de las fracciones de la DQO por el método de la STOWA..... | 38 |
| 3.5.5. Determinación de la fracción S_S mediante respirometría..... | 40 |
| 3.5.6. Determinación de la fracción S_I a partir de pruebas “batch”..... | 41 |
| 3.5.7. Determinación de la tasa específica de decaimiento heterotrófico, b_H | 41 |
| 3.5.8. Determinación de la tasa máxima específica de crecimiento heterotrófico, μ_{Hmax} | 42 |
| 3.5.9. Determinación del coeficiente de corrección de temperatura, θ | 43 |
| 3.6. Análisis de datos..... | 44 |
| | |
| 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE PRUEBAS EXPERIMENTALES..... | 46 |
| | |
| 4.1. Características típicas del agua residual industrial..... | 47 |
| 4.1.1. Parámetros fisicoquímicos..... | 47 |
| 4.1.2. DQO total y DQO soluble..... | 49 |
| 4.1.3. Dificultades con el agua residual y medidas para resolverlas..... | 51 |
| 4.2. Composición del licor de mezcla de la siembra de pruebas..... | 52 |
| 4.3. Relaciones F/M..... | 53 |
| 4.3.1. Relaciones F/M empleadas en μ_{Hmax} | 53 |
| 4.3.2. Relaciones F/M empleadas en S_S | 55 |
| 4.4. Pruebas “batch” de degradación de materia orgánica..... | 57 |
| 4.5. Parámetro estequiométrico Y_H..... | 61 |
| 4.6. Fraccionamiento de la DQO..... | 64 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.6.1. Fraccionamiento de la DQO por el método de la STOWA..... | 64 |
| 4.6.2. Fracción S_s mediante respirometría..... | 65 |
| 4.6.3. Fracción S_I a partir de pruebas “batch” de licor sin precondicionar..... | 71 |
| 4.6.4. Fraccionamiento de la DQO a partir de S_s determinada por respirometría y de S_I por método “batch” propuesto por el ASM1..... | 72 |
| 4.6.5. Fracción X_s , estimación aproximada, a partir de la DBO_5 | 74 |
| 4.7. Parámetros cinéticos..... | 79 |
| 4.7.1. Tasa específica de decaimiento de la biomasa heterotrófica, b_H | 79 |
| 4.7.1.1. Coeficiente de corrección de temperatura correspondiente a b_H | 83 |
| 4.7.2. Tasa máxima específica de crecimiento de la biomasa heterotrófica, μ_{Hmax} | 85 |
| 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE SIMULACIÓN..... | 88 |
| 5.1. Presimulación. Evaluación de la identificabilidad estructural..... | 89 |
| 5.1.1. Modelo original..... | 89 |
| 5.1.1.1. Objetivo..... | 89 |
| 5.1.1.2. Metodología..... | 90 |
| 5.1.1.3. Resultados de las simulaciones con el modelo original del ASM1..... | 91 |
| 5.1.1.4. Conclusiones de la simulación con el modelo original del ASM1..... | 95 |
| 5.1.2. Modelo modificado 1 (crecimiento de orden uno y respiración endógena)..... | 96 |
| 5.1.2.1. Planteamiento del problema..... | 96 |
| 5.1.2.2. Posibles simplificaciones al modelo..... | 96 |
| 5.1.2.3. Resultados de las simulaciones con el modelo modificado 1..... | 98 |
| 5.1.2.4. Conclusiones de la simulación con el modelo modificado 1..... | 101 |
| 5.1.3. Modelo modificado 2 (crecimiento de orden uno, respiración endógena e hidrólisis de orden cero respecto a X_s y de orden uno respecto a X_{BH})..... | 102 |
| 5.1.3.1. Objetivo..... | 102 |
| 5.1.3.2. Resultados con el modelo de hidrólisis modificado..... | 102 |
| 5.1.3.3. Conclusiones con el modelo de hidrólisis modificado..... | 103 |
| 5.2. Confirmación de observaciones de presimulación con RM13 a 24°C..... | 103 |
| 5.2.1. Objetivo..... | 103 |

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 5.2.2. Metodología..... | 104 |
| 5.2.3. Resultados de simulación con RM13 a 24°C..... | 105 |
| 5.2.4. Conclusiones de simulación con RM13 a 24°C | 110 |
| 5.3. Estimación de parámetros con las recomendaciones del apartado 5.2.4..... | 111 |
| 5.3.1. Objetivo..... | 111 |
| 5.3.2. Metodología..... | 111 |
| 5.3.3. Resultados de estimación de parámetros..... | 111 |
| 5.3.4. Conclusiones de estimación de parámetros..... | 123 |
| CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES..... | 125 |
| Conclusiones..... | 126 |
| Recomendaciones..... | 129 |
| BIBLIOGRAFÍA..... | 130 |

ANEXOS

Anexo A. Matriz del modelo ASM1

Anexo B. Definición de ecuaciones para obtener parámetros y componentes de ASM1

Anexo C. Modelo de decaimiento endógeno definido por Orhon y Artan (1994)

Anexo D. Volúmenes utilizados en pruebas respirométricas para determinar μ_{Hmax} y S_s

Anexo E. Pruebas “batch” de degradación de materia orgánica

Anexo F. Obtención del orden de la cinética de degradación en “batch”

Anexo G. Cálculo de Y_H

Anexo H. Respirogramas

Anexo I. Cálculo de S_s por respirometría

Anexo J. Cálculo de b_H

Anexo K. Curvas de ajustes de r_{O_2} y sensibilidad de parámetros. Escenario 1

Anexo L. Parámetros estimados en las simulaciones. Escenario 7

Anexo M. Curvas de ajustes de r_{O_2} y sensibilidad de parámetros. Escenario global

Índice de figuras

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1.1. Vista en planta de la PTAR industrial..... | 6 |
| 1.2. Esquema del tren de tratamiento de la PTAR..... | 8 |
| 1.3. Diagrama del proceso de lodos activados..... | 9 |
| 1.4. Fraccionamiento de la DQO..... | 14 |
| 1.5. Efecto de la relación F/M..... | 19 |
| 1.6. Dependencia mutua de subsistemas en AQUASIM..... | 20 |
| 3.1. Plan de presentación de metodología..... | 28 |
| 3.2. Montaje de respirómetro..... | 33 |
| 3.3. Puntos de muestreo..... | 34 |
| 3.4. Análisis correspondientes al tipo de muestras..... | 36 |
| 3.5. Respirograma para determinar la fracción S_s | 41 |
| 4.1. Origen y uso de los volúmenes empleados..... | 54 |
| 4.2. Curva de degradación de DQO para RM4 a 24°C..... | 58 |
| 4.3. Curva de degradación de DQO para RM20A a 28°C..... | 58 |
| 4.4. Curva de degradación de DQO para RM20B a 28°C..... | 58 |
| 4.5. Curva de degradación de DQO en "batch" a temperatura ambiente..... | 61 |
| 4.6. Curva de la variación de la DQO celular en función de la DQO soluble..... | 62 |
| 4.7. Datos registrados por el sistema ADC de la muestra RM8..... | 66 |
| 4.8. Programa sensor 1..... | 67 |
| 4.9. Datos de pendientes de ciclos de respiración de muestra RM8..... | 67 |
| 4.10. Respirogramas de la muestra RM8..... | 68 |
| 4.11. Determinación del área bajo la curva (ΔS_o)..... | 68 |
| 4.12. Fracciones S_s , S_i y $(X_s + X_i)$ de la DQO..... | 74 |
| 4.13. Fracciones $(S_s + S_i)$ y $(X_s + X_i)$ de la DQO..... | 74 |
| 4.14. Padrones de fraccionamiento de la DQO..... | 75 |
| 4.15. Fracciones S_s , S_i , S_H , X'_s y X_i de la DQO..... | 77 |
| 4.16. Respirogramas de b_H de la muestra RM3 a 32°C..... | 79 |
| 4.17. Curvas del logaritmo natural de r_{O_2} en función del tiempo de RM3 a 32°C..... | 80 |
| 4.18. Ajuste lineal. Sondas YS1, YS2 y GLI de la muestra RM3 a 32°C..... | 80 |
| 4.19. Ajuste lineal para obtener θ_{b_H} | 84 |

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.20. Respirograma sonda YS1, muestra RM9 a 20°C..... | 86 |
| 4.21. Respirograma con r_{O_2} baja y tiempos largos de crecimiento y decaimiento..... | 87 |
| 5.1. Perfiles de r_{O_2} de los cinco escenarios con modelo original del ASM1..... | 91 |
| 5.2. Curvas de S_S en función del tiempo de los cinco escenarios..... | 92 |
| 5.3. Curvas de S_S , X_S y X_{BH} en función del tiempo del escenario 1..... | 92 |
| 5.4. Curvas de sensibilidad del escenario 1 con modelo original del ASM1..... | 93 |
| 5.5. Curvas de sensibilidad del escenario 3 con modelo original del ASM1..... | 93 |
| 5.6. Fases A y B de la curva de crecimiento..... | 97 |
| 5.7. Perfiles de r_{O_2} de los cinco escenarios con modelo modificado 1..... | 99 |
| 5.8. Perfiles de S_S en función de tiempo del escenario 1 con modelo modificado 1..... | 99 |
| 5.9. Curvas de sensibilidad del escenario 1 con modelo modificado 1..... | 100 |
| 5.10. Perfil de r_{O_2} utilizando la hidrólisis modificada (expresión 5.4)..... | 102 |
| 5.11. Curvas de sensibilidad con hidrólisis de orden cero..... | 103 |
| 5.12. Respirogramas de la muestra RM13 a 24°C..... | 104 |
| 5.13. Ajustes de r_{O_2} : YS1 (izquierda) y YS2 (derecha)..... | 105 |
| 5.14. Curvas de sensibilidad de los parámetros b'_H , k_{1crec} , K_X , k_h , S_{Sini} , X_{BHini} , X_{Sini} y Y_H | 106 |
| 5.15. Relación de k_{1crec} y X_{BHini} obtenida en los 8 escenarios. | 108 |
| 5.16. Relación de X_{Sini} y b'_H obtenida en los 8 escenarios. | 109 |
| 5.17. Relación de X_{Sini} y Y_H obtenida en los 8 escenarios..... | 109 |
| 5.18. Valores de k_h obtenidos en los 8 escenarios..... | 110 |
| 5.19. Respirogramas (ajustes con el modelo del escenario 1)..... | 112 |
| 5.20. Respirogramas (ajustes con el modelo del escenario 1) de RM5 a 24°C..... | 113 |
| 5.21. Valores de k_h a 20, 24, 18 y 32°C..... | 115 |
| 5.22. Valores de K_X a 20, 24, 18 y 32°C..... | 116 |
| 5.23. Valores de b_H a 20, 24, 18 y 32°C..... | 116 |
| 5.24. Valores de k_{1crec} a 20, 24, 18 y 32°C..... | 117 |
| 5.25. Valores de S_{Sini} a 20, 24, 18 y 32°C..... | 117 |
| 5.26. Valores de X_{BHini} a 20, 24, 18 y 32°C..... | 117 |
| 5.27. Valores de X_{Sini} a 20, 24, 18 y 32°C..... | 118 |
| 5.28. Valores de Y_H a 20, 24, 18 y 32°C..... | 118 |
| 5.29. Ajustes de r_{O_2} de RM13 y RM15..... | 119 |
| 5.30. Ajuste lineal para obtener θk_h | 122 |

Índice de tablas

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1.1. Procesos de tratamiento de aguas residuales municipales en México..... | 5 |
| 1.2. Microorganismos según su temperatura de crecimiento..... | 10 |
| 1.3. Valores de θ encontrados en la literatura..... | 13 |
| 1.4. Valores típicos de parámetros a pH neutro..... | 13 |
| 1.5. Parámetros y componentes que pueden ser asumidos..... | 16 |
| 1.6. Parámetros y componentes a evaluar..... | 16 |
| 3.1. Planificación experimental..... | 29 |
| 3.2. Norma o método de determinación de parámetros de caracterización..... | 36 |
| 3.3. Método de determinación de parámetros del ASM1..... | 44 |
| 4.1. Parámetros fisicoquímicos del agua residual industrial..... | 48 |
| 4.2.a. DQO total y DQO soluble del agua residual industrial..... | 50 |
| 4.2.b. DQO total y DQO soluble de las muestras RM6, RM7 y RM8..... | 50 |
| 4.3. Sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles..... | 53 |
| 4.4. Relaciones F/M empleadas en μ_H | 55 |
| 4.5. Relaciones F/M empleadas en S_S | 56 |
| 4.6. Constantes de reacción (k) de la cinética de degradación..... | 59 |
| 4.7. Degradación de DQO en “batch” a temperatura ambiente | 60 |
| 4.8. DQO soluble, DQO total y DQO celular | 62 |
| 4.9. Rendimiento real de crecimiento de biomasa heterotrófica Y_H | 63 |
| 4.10. Valores de Y_H reportados en otros estudios | 64 |
| 4.11. Fracciones de DQO según la STOWA | 65 |
| 4.12. Fracción S_S determinada por respirometría, $Y_H = 0.52$ | 69 |
| 4.13. Fracción S_S determinada por respirometría, $Y_H = 0.67$ | 69 |
| 4.14. Fracción S_S por los métodos de la STOWA y respirometría | 70 |
| 4.15. Fracción S_I por los métodos de la STOWA y ASM1 | 71 |
| 4.16. Fracción S_I a partir de pruebas adicionales | 72 |
| 4.17. Fracciones de DQO recalculadas con S_S por respirometría, $Y_H = 0.52$ y S_I de “batch”..... | 73 |
| 4.18. Fracciones de DQO recalculadas con S_S por respirometría, $Y_H = 0.67$ y S_I de “batch”..... | 73 |
| 4.19. Fracciones de DQO reportadas por otros autores..... | 78 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.20. Tasa de decaimiento de biomasa heterotrófica por respiración endógena b'_H | 81 |
| 4.21. Tasa de decaimiento de biomasa heterotrófica por muerte-regeneración $b_H, Y_H = 0.52$ | 81 |
| 4.22. Tasa de decaimiento de biomasa heterotrófica por muerte-regeneración $b_H, Y_H = 0.67$ | 82 |
| 4.23. Valores de b'_H y de b_H reportados en otras investigaciones..... | 83 |
| 4.24. Cálculos para obtener θ | 83 |
| 4.25. Coeficiente de corrección de temperatura θb_H | 85 |
| 4.26. Valores de θ recomendados por otros autores..... | 85 |
| 5.1. Matriz del modelo ASM1 original con tres procesos..... | 90 |
| 5.2. Escenarios. Concentraciones de las fracciones S_s y X_s | 90 |
| 5.3. Dependencias de parámetros con modelo original del ASM1..... | 94 |
| 5.4. Niveles de sensibilidad con modelo original del ASM1..... | 95 |
| 5.5. Matriz del modelo modificado del ASM1..... | 98 |
| 5.6. Dependencias de parámetros con modelo modificado 1..... | 100 |
| 5.7. Revisión de dependencias con modelo modificado 1..... | 101 |
| 5.8. Dependencias con modelo modificado 2..... | 106 |
| 5.9. Revisión de dependencias con modelo modificado 2..... | 107 |
| 5.10. Resultados de diferentes escenarios..... | 108 |
| 5.11. Parámetros estimados con AQUASIM. Escenario 1..... | 114 |
| 5.12. Parámetros estimados con AQUASIM. Evaluación simultánea..... | 120 |
| 5.13. Comparación de parámetros. Escenario 1 vs global..... | 121 |
| 5.14. Cálculos para obtener θk_h | 122 |

ABREVIATURAS

| | |
|---------------|-----------------------------------------------------------------------------------|
| PTAR | Planta de tratamiento de aguas residuales |
| A.R.M. | Aguas residuales municipales |
| A.R.I. | Aguas residuales industriales |
| DQO | Demanda química de oxígeno |
| DQO_{total} | DQO total |
| DQO_{sol} | DQO soluble |
| DBO_5 | Demanda biológica de oxígeno de 5 días |
| DBO_u | DBO última |
| BDQO | DQO biodegradable |
| $N-NH_3$ | Nitrógeno amoniacal |
| N total | Nitrógeno total |
| P total | Fósforo total |
| COT | Carbono orgánico total |
| SS | Sólidos suspendidos |
| SST | Sólidos suspendidos totales |
| SSV | Sólidos suspendidos volátiles |
| O.D. | Oxígeno disuelto |
| ATU | Alil tiourea (inhibidor de la nitrificación) |
| μ_{Hmax} | Tasa máxima específica de crecimiento de la biomasa heterotrófica |
| μ_A | Tasa máxima específica de crecimiento de la biomasa autotrófica |
| b_H | Tasa específica de decaimiento de la biomasa heterotrófica (muerte-regeneración) |
| b'_H | Tasa específica de decaimiento de la biomasa heterotrófica (respiración endógena) |
| b_A | Tasa específica de decaimiento de la biomasa autotrófica |
| Y_H | Coefficiente de rendimiento heterotrófico |
| Y_A | Coefficiente de rendimiento de autotrófica |
| f_p | Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes |
| i_{XP} | 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 |
| $K_{O,H}$ | Coefficiente de semi-saturación de oxígeno para biomasa heterotrófica |
| K_{NO} | Coefficiente de semi-saturación de nitrato |
| $K_{O,A}$ | Coefficiente de semi-saturación de oxígeno para biomasa autotrófica |
| S_{NO} | Nitratos y nitritos solubles |
| S_{NH} | Nitrógeno amoniacal soluble |
| S_{NI} | Nitrógeno orgánico soluble inerte |
| S_{ND} | Nitrógeno orgánico soluble biodegradable |
| K_{NH} | Coefficiente de semi-saturación de nitrógeno amoniacal |
| X_{ND} | Nitrógeno orgánico particulado biodegradable |
| η_g | Factor de corrección para hidrólisis bajo condiciones anóxicas |
| η_h | Factor de corrección para μ_H bajo condiciones anóxicas |
| K_S | Coefficiente de semi-saturación de sustrato para biomasa heterotrófica |
| k_h | Tasa máxima específica de hidrólisis |
| K_X | Coefficiente de semi-saturación de la hidrólisis |
| k_a | Tasa de amonificación |

| | |
|---------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| θ | Coefficiente de corrección de temperatura |
| k_{T1} | Tasa de reacción conocida a la temperatura T1 |
| k_{T2} | Tasa de reacción a evaluar a la temperatura T2 |
| k_{1rec} | Tasa o constante de cinética de orden uno para crecimiento heterotrófico (μ_{Hmax}/K_s) |
| S_s | Fracción de DQO fácilmente biodegradable |
| S_i | Fracción de DQO inerte soluble |
| X_s | Fracción de DQO lentamente biodegradable |
| X_i | Fracción de DQO inerte particulada |
| X_p | Fracción de DQO inerte procedente del decaimiento |
| S_H | Fracción de DQO lentamente biodegradable soluble (modelo diferente del ASM1) |
| X'_s | Fracción de DQO lentamente biodegradable particulada (modelo diferente del ASM1) |
| " X_s " | Fracción de DQO lentamente biodegradable ($S_H+X'_s$) (modelo diferente del ASM1) |
| X_{BH} | Biomasa activa heterotrófica |
| X_{BA} | Biomasa activa autotrófica |
| F/M | Relación sustrato y microorganismos equivalente a la relación $S_{DQO}/X_{O_{SSV}}$ |
| r_{O_2} | Tasa de consumo de oxígeno |
| C.I.R.A. | Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, U.A.E.M. |
| ASM1 | Modelo de Lodos Activados No. 1 (por sus siglas en inglés Activated Sludge Model) |
| STOWA | Fundación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua (por sus siglas en holandés Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer) |
| APHA | Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales (por sus siglas en inglés American Public Health Association) |
| IAWPRC | Asociación Internacional de Investigación y Control de Contaminación del Agua (por sus siglas en inglés International Association on Water Pollution Research and Control) |
| EAWAG | Instituto Federal Suizo de Ciencias Ambientales y Tecnología (por sus siglas en sueco Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz) |
| YS1,YS2 y GLI | Sondas de oxígeno disuelto |
| ADC | Adquisición de datos y control |
| R^2 | Coefficiente de determinación |
| PROM. | Promedio |
| DESV. EST. | Desviación Estándar |
| C.V. | Coefficiente de variación |
| χ^2 | Suma de cuadrados de desviaciones estándar entre resultados medidos y calculados (Error) |

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN.

Una de las herramientas que ha cobrado notable importancia en el área de tratamiento de aguas residuales es la modelación dinámica, ya sea para fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, cambios en gastos de operación como para capacitación de personal. Sin embargo, uno de los límites de ésta poderosa herramienta es que requiere de estudios preliminares detallados para calibrar los modelos dinámicos, necesidad que se acentúa cuando se trata de aguas residuales industriales.

La planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en estudio, se encarga de dar servicio a empresas de las ramas química, textil, tenería, farmacéutica, plástica, pinturas, metal-mecánica, automotriz, muebles, alimenticia, construcción y servicios, mediante un sistema de tratamiento biológico aerobio de lodos activados de tipo aeración extendida. Debido a la naturaleza de las aguas recibidas por la planta, el proceso ha mostrado en el pasado varias limitaciones y problemas de operación (DQO residual alta, aparición de bacterias filamentosas, etc.) (Pacheco *et al.*, 2006). Históricamente, la PTAR registra una DQO promedio del orden de 3000 mg/L y un rango de temperatura de 28 a 32°C.

Se ha considerado que varias herramientas y enfoques teóricos desarrollados en el contexto de los modelos actuales de lodos activados (ASM1, 2 y 3), podrían ser de utilidad en el diagnóstico de la problemática e identificación de posibles vías de mejoramiento de la operación de la planta. Se sabe, por ejemplo, que el desarrollo de bacterias filamentosas puede derivarse, entre otras causas, de la presencia de elementos tóxicos y de un balance inadecuado entre el sustrato fácilmente biodegradable y la cantidad de biomasa (Metcalf y Eddy *et al.*, 2004).

En la presente investigación se pretende evaluar, para la planta en estudio, algunos de los parámetros cinéticos y estequiométricos de la biomasa heterotrófica del modelo ASM1 como las tasas de decaimiento b_H y de crecimiento μ_{Hmax} (o la

constante de la hidrólisis k_h) en el rango de temperatura de 20 a 32°C y el rendimiento Y_H . Para el uso futuro del ASM1, es esencial conocer dichos parámetros los cuales definen las características específicas de la biomasa de la planta de tipo industrial y su ambiente (temperaturas altas). Adicionalmente, se pretende encontrar las fracciones de DQO del agua residual (inertes y biodegradables), las características fisicoquímicas particulares (balance de nutrientes, pH, etc.) y realizar corridas controladas en el laboratorio para seguir las fases de degradación en el tiempo. Se espera que toda la información sea útil para entender mejor los niveles altos de DQO residual en la planta, explicar la cinética de degradación y describir mejor el comportamiento del proceso para emitir recomendaciones que optimicen su desempeño y que complementen los estudios realizados. Es importante hacer notar que el estudio de la hidrólisis cobró mayor importancia conforme evolucionaba la investigación debido a que este proceso resultó ser la principal etapa limitante.

La tesis se encuentra estructurada en 5 capítulos, incluyendo la presente sección y la correspondiente a conclusiones y recomendaciones. En el capítulo 1 se presentan los antecedentes. El planteamiento de la investigación (justificación, hipótesis y objetivos) se define en el capítulo 2, seguido por la descripción del diseño experimental y métodos en el capítulo 3. Los resultados se muestran en dos partes, la primera reservada a las pruebas experimentales (capítulo 4) y la segunda que aborda el estudio detallado de la hidrólisis por simulación (capítulo 5).

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1. ANTECEDENTES

1.1. Plantas de tratamiento de aguas residuales. Situación actual.

En México, los procesos biológicos más populares son las lagunas de estabilización y el sistema de lodos activados (ver Tabla 1.1). De acuerdo con información proporcionada por organismos operadores, en diciembre de 2006 existían en el país 1837 PTAR, con una capacidad instalada de 104.9 m³/s. Se encontraban en operación solamente 1593 plantas que trataban un caudal de 74.4 m³/s, lo que significa el 36% del volumen total de aguas residuales municipales colectadas estimado en 206 m³/s, procedentes de localidades urbanas a nivel nacional. Del total de las plantas existentes, el 25.4% aplicaron el proceso de lodos activados (incluyendo zanjas de oxidación y sistemas duales) tratando un caudal de 37.15 m³/s correspondiente al 49.94% del total de aguas residuales municipales tratadas por diversos procesos. Así mismo, se encontraban 1868 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación las cuales trataban un caudal de 27.7 m³/s correspondiente al 15.1% del total de aguas residuales industriales generadas estimado en 183 m³/s (CNA, 2006).

Tabla 1.1. Procesos de tratamiento de aguas residuales municipales en México. Fuente: CNA (2006).

| Proceso | Número | Caudal tratado (m ³ /s) | Porcentaje |
|---------------------------|-------------|------------------------------------|-------------|
| Biodiscos | 7 | 0.48 | 0.60% |
| Filtros biológicos | 43 | 3.49 | 4.70% |
| Lagunas de estabilización | 622 | 13.81 | 18.60% |
| Lagunas aireadas | 19 | 5.07 | 6.80% |
| Lodos activados | 404 | 37.15 | 49.94% |
| Primario | 15 | 2.09 | 2.80% |
| Primario avanzado | 17 | 9.85 | 13.20% |
| RAFA | 122 | 1.06 | 1.40% |
| Reactor enzimático | 50 | 0.09 | 0.10% |
| Tanque Imhoff | 63 | 0.42 | 0.60% |
| Tanque séptico | 82 | 0.16 | 0.20% |
| Wetland | 110 | 0.42 | 0.60% |
| Otros | 39 | 0.28 | 0.40% |
| Total | 1593 | 74.39 | 100% |

El Estado de México posee 78 plantas de tratamiento municipales que tratan un caudal de 4.73 m³/s y 245 plantas industriales que tratan 2.44 m³/s (CNA, 2006). La zona conurbada del municipio de Toluca cuenta con dos grandes plantas municipales y una planta industrial que sirve a 138 empresas del Corredor Industrial del Valle de Toluca y del Parque Industrial Lerma, además de industrias que transportan en pipas sus aguas residuales a la planta. La mayor aportación de aguas residuales proviene de una empresa alimenticia, misma que trata previamente sus aguas para después transferirlas a la PTAR.

La planta tiene una capacidad instalada de 34560 m³/d (400 L/s), opera ininterrumpidamente los 365 días del año y sus reactores biológicos pueden almacenar un volumen de hasta 36,000 m³.

La planta de tratamiento industrial se encuentra instalada en un terreno de 70,000 m² de superficie (ver Figura 1.1), dispone de un sistema de tratamiento de lodos activados con difusión de aire, con equipos de medición en pruebas de campo y muestreo de aguas residuales y con un laboratorio para realizar los análisis relacionados con la calidad del agua y los efluentes industriales.

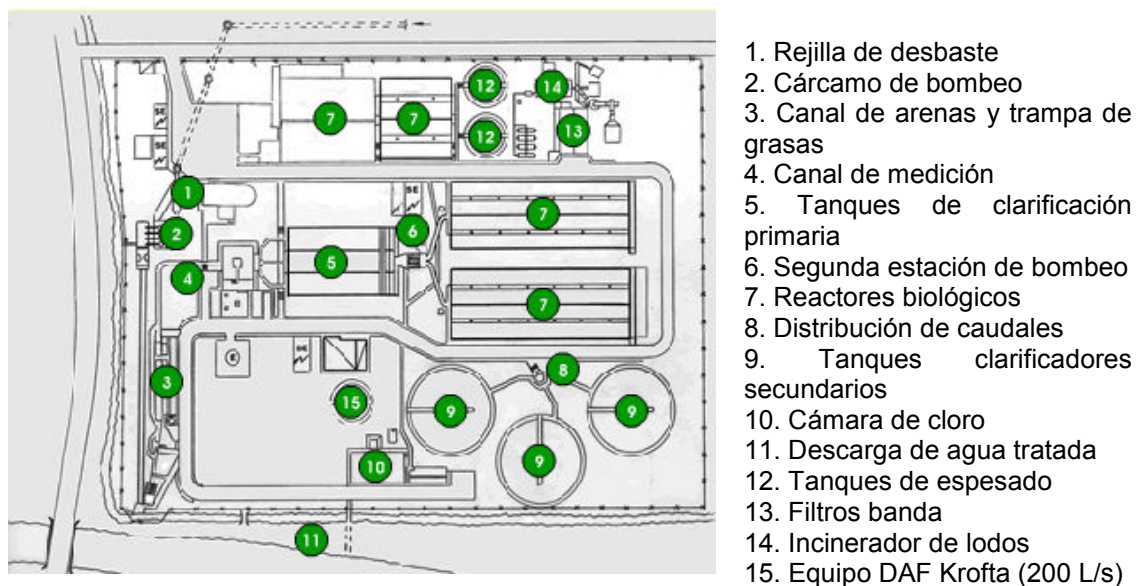


Figura 1.1. Vista en planta de la PTAR industrial.

La planta capta las aguas residuales de las empresas afiliadas mediante un sistema de acopio que opera a través de tres colectores. Los tres convergen a un cárcamo de bombeo donde las aguas residuales son introducidas al sistema de tratamiento de la planta. A partir de ese momento, el proceso se divide en cuatro etapas.

A) Tratamiento primario. El tratamiento inicia con la *rejilla de desbaste* que elimina material voluminoso como basura, plástico, madera, etc., que pueden causar daño al equipo de bombeo. El caudal es recibido en el *cárcamo de bombeo* que sirve de tanque homogenizador y donde es elevado aproximadamente 5 m mediante bombas de impulsores para llegar al canal del *sistema desarenador y separador de grasas* donde se extraen los materiales minerales (arenas), así como grasas y aceites. Después pasa en un *canal Parshall* para medir el flujo de entrada de agua a la planta y finalmente llega a los *tanques de clarificación primaria* con un tiempo de retención hidráulico de 3 horas para sedimentar los sólidos suspendidos totales.

B) Tratamiento secundario. El flujo se eleva nuevamente en la *segunda estación de bombeo* y distribuye hacia 8 *reactores biológicos* que suman una capacidad de 36000 m³ en donde se efectúa la degradación biológica de la materia orgánica con un tiempo de retención hidráulico de 20 a 24 h. Luego se envía hacia los *clarificadores secundarios* que son 3 tanques circulares de 40 m de diámetro y 2.5 m de profundidad con un tiempo de retención hidráulico de 3 a 4 h, permitiendo la concentración de flóculos y su sedimentación, los cuáles se depositan en el fondo y regresan al proceso para servir de inóculo. El agua que rebosa de estos clarificadores secundarios pasa directamente a la etapa de tratamiento terciario o desinfección con gas cloro.

C) Tratamiento terciario. Consiste en la adición de cloro gas a la corriente de agua tratada que sale de los clarificadores secundarios. El agua permanece en la *cámara de contacto de cloro* por un tiempo de 30 min para después ser vertida directamente al río Lerma. El agua vertida debe cumplir con la calidad para riego agrícola conforme a la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 (www.semarnat.gob.mx/leyesy normas).

D) Disposición de lodos. Los lodos primarios y secundarios resultantes del proceso son recolectados en dos *tanques espesadores*, donde se incrementa la concentración de sólidos de 1 a 3.5%. Estos lodos que se sedimentan en el fondo son bombeados hacia un sistema dosificador de polímero (poliacrilamida) y vertidos en un *filtro banda* donde pierden la mayor cantidad de agua posible, quedando en la superficie los lodos grumosos que se exprimen mediante presión hasta alcanzar la consistencia de 17% de sólidos y 83% de agua. Al salir del filtro, van directamente a la primera etapa del *incinerador rotatorio* donde pierden completamente el agua, incrementando su temperatura y se queman a una temperatura promedio de 800-850° C. El incinerador de lodos es un cilindro rotatorio de 11 m de longitud por 2.90 m de diámetro exterior, consta de un presecador, incinerador rotatorio y lavado de gases. Incinera un promedio de 70 ton diarias de lodos en base húmeda, generando cenizas exentas de materia orgánica.

El esquema de la planta del tren de tratamiento utilizado en la planta se muestra en la Figura 1.2.

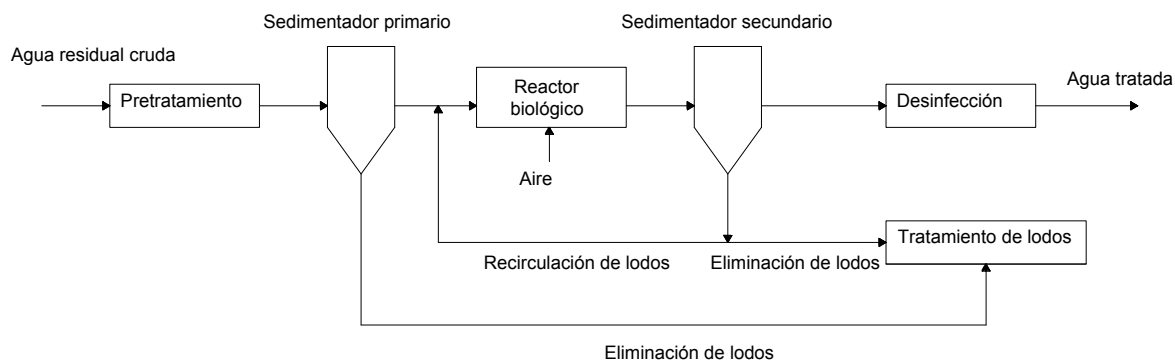


Figura 1.2. Esquema del tren de tratamiento de la PTAR.

1.2. Descripción del proceso de lodos activados

El sistema de lodos activados es un proceso biológico aerobio continuo que tiene como objetivo remover los compuestos orgánicos y posiblemente el fósforo y el nitrógeno de las aguas residuales, convirtiéndolos en una suspensión de sólidos

biológicos que se pueden separar del agua por sedimentación. La Figura 1.3 muestra el diagrama del proceso de lodos activados.

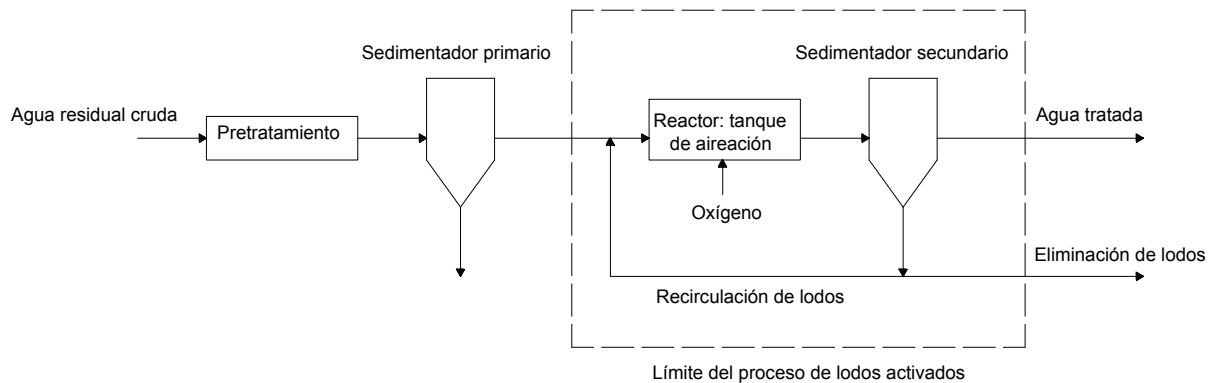


Figura 1.3. Diagrama del proceso de lodos activados. Fuente: Fall, 2005.

La Figura 1.3 distingue las siguientes operaciones y procesos:

- 1) Aireación y mezcla de los microorganismos con el sustrato formando una suspensión líquida conocida como licor mixto que se produce en el tanque de aireación (reactor).
- 2) Concentración y separación de los flóculos de sólidos biológicos que ocurre en el sedimentador secundario.
- 3) Recirculación de una parte de los sólidos biológicos concentrados del sedimentador secundario al tanque de aireación, la cual tiene como finalidad mantener una alta concentración de bacterias en el reactor y es parte esencial del sistema.
- 4) Vertido del agua tratada.
- 5) Eliminación de los sólidos excedentes producidos diariamente.

Los microorganismos involucrados en el proceso de lodos activados son bacterias, protozoarios, rotíferos, hongos, algas, etc, formando así, un cultivo heterogéneo. En la mayoría de los casos, predominan las bacterias. Las bacterias deseables son las de tipo no filamentosas; las filamentosas ocasionan dificultad en la sedimentación.

Las condiciones favorables para los microorganismos se obtienen considerando suficiente suministro de oxígeno, una alta concentración de microorganismos, el mayor contacto posible entre sustrato, oxígeno y microorganismos, suficiente suministro de nutrientes, ausencia de compuestos tóxicos y temperatura y pH adecuados.

Los microorganismos se clasifican en psicófilicos, mesófilicos y termófilicos según su temperatura de crecimiento. Diversos autores difieren en los rangos de temperatura asociados a cada tipo de microorganismo, aunque, no hay grandes variaciones. La Tabla 1.2, presenta la clasificación de Metcalf y Eddy (2004).

Tabla 1.2. Microorganismos según su temperatura de crecimiento. Fuente: Metcalf y Eddy, 2004

| Tipo | Rango de temperatura °C | Rango óptimo °C |
|---------------------|----------------------------|--------------------|
| Psicófilicos | 10 – 30 | 12 – 18 |
| Mesófilicos | 20 – 50 | 25 – 40 |
| Termófilicos | 35 – 75 | 55 – 65 |

1.3. Breve reseña del modelo ASM1.

En tratamiento de aguas, los modelos se expresan mediante balances de masa que toman en cuenta la cinética de reacción de los 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). Los balances de masa de un modelo se escriben como un sistema de ecuaciones diferenciales totales y/o parciales y de ecuaciones algebraicas. Su solución necesita en general algún

programa o software, además de conocer los parámetros cinéticos y estequiométricos (Fall, 2005).

Uno de los modelos más conocidos para diseñar plantas de tratamiento utilizando el proceso de lodos activados es el de MacCarty y Lawrence (1970), sin embargo, por considerar un régimen estacionario y la DBO o DQO total como parámetro de caracterización, el modelo no permite predecir el comportamiento dinámico de las plantas, ni determinar con exactitud la demanda de oxígeno y producción de lodos. Es por ello, que las tendencias actuales dirigen su atención a modelos mecanísticos que presentan todas las ventajas de la simulación dinámica, una mayor exactitud en las predicciones de diseño y, vuelven obsoleta una buena parte de las simplificaciones e imprecisiones de los métodos antiguos. Además, otro cambio importante que se promovió, fue en los métodos de caracterizar las aguas residuales y lodos, con la aparición de una nueva forma de fragmentar la demanda química de oxígeno (Henze *et al.*, 2000).

En 1987 se publicó el primer modelo de lodos activados, denominado ASM1, capaz de simular la degradación de la materia orgánica, la nitrificación y desnitrificación (Henze *et al.*, 2000). El modelo ASM1 agrupa 13 componentes y 8 procesos en una matriz; notación claramente estructurada de los elementos básicos del modelo y su interrelación. Los componentes incluyen 7 en forma soluble (disuelta) y 6 de forma no soluble (particulada), los procesos son 3 derivados del crecimiento de la biomasa, 2 del decaimiento de la biomasa, 1 de la amonificación del nitrógeno orgánico y 2 de la hidrólisis de la materia orgánica y nitrógeno. El Anexo A contiene la matriz del modelo ASM1.

Antes de poder utilizar el modelo ASM1 para simular una planta de tratamiento existente o en proyecto, se necesita: primero, realizar estudios anteriores para caracterizar las aguas residuales según un nuevo esquema diferente del tradicional y hallar las nuevas constantes cinéticas del mismo modelo; segundo, calibrar el modelo para que las predicciones sean lo más exactas a las condiciones de la planta

en estudio. Uno de los inconvenientes del ASM1 es que no fue desarrollado originalmente para su aplicación en plantas de tratamiento de aguas residuales industriales (Henze *et al.*, 2000), por lo que, en los últimos años varios estudios han sido publicados, a medida, que los autores se han interesado por el caso particular de diferentes industrias (Orhon *et al.*, 1999; Germirli *et al.*, 1998 y Ubay Çokgör *et al.*, 1998).

1.4. Efecto de la temperatura en los parámetros del modelo ASM1.

Uno de los factores importantes que afecta los valores de los parámetros cinéticos es la temperatura. El efecto de la temperatura sobre la tasa de reacción en un proceso biológico puede ser estimado mediante la ecuación de van't Hoff-Arrhenius, la cual se presenta en la expresión 1.1 (Metcalf y Eddy, 2004).

$$k_{T_2} = k_{T_1} \theta^{(T_2 - T_1)} \quad (1.1)$$

donde:

k_{T_2} es la tasa de reacción a evaluar a la temperatura T_2

k_{T_1} es la tasa de reacción conocida a la temperatura T_1 (generalmente de 20°C)

θ es el coeficiente de corrección de temperatura

T_2 y T_1 son las temperaturas en °C

Se sabe que las plantas municipales en clima tropical, así como algunas plantas industriales, trabajan en rangos de temperaturas altas (25 – 35 °C). Sin embargo, el documento del ASM1 solo proporciona valores de constantes cinéticas para aguas municipales a 10 y 20 °C (Henze *et al.*, 2000), por lo que queda por establecer los valores para rangos de temperaturas altas.

Algunos factores de corrección encontrados en la literatura se incluyen en la Tabla 1.3.

Tabla 1.3. Valores de θ encontrados en la literatura.

| Parámetro | θ | T (°C) | Referencia |
|-----------------|-------------|---------|----------------------------|
| μ_H y b_H | 1.123 | - | Hydromantis, Inc. (2005) |
| μ_H | 1.1030 | 15 | Henze <i>et al.</i> (2000) |
| b_H | 1.1198 | 15 | |
| b_H | 1.04 | 20 – 30 | Metcalf y Eddy (2004) |
| b_H | 1.12 | 10 - 20 | |
| μ_H | 1.03 - 1.08 | 20 | |
| * | 1.056 | 20 - 30 | Schroepfer (1964) |
| | 1.135 | 4 - 20 | |
| * | 1.047 | > 20 | Phelps (1944) |

* Valor asignado a cualquier constante cinética

Los valores típicos de μ_H y b_H , sugeridos por el grupo de trabajo de la IAWPRC para el ASM1 a 10 y 20 °C se presentan en la Tabla 1.4.

Tabla 1.4. Valores típicos de parámetros a pH neutro. Fuente: Henze *et al.*, 2000.

| Símbolo | Unidad | Valor a 10°C | Valor a 20°C |
|---------|-------------------|--------------|--------------|
| μ_H | día ⁻¹ | 6.0 | 3.0 |
| b_H | día ⁻¹ | 0.20 | 0.62 |

En los trabajos anteriores en los que todavía se utilizaban los modelos clásicos de diseño y sus parámetros, existía información (ver Tabla 1.3) sobre las constantes de temperaturas (θ) de hasta 30 °C como lo indican Schroepfer (1964) y Metcalf y Eddy (2004). En contraste, debido a que la mayoría de la investigación sobre modelación de plantas ha sido desarrollada en países templados fríos (10 – 20 °C), no existe información sobre las constantes de temperatura en rangos más altos (20 – 35 °C). Bajo el presente esquema, surge una gran necesidad de evaluar los parámetros del ASM1 en temperaturas altas para aguas municipales, en general y, en particular, para aguas industriales.

1.5. Fraccionamiento de la DQO.

En el ASM1, la primera clasificación importante de la materia orgánica se basa en la biodegradabilidad (Henze *et al.*, 2000).

- ❖ La materia orgánica no biodegradable es biológicamente inerte y pasa a través del sistema de lodos activados sin cambiar de forma. Dependiendo de su estado físico, dos fracciones pueden ser identificadas: soluble y particulada. La materia orgánica inerte soluble, S_i , sale del sistema con la misma concentración que entra. La materia orgánica inerte suspendida, X_i , se queda en el licor mixto y es removido del sistema a través de la purga de lodo.
- ❖ La materia orgánica biodegradable debe dividirse en dos fracciones: fácilmente biodegradable y lentamente biodegradable. Con propósitos de modelado, la materia fácilmente biodegradable, S_s , es tratada como si fuera soluble, mientras que, la materia lentamente biodegradable, X_s , es tratada como si fuera particulada. Aunque, debe reconocerse que parte de X_s puede ser, de hecho, soluble.

La biomasa activa se divide en dos grupos de microorganismos: heterotróficos, X_{BH} y autotróficos, X_{BA} . Una variable adicional, X_P , se introduce para representar la fracción inerte de los productos procedentes del decaimiento de la biomasa, prácticamente, no se puede diferenciar X_P de X_i en el licor.

El fraccionamiento de la DQO se esquematiza en la Figura 1.4.

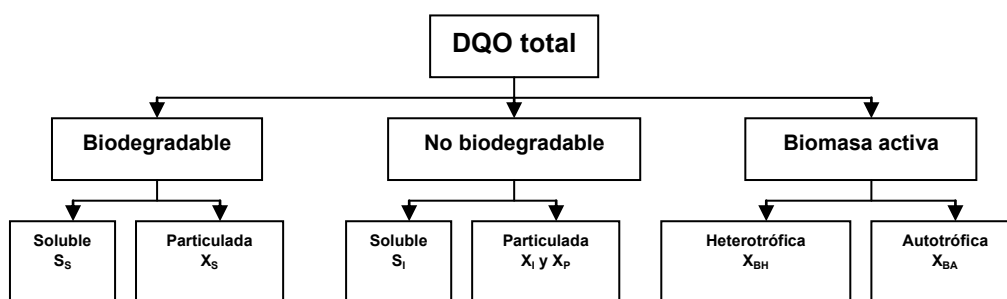


Figura 1.4. Fraccionamiento de la DQO. Fuente: Vanrolleghem *et al.*, 2003.

1.6. Métodos de determinación de los componentes y parámetros del ASM1.

Existen varios métodos fisicoquímicos y biológicos para la caracterización del agua residual y para la determinación de los parámetros cinéticos y estequiométricos.

Inicialmente, el documento original del ASM1 (Henze *et al.*, 1987) estableció una serie de procedimientos para hallar los parámetros y fracciones de la DQO. Posteriormente, varios autores como Vanrolleghem *et al.* (1999), Ubay Çokgör *et al.* (1998) y Spérandio y Etienne *et al.* (2000), han propuesto diferentes métodos alternativos buscando, en casi todos los casos, simplificar los experimentos requeridos.

La determinación de parámetros cinéticos siempre se ha basado en pruebas respirométricas. Por el contrario, los métodos alternativos desarrollados en los últimos años para la determinación de las fracciones de la DQO, se basan en análisis fisicoquímicos. Uno de los métodos fisicoquímicos más conocidos es el referido por la Fundación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua (conocida como la STOWA). Este método (Roeleveld y Loosdrecht *et al.*, 2002) combina una serie de filtraciones y análisis de DQO y DBO para hallar las 4 fracciones de la demanda química de oxígeno del ASM1 (fácilmente biodegradable, S_S , inerte soluble, S_I , lentamente biodegradable, X_S e inerte particulada, X_I).

El manual del Modelo ASM1 (Henze *et al.*, 2000), en su apartado de caracterización del agua residual y obtención de parámetros, recomienda tomar algunos valores predeterminados que contiene la literatura, sin embargo, también hace una amplia recomendación en determinar ciertos parámetros cinéticos, estequiométricos y componentes del modelo. La Tabla 1.5 contiene los parámetros y componentes cuyos valores se pueden tomar por defecto.

Es preciso indicar que para el caso de estudio (A.R.I.) se recomienda encontrar todos los parámetros del agua y solo tomar como opción final algún valor de referencia.

Tabla 1.5. Parámetros y componentes que pueden ser asumidos. Fuente: Henze *et al.*, 2000.

| Símbolo | Descripción | Valor de referencia |
|-----------|-----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------|
| Y_A | Rendimiento de la biomasa autotrófica | 0.24 gDQO/gN |
| b_A | Tasa específica de decaimiento de la biomasa autotrófica | 0.15 d ⁻¹ |
| f_p | Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes | 0.08 |
| i_{XP} | Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO | 0.086g N/gDQO |
| i_{XB} | Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO | 0.06 gN/gDQO |
| $K_{O,H}$ | Coefficiente de semi-saturación de oxígeno para biomasa heterotrófica | 0.2 gO ₂ /m ³ |
| K_{NO} | Coefficiente de semi-saturación de nitrato | 0.5 gNO ₃ -N/m ³ |
| $K_{O,A}$ | Coefficiente de semi-saturación de oxígeno para biomasa autotrófica | 0.4 gO ₂ /m ³ |

La Tabla 1.6 contiene los parámetros y componentes que se deben determinar.

Tabla 1.6. Parámetros y componentes a evaluar. Fuente: Henze *et al.*, 2000.

| Símbolo | Descripción | Requeridos | Valor de referencia a 20°C |
|-----------|------------------------------------------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------------|
| S_{NO1} | Nitratos y nitritos solubles | | |
| S_{NH1} | Nitrógeno amoniacal soluble | | |
| S_{I1} | Materia orgánica soluble inerte | | |
| S_{NI1} | Nitrógeno orgánico soluble inerte | | |
| S_{ND1} | Nitrógeno orgánico soluble biodegradable | S_{NI1} | |
| Y_H | Rendimiento de biomasa heterotrófica | | 0.67 gDQO/gDQO |
| S_{S1} | Sustrato fácilmente biodegradable | Y_H | |
| μ_A | Tasa máxima específica de crecimiento de la biomasa autotrófica | b_A | 0.80 d ⁻¹ |
| K_{NH} | Coefficiente de semi-saturación de nitrógeno amoniacal | | 1.0 gNH ₃ -N/m ³ |
| b_H | Tasa específica de decaimiento de la biomasa heterotrófica | Y_H, f_p | 0.62 d ⁻¹ |
| X_{I1} | Materia orgánica particulada inerte | f_p, b_H, S_{S1}, S_{I1} | |
| X_{S1} | Sustrato lentamente biodegradable | X_{I1}, S_{S1}, S_{I1} | |
| X_{ND1} | Nitrógeno orgánico particulado biodegradable | S_{S1}, X_{S1}, S_{ND1} | |
| η_g | Factor de corrección para hidrólisis bajo condiciones anóxicas | | 0.8 |
| η_h | Factor de corrección para μ_H bajo condiciones anóxicas | | 0.4 |
| μ_H | Tasa máxima específica de crecimiento de la biomasa heterotrófica | $Y_H, X_{S1}, X_{I1}, S_{S1}, f_p$ | 6.0 d ⁻¹ |
| K_S | Coefficiente de semi-saturación de sustrato para biomasa heterotrófica | $Y_H, X_{S1}, X_{I1}, S_{S1}, f_p$ | 20 gDQO/m ³ |
| k_h | Tasa máxima específica de hidrólisis | | 3.0 d ⁻¹ |
| K_X | Coefficiente de semi-saturación de la hidrólisis | | 0.03 gDQO/gDQO |
| k_a | Tasa de amonificación | | 0.08 m ₃ DQO/gd |

Chávez, *et al.* (2005) realizó una amplia revisión bibliográfica de los diferentes métodos cinéticos y de caracterización, por lo que se omite repetirlos en esta sección. Específicamente, los métodos a utilizar en el presente estudio, se describen en el apartado de metodología.

1.7. La respirometría en la obtención de parámetros y componentes del ASM1.

La respirometría es una técnica extensamente usada en la caracterización de agua residual y lodo activado y constituye un procedimiento bien definido para determinar el estado de la actividad microbiana y para la calibración de modelos de cinética microbiana (Spanjers y Vanrolleghem, 1995; Vanrolleghem *et al.*, 1999).

La respirometría es la medida e interpretación de la tasa biológica del consumo de oxígeno bajo condiciones experimentales bien establecidas. La tasa de respiración es generalmente medida con respirómetros, los cuales utilizan alguno de los principios de medición a los que hace referencia Spanjers *et al.* (1998).

Los parámetros y componentes involucrados en relaciones funcionales (directa o indirectamente) vinculados con el balance de oxígeno, pueden ser determinados por medio de respirometría. Sin embargo, el desafío está en crear las condiciones experimentales que permitan una determinación confiable de los parámetros del proceso y concentraciones de los componentes (Vanrolleghem *et al.*, 1999).

Existen dos enfoques para la determinación de parámetros y componentes de un modelo: los *métodos directos*, orientados a parámetros y componentes específicos que pueden ser directamente evaluados con las tasas de respiración (Ekama *et al.*, 1986; Spanjers *et al.*, 1999), mientras que los *métodos de optimización* utilizan modelos (más o menos simplificados) que concuerden con los datos medidos (Kappeler y Gujer, 1992; Larrea *et al.*, 1992; Wanner *et al.*, 1992; Spanjers y Vanrolleghem, 1995). En el último, se emplean técnicas numéricas para encontrar los

valores de los parámetros que tengan la mínima desviación entre el modelo de predicción y la medición de las tasas de respiración (Spanjers *et al.*, 1998).

La tasa de respiración total se ve afectada por las concentraciones de todos los componentes biodegradables. La concentración de los componentes degradados es el consumo acumulativo del oxígeno (integral de r_{O_2}). Al considerar la integral en las tasas de respiración, la medida de frecuencias y la relación señal/interferencia no son críticas en la determinación de la concentración de los componentes. En contraste con la caracterización cinética, la información la contienen los cambios de las tasas de respiración (derivada de r_{O_2}). Esto implica una muy alta dependencia entre calidad del respirómetro y exactitud de parámetros (Vanrolleghem *et al.*, 1999).

Lo esencial en las pruebas respirométricas para la caracterización de agua residual es el uso de biomasa. La determinación de los componentes del agua residual se basa en la respuesta respirométrica de la biomasa ante esta agua. Se asocian dos aspectos importantes al uso de la biomasa. El primero, es la cantidad de agua residual con respecto a la biomasa usada (relación F/M). El segundo, en el concepto de muerte-regeneración adoptado en el ASM1 en el que nuevos S_S , X_S , S_{NH} , S_{ND} y X_{ND} son constantemente generados del decaimiento de la biomasa. En éste modelo es difícil distinguir entre los componentes derivados del agua residual y aquellos formados por la biomasa. De hecho la transición entre respiración exógena y respiración endógena es gradual. Las pruebas respirométricas deben ser organizadas de una forma que las tasas puedan ser distinguidas. Este es uno de los desafíos en la caracterización respirométrica del agua residual y lodo en el contexto del ASM1 (Vanrolleghem *et al.*, 1999).

Con una selección correcta de F/M (ver Figura 1.5), la tasa de consumo de oxígeno (r_{O_2}) al inicio de la prueba permanece constante durante un periodo de 1 a 3 horas dependiendo de la fracción S_S , después la r_{O_2} disminuye bastante rápido llegando a la segunda meseta. La r_{O_2} inicial es una consecuencia de la utilización de S_S del agua residual así como de aquella derivada de la hidrólisis de X_S . La r_{O_2} es constante

durante este periodo cuando la concentración de S_S es suficientemente alta que la tasa de crecimiento heterotrófica (μ_H) se encuentra en su máximo (μ_{Hmax}) de acuerdo con la cinética de Monod. De la condición de saturación, es posible estimar a μ_{Hmax} . Una vez que se ha agotado la S_S del influente, la r_{O_2} cae rápidamente al segundo nivel que está relacionado con la utilización de la S_S generada por la hidrólisis de X_S (Ekama *et al.*, 1986).

El efecto de la variación de la relación F/M y concentración de SSV en la determinación de S_S y μ_{Hmax} en una prueba aeróbica "batch", se aprecia en la figura 1.5. Si la F/M es muy baja, el tiempo en el que la fracción S_S es removida será muy corto para permitir una medida exacta de la r_{O_2} . Por otro lado, si la F/M es muy alta, es difícil distinguir cuando se ha consumido la S_S en su totalidad, es decir, no será fácil diferenciar las fases del respirograma (Ekama *et al.*, 1986).

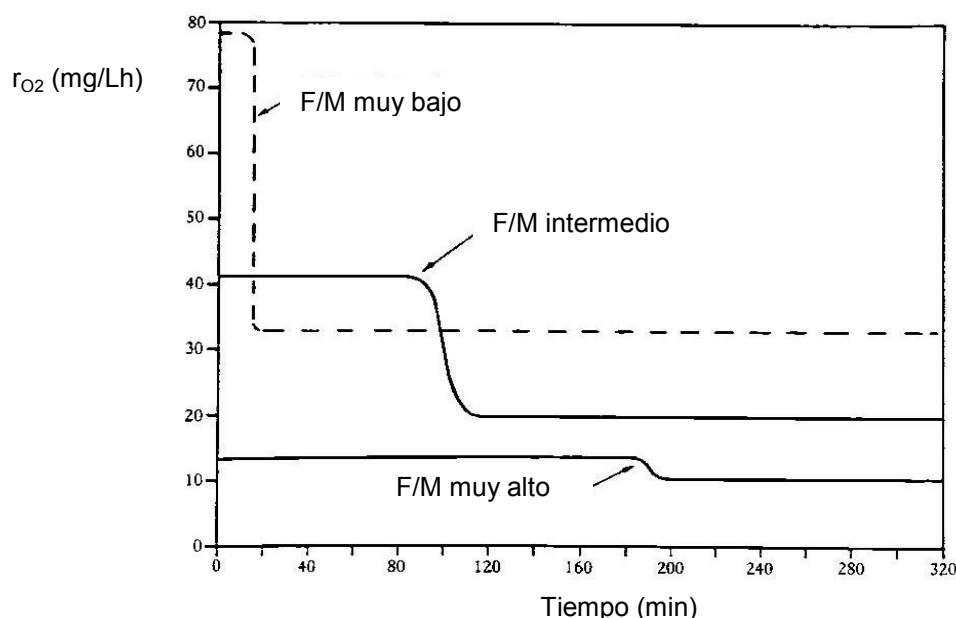


Figura 1.5. Efecto de la relación F/M. Fuente: Ekama *et al.*, 1986.

1.8. Programa de simulación. AQUASIM

De 1991 a 1994, el Instituto Federal Suizo de Ciencias Ambientales y Tecnología (EAWAG), desarrolló un programa de identificación y simulación de sistemas acuáticos llamado AQUASIM (Reichert *et al.*, 1995).

La formulación de un modelo en AQUASIM se basa en la división del sistema acuático estudiado en compartimentos conectados por ligas. Los compartimentos son regiones de espacio, por ejemplo, reactores y tanques, con procesos de transporte dominantes en los que se puede especificar los procesos de transformación. La estructura lógica de los sistemas de AQUASIM consiste en 4 subsistemas de variables, procesos, compartimentos y ligas. La dependencia mutua de los subsistemas se aprecia en la Figura 1.6.

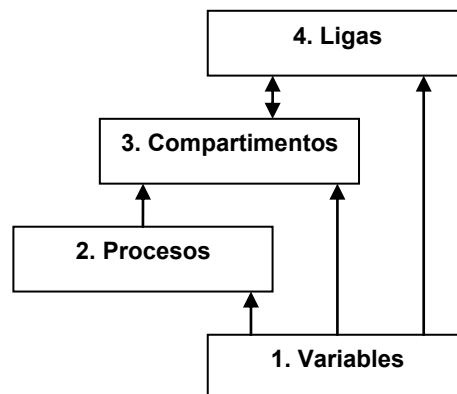


Figura 1.6. Dependencia mutua de subsistemas en AQUASIM. Fuente: Reichert *et al.*, 1995.

Las variables tienen la propiedad de tomar valores numéricos, en la versión 2.1b de AQUASIM, se distinguen 7 tipos de ellas:

- Variables de estado. Describen algunas características del agua como concentración, temperatura, masa, etc., son calculadas por el modelo.

- Variables de programa. Predefinidas por el programa, corresponden a variables independientes (tiempo y distancia), parámetros (número de cálculo, número de compartimento y condiciones iniciales en un compartimento) o solución de ecuaciones diferenciales y/o algebraicas (descarga y volumen).
- Variables constantes. Definen cantidades medidas que toman un valor único (valor, rango y desviación estándar). Estas variables pueden ser sometidas al análisis de sensibilidad o estimación de parámetros.
- Variables lista de reales. Se utilizan para introducir series de datos medidos en función de un argumento dado.
- Variables lista de variables. Son muy parecidas a las variables lista de reales excepto que en lugar de tomar un valor real, toman el de otra variable.
- Variables fórmula. Permiten especificar expresiones algebraicas (por ejemplo, para describir las tasas de los procesos).
- Variables de sondeo. Permite evaluar el valor de una variable en un tiempo o punto preciso del compartimento. El valor queda disponible como referencia para el programa.

Los procesos se clasifican en dinámicos y de equilibrio. Los *dinámicos* definen los procesos físicos y bioquímicos (tasas de reacción y coeficientes estequiométricos) en los que es importante la escala del tiempo. Los *de equilibrio* describen los procesos que ocurren con gran rapidez, los valores de las concentraciones permanecen iguales a los valores de equilibrio.

Los compartimentos predefinidos por el programa son 6, éstos le permiten al modelo identificar el balance de masa a efectuar:

- Reactores de mezcla completa
- Reactores de película fija
- Reactores de advección- difusión
- Columnas de suelo saturadas
- Secciones de ríos
- Lagos

Las ligas pueden ser advectivas o difusivas y sirven para conectar los compartimentos entre ellos. Además de describir los flujos de masa advectivos, las ligas advectivas hacen posible modelar las bifurcaciones y combinaciones, así como la separación de flujos de masa requeridos para componentes no solubles que recirculan selectivamente.

Las tareas del programa se enlistan a continuación:

1) *Simulación*. Permite realizar simulaciones dinámicas del modelo definido por el usuario. Los resultados pueden visualizarse de forma gráfica y ser comparados con las mediciones experimentales.

2) *Análisis de sensibilidad*. Permite realizar análisis de sensibilidad lineal con respecto a un grupo de parámetros seleccionados. Este análisis permite detectar e interpretar los problemas de identificabilidad de parámetros. Además de estimar en aproximación lineal, la incertidumbre de los resultados.

3) *Estimación de parámetros*. Permite realizar estimaciones de parámetros del modelo definido por el usuario usando datos experimentales. Los parámetros son estimados usando el método de mínimos cuadrados. Se puede especificar un número de cálculo único para cada simulación y proporcionar parámetros del modelo.

En la estimación de parámetros el programa de simulación minimiza la suma de los cuadrados de las desviaciones que existen entre los resultados medidos y los calculados (χ^2), tal minimización numérica se puede efectuar por dos diferentes algoritmos: el simple y el de la secante. Estos algoritmos se repiten varias veces hasta obtener el valor mínimo de χ^2 , valor de gran importancia cuando se compara la correlación existente entre los datos de un mismo respirograma en diferentes modelos.

CAPÍTULO 2. JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2. JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1. Justificación.

Debido a que la PTAR en estudio presenta diversas dificultades de operación, es importante emplear todos los conocimientos disponibles para mejorar su desempeño futuro y una de las vías por explorar es la modelación. Para esto, se requiere de numerosa información preliminar, como conocer los parámetros cinéticos y componentes de la DQO; información que también contribuirá al diagnóstico de causa del desarrollo de bacterias filamentosas en la planta (niveles de inhibición, disponibilidad de sustrato y % de materia inerte).

Existen ciertos estudios relacionados con el efecto de la temperatura en las constantes cinéticas del proceso de lodos activados (Henze *et al.*, 2000; Metcalf y Eddy , 2004; Hydromantis, Inc., 2005), sin embargo, son muy escasos. Además la mayoría se han desarrollado en países de clima frío como Holanda, Dinamarca, Bélgica, Suiza, Hungría y Turquía. Otros estudios también se han desarrollado en los Estados Unidos de Norteamérica, no obstante, se han enfocado a temperaturas por debajo de los 20°C y muy pocos para temperaturas superiores. Lo anterior, hace manifiesta la necesidad de realizar estudios más detallados que, de acuerdo a las condiciones específicas del agua que trata la planta en estudio, permitan obtener los coeficientes de corrección de temperatura para μ_{Hmax} y/o k_h y b_H , entre 20 y 32 °C.

Esta investigación, como parte y continuación de otros estudios realizados en el CIRA, pretende aportar una contribución más en la línea de modelación de plantas. En una tesis, se evaluaron los métodos respirométricos para caracterizar las aguas residuales de plantas municipales (Chávez, 2005); en otra (Vázquez, 2007), se utilizó el método de la STOWA para obtener el fraccionamiento de la DQO en dos plantas municipales. Ahora, en ésta tesis se proyecta estudiar no solamente una planta de aguas residuales industriales, sino también, evaluar en paralelo los dos métodos de caracterización (físicoquímico vs respirométrico) respecto a la fracción fácilmente

biodegradable (S_S). Además se evaluaron los coeficientes de corrección de temperatura.

2.2. Hipótesis (preguntas de la investigación).

1. ¿Cuáles son los coeficientes de corrección de temperatura (θ) aplicables a μ_{Hmax} y/o k_h y b_H del modelo ASM1 para la PTAR industrial en estudio?
2. ¿Cuál es el padrón de fraccionamiento promedio de la DQO en las aguas industriales de interés?
3. ¿Cuál es el valor del coeficiente de rendimiento Y_H en la planta?
4. ¿Qué diferencias hay entre los valores de S_S hallados por respirometría y por el método de la STOWA?

2.3. Objetivos.

2.3.1. Objetivo general.

Obtener los factores de corrección de temperatura de los coeficientes cinéticos (μ_{Hmax} y/o k_h y b_H) del ASM1; así como el padrón de fraccionamiento de la DQO para la PTAR industrial en estudio.

2.3.2. Objetivos específicos.

1. Evaluar el efecto de la temperatura sobre los coeficientes cinéticos μ_{Hmax} y/o k_h y b_H del modelo ASM1 en el rango 20 – 32 °C.
2. Determinar el padrón de fraccionamiento promedio de la DQO del agua residual (S_S , S_I , y $X_S + X_I$).
3. Comparar los métodos de determinación de S_S por las vías respirométrica y fisicoquímica de la STOWA.
4. Determinar Y_H .

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

3. METODOLOGÍA

El plan que se sigue para presentar la metodología empleada se ilustra en la Figura 3.1.

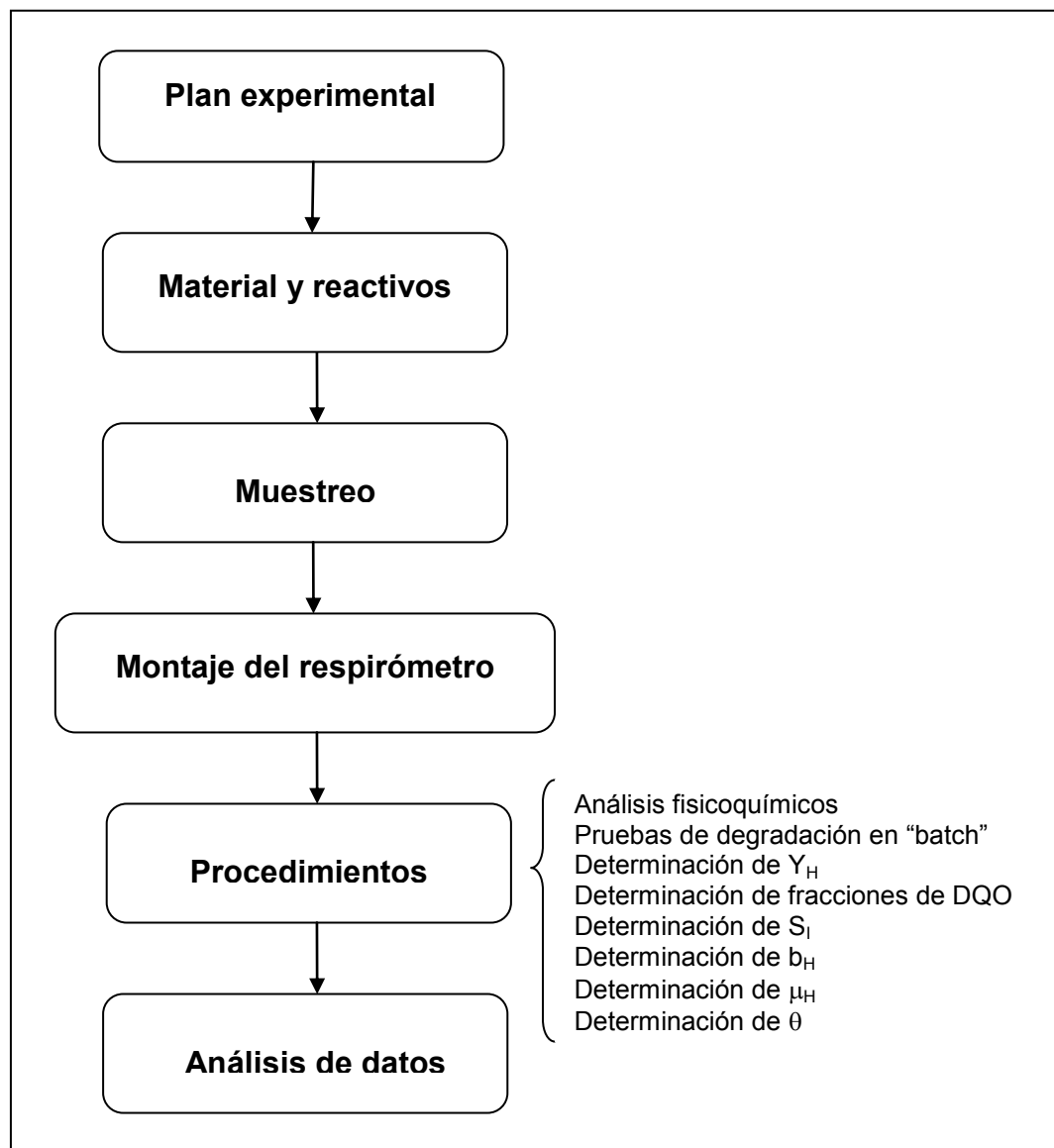


Figura 3.1. Plan de presentación de metodología.

3.1. Plan experimental

El plan experimental se detalla en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Planificación experimental.

| Grupos | Día | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--------|-----------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|---------|---------|---------|
| 1 | Muestreo | x | x | x | x | x | x | x |
| | Análisis | S_s^* | S_s^* | S_s^* | S_s^* | S_s^* | S_s^* | S_s^* |
| | | DQO | Y_H | DQO | DQO | DQO | DQO | DQO |
| | SS | DQO | SS | SS | SS | SS | SS | |
| | | SS | SS | | | | | |
| 2 | Muestreo | x | | | | | | |
| | Análisis | μ_{Hmax}^* a 20°C | μ_{Hmax}^* a 24°C | μ_{Hmax}^* a 28 °C | μ_{Hmax}^* a 32°C | | | |
| | | DQO | Y_H | μ_H increm.* | DQO | | | |
| | SS | DQO | DQO | SS | | | | |
| | | SS | SS | | | | | |
| 3 | Muestreo | x | | | | | | |
| | Análisis | b_H^* | b_H^* | b_H^* | b_H^* | b_H^* | b_H^* | b_H^* |
| | | SS | | | | | | |

* Análisis respirométrico.

La Tabla 3.1. Indica la programación de los análisis realizados por grupos. El grupo 1, se refiere a las determinaciones de S_s por respirometría y de las fracciones de la DQO por el método de la STOWA, la duración de esta etapa fue de 7 días, la recolección de muestra se hizo diariamente y se realizaron análisis adicionales de Y_H y de SS. El grupo 2, corresponde a las pruebas de respirometría para determinar μ_{Hmax} , su duración fue de 4 días, ya que se tomó un día para cada una de las 4 temperaturas elegidas, también se hicieron los análisis de Y_H , DQO y SS. El grupo 3, está relacionado con las pruebas respirométricas para determinar b_H , su duración fue de 7 días por temperatura, el muestreo se realizó 2 veces por semana y también se realizó el análisis de SS.

El grupo 1 se realizó una sola vez, el grupo 2, cuatro veces y el grupo 3 doce veces.

3.2. Material y reactivos

El material y los reactivos enlistados a continuación fueron utilizados en la elaboración de las pruebas respirométricas y en los análisis de pH, conductividad, DBO₅, DQO, N-NH₃, N total, P total, COT y SS.

3.2.1. Material

- ❖ Agitadores magnéticos (Barnstead/Thermolyne, Cimarec®)
- ❖ Balanza analítica con precisión 0.1 mg (Fisher Scientific ER-180A)
- ❖ Balanza granataria
- ❖ Baño de temperatura (Neslab RTE 7, Thermo Electrón Corporation)
- ❖ Barras magnéticas
- ❖ Bomba de vacío (Cole-Parmer, Air Cadet. Modelo 7530-40)
- ❖ Bombas de aire para pecera
- ❖ Botellas Winkler de vidrio para incubación de 300 mL
- ❖ Conductímetro (Conductivity Instrument, YSI 3100)
- ❖ Conector analógico (Microlink 590)
- ❖ Convertidor analógico-digital (Microlink 752. No. Serie 46343)
- ❖ Digestor HACH, con control de temperatura constante a 150°C
- ❖ Equipo de filtración
- ❖ Espectrofotómetro (HACH, DR/2000)
- ❖ Garrafones y botellas de plástico de diferentes capacidades
- ❖ Incubadora controlada por termostato a 20°C +/- 1°C (Precision Scientific)
- ❖ Mangueras de látex y de silicón
- ❖ Matraces Erlenmeyer de diferentes volúmenes
- ❖ Matraces volumétricos de diferentes volúmenes
- ❖ Medidor de pH (Thermo Orion pH/IES meter. Modelo 710)
- ❖ Medidores de oxígeno disuelto (YSI 58, YSI Incorporated y D33, GLI Internacional, Inc.)
- ❖ Membranas Whatman (Anodisc®) de 0.1µm de tamaño de poro

-
- ❖ Membranas Millipore (Durapore PVDF) de 0.1 μm y 0.45 μm de tamaño de poro
 - ❖ Micropipetas semiautomáticas
 - ❖ Muestreadores automáticos Wastewater Sampler WS300, Global Water
 - ❖ Papeles filtro de fibra de vidrio Whatman 934-AH y GF/C
 - ❖ Pipetas serológicas de diferentes volúmenes
 - ❖ Portafiltros Millipore, Swinnex de 25 mm de diámetro
 - ❖ Relevador para bombas de aire de pecera (marca propia)
 - ❖ Sistema de adquisición de datos y control compuesto por una computadora, un ADC y un software (Windmill)
 - ❖ Tubos de ensayo de vidrio con tapón de rosca
 - ❖ Vasos de precipitado de diferentes volúmenes

3.2.2. Reactivos

- ❖ Acido clorhídrico (HCl)
- ❖ Acido bórico (H_3BO_3)
- ❖ Acido glutámico grado patrón primario ($\text{C}_5\text{H}_9\text{NO}_4$)
- ❖ Acido nítrico concentrado (HNO_3)
- ❖ Acido salicílico ($\text{C}_6\text{H}_4(\text{OH})\text{COOH}$)
- ❖ Acido sulfúrico concentrado (H_2SO_4)
- ❖ Alcohol etílico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$)
- ❖ Alil thiourea (2%)
- ❖ Almidón soluble
- ❖ Azida de sodio (NaN_3)
- ❖ Biyodato de potasio ($\text{KH}(\text{IO}_3)_2$)
- ❖ Carbonato de sodio anhidro grado patrón primario (Na_2CO_3)
- ❖ Cloruro de amonio (NH_4Cl)
- ❖ Cloruro de calcio anhidro (CaCl_2)
- ❖ Cloruro férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)
- ❖ Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)
- ❖ Fenolftaleína

- ❖ Fosfato dibásico de potasio (K_2HPO_4)
- ❖ Fosfato dibásico de sodio heptahidratado ($Na_2HPO_4 \cdot 7H_2O$)
- ❖ Fosfato monobásico de potasio anhidro (KH_2PO_4)
- ❖ Glucosa grado patrón primario ($C_6H_{12}O_6$)
- ❖ Hidróxido de potasio (KOH)
- ❖ Hidróxido de sodio (NaOH)
- ❖ Persulfato de amonio [$(NH_4)_2S_2O_8$] o persulfato de potasio ($K_2S_2O_8$)
- ❖ Sulfato de cobre (II) anhidro ($CuSO_4$)
- ❖ Sulfato de magnesio heptahidratado ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)
- ❖ Sulfato manganoso tetrahidratado ($MnSO_4 \cdot 4H_2O$)
- ❖ Sulfato de potasio (K_2SO_4)
- ❖ Tetraborato de sodio decahidratado ($Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$)
- ❖ Tiosulfato de sodio pentahidratado ($Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$)
- ❖ Viales HACH para prueba de DQO (0 – 1500 mg/L)
- ❖ Yoduro de potasio (KI)

3.3. Montaje de respirómetro

El montaje del respirómetro se hizo de la siguiente manera:

Se colocaron la barra magnética, los difusores de aire, la sonda y el dispositivo de control de temperatura en el reactor, después se conectaron la sonda con el medidor, el medidor con el conector analógico, el conector analógico con el convertidor analógico-digital, el convertidor analógico digital con el sistema de ADC y con el relevador y el relevador con la bomba. Finalmente los equipos se conectaron a la toma de corriente A/C.

La Figura 3.2 muestra el esquema del montaje del equipo.

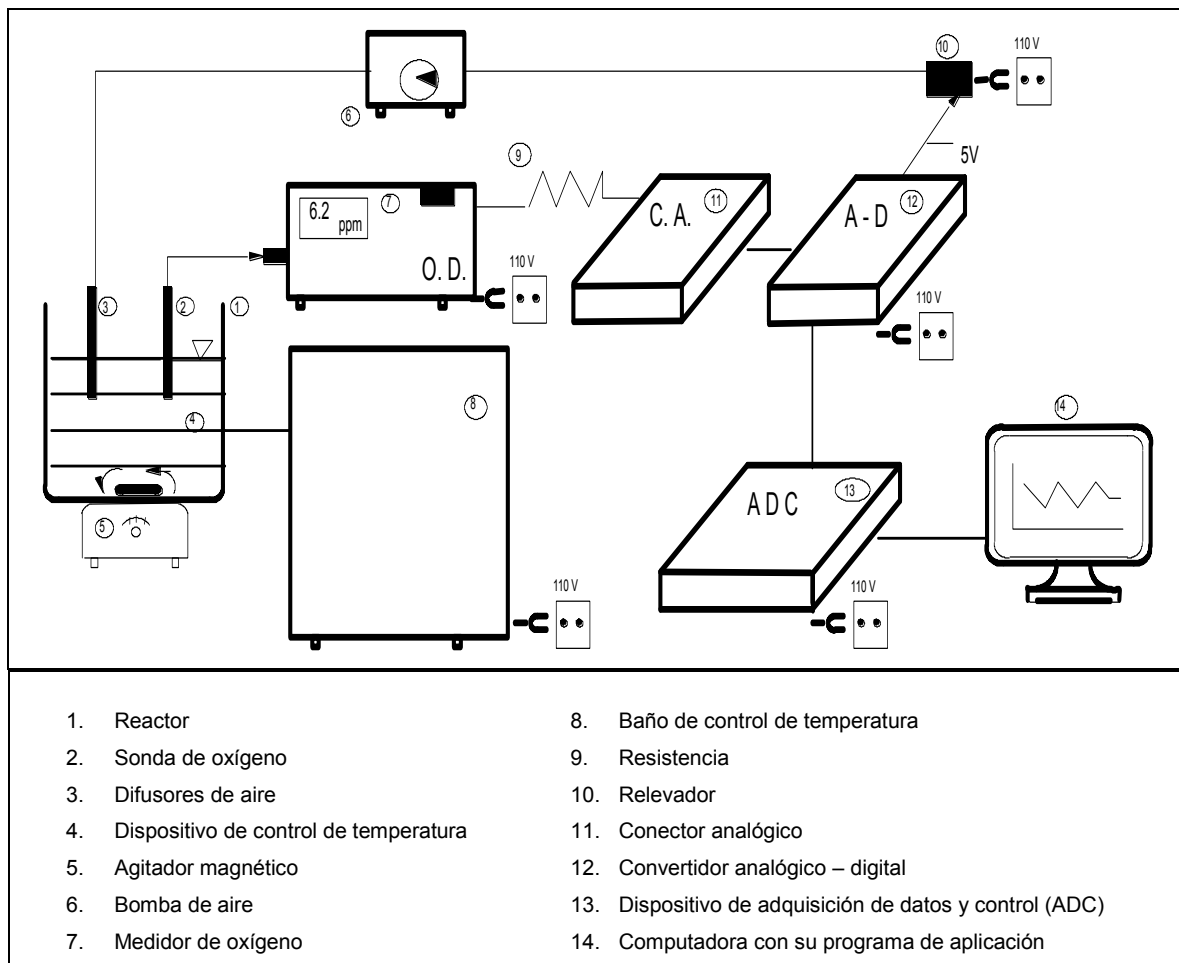


Figura 3.2. Montaje de respirómetro. Fuente: Fall, 2005.

3.4. Muestreo

La investigación se realizó con aguas residuales industriales y lodo activado procedentes de una planta de tratamiento que presta servicio a 138 empresas privadas de diferentes ramos.

La toma de muestras de agua residual se hizo con ayuda de muestreadores automáticos (Wastewater Sampler WS300 de Global Water) y en dos puntos de la planta; en el influente de los tanques de aireación y en el efluente de los clarificadores secundarios. El licor mixto se recolectó de forma manual y puntual a la salida del tanque de aireación. La Figura 3.3 ubica los puntos de muestreo mencionados.

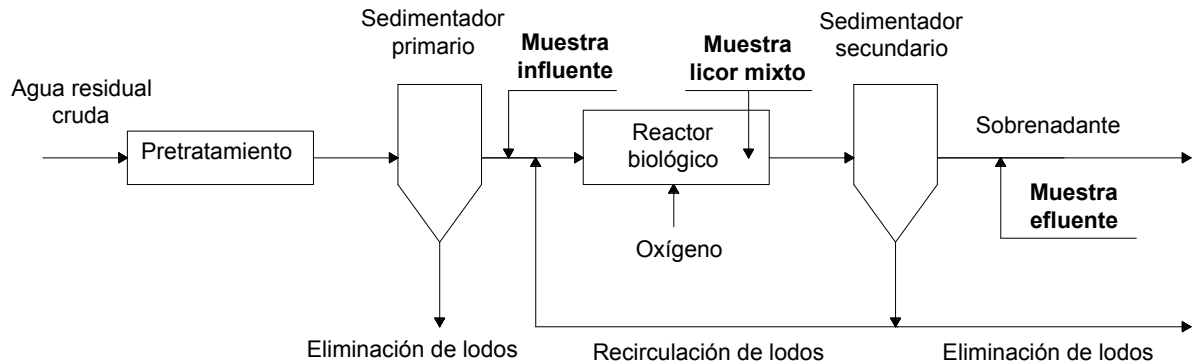


Figura 3.3. Puntos de muestreo.

3.4.1. Influyente

❖ **Muestra compuesta.** La muestra compuesta de agua residual se tomó en el efluente de los sedimentadores primarios, antes del tanque de aireación (Figura 3.3). El muestreador automático se programó para tomar alícuotas de 200 mL por intervalos de 1 h durante 24 h. La muestra fue extraída del muestreador y vaciada en un contenedor con hielo para su traslado. Este tipo de muestra se utilizó en las pruebas respirométricas para determinar S_S y en los análisis de DQO total y DQO soluble para determinar las fracciones por el método de la STOWA.

❖ **Muestra puntual.** La muestra puntual de agua residual también se tomó en el efluente de los sedimentadores primarios, antes del tanque de aireación (Figura 3.3). Se recolectó e inmediatamente se almacenó en un contenedor con hielo para su traslado. Este tipo de muestra se utilizó en los análisis fisicoquímicos, respirométricos (b_H , μ_{Hmax} y/o k_h), de Y_H de degradación de materia orgánica en “batch”.

3.4.2. Efluente

❖ **Muestra compuesta.** La muestra compuesta de agua residual se tomó antes del tanque de cloración, después de los sedimentadores secundarios (Figura 3.3). El muestreador automático se programó para tomar alícuotas de 200 mL por intervalos

de 1 h durante 24 h. La muestra fue extraída del muestreador y vaciada en un contenedor con hielo para su traslado. Este tipo de muestra se utilizó en los análisis de DQO total y DQO soluble para determinar las fracciones por el método de la STOWA.

La preservación de muestras de agua residual se realizó conforme a los métodos estandarizados de la APHA (1992), colocándolas en hieleras durante la recolección y transporte y en refrigeración en el laboratorio hasta antes de iniciar la prueba.

3.4.3. Licor mixto

Se tomaron muestras puntuales del licor mixto poco antes del final del tanque de aireación, su traslado se hizo a temperatura ambiente. Llegando al laboratorio inmediatamente se comenzó a airear.

Además, como algunos autores lo recomiendan (Benes *et al.*, 2002 y Novak y Wanner, 1992) el licor mixto se lavó 3 veces con agua de la llave antes de reconstituir la concentración de SST requerida (alrededor de 3000 mg/L) añadiendo también agua de la llave. Otro tratamiento que se le dio al licor durante las pruebas respirométricas fue la adición de alil tiurea para inhibir la nitrificación en una concentración de 10 mg/L (Orhon y Nazik, 1994).

La notación empleada en las muestras corresponde primero a la letra **R** que se refiere a la planta de estudio, en seguida la **M** de muestra y después un número, por ejemplo, el **1** que indica el número consecutivo de muestra tomada. Finalmente, se tiene la muestra **RM1**.

Es preciso indicar que debido a la naturaleza de los análisis y en ocasiones a la disposición de recursos, no todas las muestras se sometieron a los análisis propuestos. Lo anterior se detalla en la Figura 3.4.

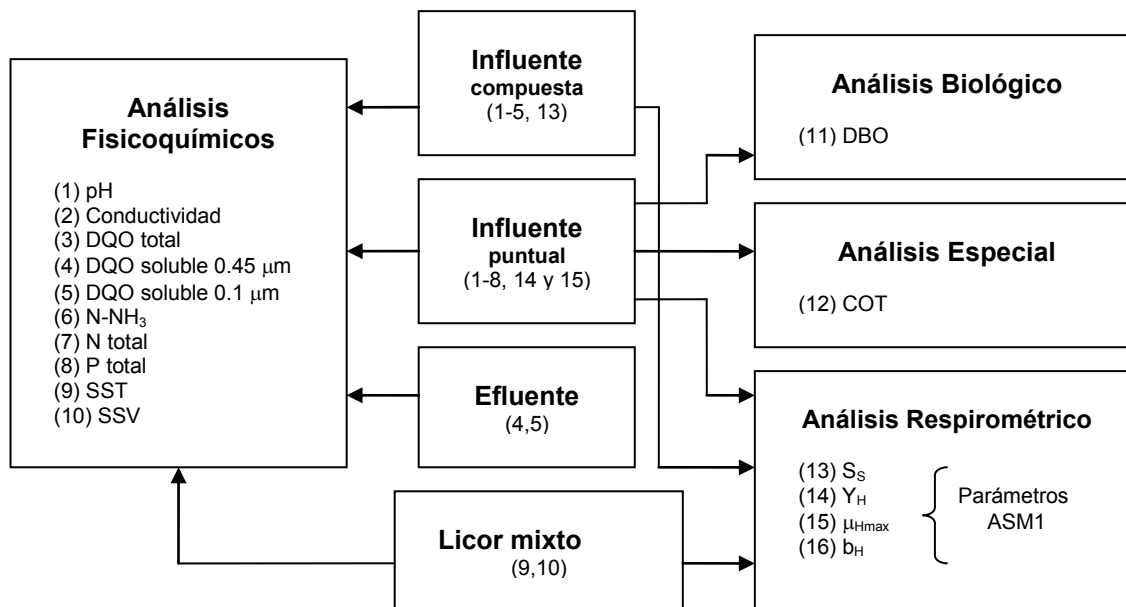


Figura 3.4. Análisis correspondientes al tipo de muestras.

3.5. Procedimientos

3.5.1. Métodos de caracterización del agua residual y licor mixto.

Los análisis de caracterización del agua y licor se realizaron conforme a las normas y métodos indicados en la Tabla 3.2, mismos que son coherentes con los de la APHA (1992).

Tabla 3.2. Norma o método de determinación de parámetros de caracterización.

| Análisis | Norma o Método | Análisis | Norma o Método |
|--------------------------------|----------------------|-------------------|----------------------|
| pH | NMX-AA-008-SCFI-2000 | N-NH ₃ | NMX-AA-026-SCFI-2001 |
| Conductividad | NMX-AA-093-2000 | N total | NMX-AA-026-SCFI-2001 |
| DQO total | Método HACH | P total | NMX-AA-029-SCFI-2001 |
| DQO soluble 0.45 μm | Método HACH | COT | EPA 9060A |
| DQO soluble 0.1 μm | Método HACH | SST | NMX-AA-034-SCFI-2001 |
| DBO ₅ | NMX-AA-028-SCFI-2001 | SSV | NMX-AA-034-SCFI-2001 |

3.5.2. Pruebas “batch” de degradación de materia orgánica.

Los autores del ASM1 (Henze *et al.*, 2000) recomiendan mantener en aeración el licor hasta que la concentración de DQO soluble permanezca constante (DQO inerte soluble, S_i) asumiendo que dicha concentración no cambia en un reactor “batch”. Además, como se conoce la DQO soluble inicial, se puede calcular por diferencia la DQO soluble biodegradable y conocer el tiempo que toma en consumirse.

Las pruebas “batch” realizadas se clasifican en 2 grupos. El primero, las que tuvieron una duración de 4 a 5 días y una frecuencia de toma de alícuotas para determinar la DQO soluble ($0.45 \mu\text{m}$) de 2 horas durante el primer día, y de 24 horas durante los días restantes. El segundo, las que tuvieron una duración de 1 a 2 días y frecuencia de toma de alícuotas para determinar la DQO soluble ($0.1 \mu\text{m}$) de 24 horas.

3.5.3. Determinación del coeficiente de rendimiento heterotrófico, Y_H .

El método seleccionado es el sugerido por el comité científico del ASM1 que se presenta a continuación (Henze *et al.*, 2000).

Sedimentar y filtrar ($0.45 \mu\text{m}$) previamente la muestra para remover el material particulado. Al agua residual filtrada, que contiene únicamente materia orgánica soluble, debe inocularse ligeramente con biomasa aclimatada (de la PTAR), precondicionada (lavada y ATU) y mantenerse en agitación. Periódicamente (ver Anexo G) deben tomarse alícuotas y determinar la DQO soluble a $0.45 \mu\text{m}$ (DQO_{soluble}) y la DQO total (DQO_{total}). Después debe calcularse la DQO celular (DQO_{celular}) con la expresión 3.1.

$$DQO_{\text{celular}} = DQO_{\text{total}} - DQO_{\text{soluble}} \quad (3.1)$$

Posteriormente, se grafican los valores de la DQO_{celular} en función de la DQO_{soluble} para obtener la pendiente de la curva (ver expresión 3.2) que, finalmente es el rendimiento de la biomasa heterotrófica, Y_H .

$$Y_H = \frac{\Delta DQO_{\text{celular}}}{\Delta DQO_{\text{soluble}}} \quad (3.2)$$

La explicación y desarrollo de la expresión 3.2 se emite en el Anexo B.1.

3.5.4. Determinación de las fracciones de la DQO por el método de la STOWA.

Las pautas de la STOWA se basan en un método fisicoquímico para caracterizar la suma de las fracciones solubles de la DQO, S_S y S_I . Además, en conjunto con el análisis de la DBO se puede determinar la fracción biodegradable de la DQO en el influente ($S_S + X_S$). La fracción X_I es obtenida por diferencia entre la DQO total y las fracciones conocidas (Roeleveld y Loosdrecht, 2002).

Las siguientes expresiones permiten determinar el fraccionamiento de la DQO.

La DQO total del influente se compone de las fracciones que aparecen en la expresión 3.3.

$$DQO_{\text{inf,tot}} = S_S + S_I + X_S + X_I + X_{BH} + X_{BA} \quad (3.3)$$

donde:

$DQO_{\text{inf,tot}}$ es la DQO total del influente

S_S es la fracción fácilmente biodegradable de la DQO

X_S es la fracción lentamente biodegradable de la DQO

S_I es la fracción inerte soluble de la DQO

X_I es la fracción inerte particulada (suspendida o no soluble) de la DQO

X_{BH} es la fracción de biomasa heterotrófica en el influente

X_{BA} es la fracción de biomasa autotrófica en el influente

Asumiendo la ausencia de biomasa en el influente, es decir, X_{BH} y $X_{BA} = 0$. Se tiene la expresión 3.4.

$$DQO_{inf,tot} = S_S + S_I + X_S + X_I \quad (3.4)$$

La $DQO_{inf,tot}$ también se puede ver como la expresión 3.5.

$$DQO_{inf,tot} = DQO_{inf,sol} + DQO_{inf,part} \quad (3.5)$$

donde:

$DQO_{inf,sol}$ es la DQO soluble (0.1 μm o floculación con hidróxido de cinc, $\text{Zn}(\text{OH})_2$) del influente

$DQO_{inf,part}$ es la DQO no soluble del influente

La $DQO_{inf,sol}$ está determinada por la expresión 3.6.

$$DQO_{inf,sol} = S_S + S_I \quad (3.6)$$

La $DQO_{inf,part}$ está determinada por la expresión 3.7.

$$DQO_{inf,part} = X_S + X_I \quad (3.7)$$

La fracción biodegradable de la DQO está dada por la expresión 3.8.

$$BDQO = S_S + X_S \quad (3.8)$$

donde:

BDQO es la fracción biodegradable de la DQO

La secuencia para el cálculo de las fracciones de la materia orgánica propuesta por la STOWA, se presenta a continuación:

1. Se obtiene S_I con la expresión 3.9

$$S_I = 0.9DQO_{ef,sol} \quad (3.9)$$

donde:

$DQO_{ef,sol}$ es la DQO soluble (0.1 μm o floculación con $\text{Zn}(\text{OH})_2$) del efluente

2. Determinar S_S mediante la expresión 3.10 (producto de la expresión 3.6).

$$S_S = DQO_{inf,sol} - S_I \quad (3.10)$$

3. Determinar X_S utilizando la expresión 3.11 (producto de la expresión 3.8)

$$X_S = BDQO - S_S \quad (3.11)$$

4. Finalmente calcular X_I con la expresión 3.12 (producto de la expresión 3.4)

$$X_I = DQO_{inf,tot} - S_I - S_S - X_S \quad (3.12)$$

Nota: La misma secuencia nos señala que los errores o inexactitudes son reflejadas en la fracción X_I , parámetro muy sensible en la modelación.

En primer instancia se determinaron las fracciones no solubles en conjunto, es decir, como la suma de ambas ($X_S + X_I$), posteriormente se realizó un cálculo aproximado de X_S a partir de la DBO.

3.5.5. Determinación de la fracción S_S mediante respirometría.

El método elegido para el cálculo de S_S es el mencionado por Ubay Cokgör *et al.* (1998) mediante la prueba “batch” en sistema aerobio que consiste en obtener y evaluar el perfil de la tasa de consumo de oxígeno (curva de r_{O_2}) con una relación F/M previamente seleccionada. La ecuación 3.13, derivada de un modelo de respiración endógena (ver Anexo C) definido por Orhon y Artan (1994), puede ser utilizada para encontrar la fracción S_S a partir de la curva de r_{O_2} (ver Figura 3.5).

$$S_S = \frac{\Delta S_O}{1 - Y_H} \quad (3.13)$$

donde:

ΔS_O es el área del respirograma en mgO_2/L (Figura 3.5)

Y_H es el rendimiento de la biomasa heterotrófica ($mgDQO/mgDQO$)

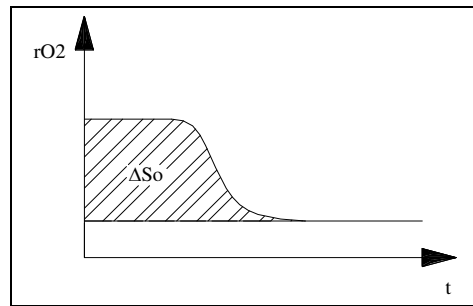


Figura 3.5. Respirograma para determinar la fracción S_S . (Fuente: Ubay Cokgör *et al.*, 1998).

Es preciso señalar que debido a que los primeros ciclos de respiración medidos son los que contienen información relativa a S_S , fue necesario agregar primero el agua residual, después el licor mixto e inmediatamente comenzar con el registro de datos.

La explicación y desarrollo de la expresión 3.13 se da en el Anexo B.2.

3.5.6. Determinación de la fracción S_I a partir de pruebas “batch”

La fracción S_I se obtuvo de las pruebas de degradación de materia orgánica del segundo grupo descritas en el apartado 3.5.2. Esta prueba junto con el método fisicoquímico de la STOWA, en donde S_I está en función de la DQO soluble ($0.1\mu\text{m}$) del efluente (ver expresión 3.9), sumaron dos alternativas de evaluación de la fracción.

Las pruebas “batch” del primer grupo al igual que los datos derivados de las pruebas de Y_H , permitieron tener otros puntos de comparación de la fracción S_I .

3.5.7. Determinación de la tasa específica de decaimiento heterotrófico, b_H .

El método propuesto para determinar la tasa específica de decaimiento de la biomasa heterotrófica, b_H , es el sugerido en el documento ASM1 (Henze *et al.*, 2000) que se basa en el procedimiento de Ekama *et al.* (1986) y se resume a continuación.

En un reactor de tipo mezcla completa, se mantiene en agitación licor mixto a un pH neutro y se añade alil tiourea, se determinan las tasas de consumo de oxígeno (r_{O_2}) por 7 días (3 ciclos por día) y se obtiene la gráfica del logaritmo natural de r_{O_2} ($\ln r_{O_2}$) en función del tiempo (t). La pendiente de la curva es el coeficiente de decaimiento clásico, b_H' (respiración endógena), finalmente b_H (muerte-regeneración) se obtiene con la expresión 3.14. Las temperaturas a evaluar en este método son 20, 24, 28 y 32 °C.

$$b_H = \frac{b_H'}{1 - Y_H(1 - f_p)} \quad (3.14)$$

donde:

b_H es el coeficiente de decaimiento por muerte-regeneración

b_H' es el coeficiente de decaimiento por respiración endógena

Y_H es el rendimiento real de crecimiento bacteriano de la biomasa heterotrófica

f_p es la fracción de biomasa transformada en materia particulada durante el decaimiento

3.5.8. Determinación de la tasa máxima específica de crecimiento heterotrófico, μ_H .

Se optó por el método de Kappeler y Gujer (1992) los cuales proponen determinar la tasa máxima específica de crecimiento heterotrófico, μ_{Hmax} , mediante una prueba en un sistema cerrado con agua residual a la cual se le inocula ligeramente con biomasa aclimatada, posteriormente, se grafica el logaritmo natural de r_{O_2} ($\ln r_{O_2}$) en función del tiempo (t), la ecuación de la curva estará dada por la expresión 3.15.

$$\ln \frac{r_{O_2,t}}{r_{O_2,0}} = (\mu_{Hmax} - b_H)t \quad (3.15)$$

donde:

$r_{O_2,t}$ es la tasa de consumo de oxígeno en el tiempo t

$r_{O_2,0}$ es la tasa de consumo de oxígeno en el tiempo 0

Finalmente, la pendiente de la curva es la diferencia entre μ_{Hmax} y b_H , conociendo el valor de b_H se puede calcular μ_{Hmax} . Las temperaturas a evaluar en este método son 20, 24, 28 y 32 °C.

La explicación y desarrollo de la expresión 3.15 se añade en el Anexo B.3.

3.5.9. Determinación del coeficiente de corrección de temperatura, θ .

La expresión 3.16 es equivalente a la expresión 1.1 de van't Hoff-Arrhenius (Metcalf y Eddy, 2004).

$$k_{T2} = k_{T1} e^{\frac{Ea}{R} \left(\frac{1}{T1T2} \right) (T2-T1)} \quad (3.16)$$

donde:

k_{T2} es la tasa de reacción a evaluar a la temperatura T2

k_{T1} es la tasa de reacción conocida a la temperatura T1

Ea es una constante característica de la reacción (por ejemplo, energía de activación), J/mol

R es la constante del gas ideal, 8.314 J/mol·°K

T2 y T1 son las temperaturas, °K = 273.16 + °C

A su vez la expresión 3.16 se puede ver como la expresión 3.17.

$$\ln k_{T2} = \frac{Ea}{R} \left(\frac{1}{T1T2} \right) (T2 - T1) + \ln k_{T1} \quad (3.17)$$

La expresión 3.17 representa gráficamente ($\ln k_2 = f(1/T)$) una recta con pendiente igual al término Ea/R .

Finalmente, se sabe que el coeficiente de corrección de temperatura, θ es igual a

$$e^{\frac{Ea}{R} \left(\frac{1}{T1T2} \right)} \text{ (término que incluye la expresión 3.16).}$$

La Tabla 3.3 reúne los métodos empleados en la determinación de los parámetros del ASM1.

Tabla 3.3. Método de determinación de parámetros del ASM1.

| Análisis | Método |
|-----------------|------------------------------------------------------------|
| Pruebas "batch" | Respirométrico (Henze <i>et al.</i> , 2000) |
| Y_H | Respirométrico (Henze <i>et al.</i> , 2000) |
| Fraciones DQO | Físico-químico. STOWA (Roeleveld y Loosdrecht, 2002) |
| S_i | Respirométrico (Henze <i>et al.</i> , 2000) |
| S_S | Respirométrico (Ubay Çokgör <i>et al.</i> , 1998) |
| b_H | Respirométrico (Ekama <i>et al.</i> , 1986) |
| μ_{Hmax} | Respirométrico (Kappeler y Gujer <i>et al.</i> , 1992) |
| θ | Analítico. Ec. van't Hoff-Arrhenius (Metcalf y Eddy, 2004) |

3.6. Análisis de datos

Se obtuvo el promedio por muestra de cada uno de los análisis fisicoquímicos (pH, conductividad, DQO, N-NH₃, N total, P total y SS del licor) y biológico (DBO₅). También se determinó el porcentaje de la desviación estándar como una medida de precisión de los análisis. Los datos correspondientes a DBO₅, N-NH₃, N total y P total fueron representativos exclusivamente del periodo de estudio debido a que fueron evaluados con un número limitado de muestras.

A partir de los datos obtenidos de los análisis fisicoquímicos se calcularon las tasas F/M de los experimentos y las fracciones de la DQO expresándolas en porcentaje, dando su media, desviación estándar y rangos obtenidos. Además la DBO₅ permitió obtener un valor aproximado de la fracción X_S .

Con los datos de la DQO soluble (1.5, 0.45 y 0.1 μm), se hizo un análisis de comparación de filtros con pruebas de hipótesis (H_0 , hipótesis de no diferencia y H_a , hipótesis de diferencia) utilizando tablas de z con un nivel de significancia del 5%.

Los datos derivados de las pruebas de respirometría permitieron obtener las tasas de consumo de oxígeno, r_{O_2} , una vez conocidas, se procedió a determinar los parámetros y componentes (b_H , Y_H y S_S) mediante las expresiones descritas.

Aplicando la ecuación de van't Hoff-Arrhenius se determinó el valor del coeficiente de temperatura, θ , mediante la regresión de la curva del logaritmo natural de b_H ($\ln b_H$) en función del inverso de la temperatura ($1/T$).

Con las pruebas de degradación de materia orgánica en "batch" se evaluaron la fracción S_i , la DQO soluble biodegradable y el orden de cinética de degradación.

Específicamente, los datos respirométricos para evaluar μ_{Hmax} , proporcionaron información crucial del agua residual (concentración mínima, casi nula de S_S), para tomar la decisión de considerar la hidrólisis como el proceso limitante del crecimiento heterotrófico, por consecuencia, encontrar las constantes involucradas (k_h y K_X) por medio de la simulación utilizando el modelo AQUISIM, sección que por su complejidad se estudiará en un apartado exclusivo.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE PRUEBAS EXPERIMENTALES

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE PRUEBAS EXPERIMENTALES

Lo referente a resultados y discusión se incluyen en los capítulos 4 y 5. Las pruebas experimentales se tratarán en el presente capítulo y en el siguiente se hará referencia exclusivamente de los resultados de la simulación.

4.1. Características típicas del agua residual industrial

4.1.1. Parámetros fisicoquímicos

Se realizaron algunos análisis fisicoquímicos al agua residual como información complementaria a las pruebas de respirometría. Es necesario tener presente que debido a que el agua residual industrial en estudio proviene de 138 empresas de rubros diferentes, el agua tiende a ser muy especial en cuanto a su composición.

Los análisis hechos corresponden a pH, conductividad, demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal (N-NH₃), nitrógeno total (N_{tot}), fósforo total (P_{tot}) y carbono orgánico total (COT). Los últimos cinco parámetros no fueron determinados en todas las muestras por limitaciones de tiempo y económicas, sin embargo, los datos obtenidos fueron suficientes para conocer las características típicas del agua residual.

La Tabla 4.1 presenta los parámetros fisicoquímicos del agua residual. Los análisis se realizaron, durante el periodo de septiembre de 2006 a enero de 2007 y corresponden a muestras tanto puntuales como compuestas.

A título estimativo, aplicando la relación directamente proporcional existente entre conductividad y DQO, se obtuvieron los datos de DQO faltantes de las muestras RM15 a RM20 (datos sombreados de la Tabla 1.1), el factor utilizado fue de 0.45 resultado de dividir la DQO total promedio (2456 mg/L) entre la conductividad promedio (5459 μ S/cm).

Tabla 4.1. Parámetros fisicoquímicos del agua residual industrial.

| TIPO MTRA | FECHA TOMA | No. MUESTRA | pH | Conduct. ($\mu\text{S/cm}$) | DBO ₅ (mg/L) | DQO _{tot} (mg/L) | DBO ₅ | N-NH ₃ (mg/L) | N tot (mg/L) | P tot (mg/L) | COT (mg/L) | DBO ₅ /N/P |
|------------|-------------|-------------|-------|-------------------------------|-------------------------|---------------------------|--------------------|--------------------------|--------------|--------------|------------|-----------------------|
| | | | | | | | DQO _{tot} | | | | | |
| Puntual | 25/09/2006 | RM1 | - | - | - | 1688 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 02/10/2006 | RM2 | - | - | - | 1857 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 10/10/2006 | RM3 | 8.3 | 3558 | - | 1500 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 19/10/2006 | RM4 | 8.5 | 5430 | - | 3925 | - | - | - | - | 1279 | - |
| Puntual | 06/11/2006 | RM5 | 8.8 | 4178 | 491.68 | 2019 | 0.24 | 39.61 | 57.38 | 8.14 | - | 100/12/2 |
| Compuesta | 13-14/11/06 | RM6 | 7.9 | 5110 | - | 2373 | - | - | - | - | - | - |
| Compuesta | 14-15/11/06 | RM7 | 7.8 | 5360 | - | 2537 | - | - | - | - | - | - |
| Compuesta | 15-16/11/06 | RM8 | 7.7 | 5520 | - | 2382 | - | - | - | - | - | - |
| Compuesta | 16-17/11/06 | RM9 | 7.8 | 5990 | - | 2827 | - | - | - | - | - | - |
| Compuesta | 17-18/11/06 | RM10 | 7.8 | 6080 | - | 2838 | - | - | - | - | - | - |
| Compuesta | 18-19/11/06 | RM11 | 8.0 | 5620 | - | 2379 | - | - | - | - | - | - |
| Compuesta | 19-20/11/06 | RM12 | 8.0 | 5570 | - | 2844 | - | - | - | - | - | - |
| Compuesta | 20-21/11/06 | RM13 | 8.2 | 5690 | - | 2573 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 24/11/2006 | RM14 | 7.9 | 5790 | - | 2379 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 29/11/2006 | RM15 | 8.3 | 5330 | - | 2645 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 04/12/2006 | RM16 | 8.0 | 6440 | 726.84 | 2573 | 0.28 | 54.66 | 109.74 | 9.93 | - | 100/15/1 |
| Puntual | 15/12/2006 | RM17 | 7.3 | 5250 | - | 2605 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 08/01/2007 | RM18 | 7.9 | 6010 | 484.05 | 2645 | 0.18 | 50.99 | 94.08 | 11.97 | - | 100/19/2 |
| Puntual | 15/01/2006 | RM19 | 7.7 | 6260 | - | 2898 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 25/01/2007 | RM20A | 8.7 | 4800 | - | 2362 | - | - | - | - | - | - |
| Puntual | 25/01/2007 | RM20B | 8.1 | 5730 | - | 2704 | - | - | - | - | - | - |
| PROM= | | | 8.0 | 5459 | 568 | 2503 | 0.24 | 48 | 87 | 10 | 1279 | 100/15/2 |
| DESV.EST.= | | | 0.4 | 697 | 138 | 501 | 0.05 | 8 | 27 | 2 | - | - |
| C.V.= | | | 4.61% | 12.76% | 24.32% | 20.02% | 21.21% | 16.21% | 30.87% | 19.14% | - | - |

PROM: Promedio; DESV.EST.: Desviación estándar; C.V.: Coeficiente de variación=(DESV.EST./PROM)x100

■ : Valores estimados a partir de la relación $\text{DQO}_{\text{total}}/\text{Conductividad}$

En general, los valores de pH son constantes en el agua residual a lo largo del periodo de estudio encontrándose en el rango básico con un promedio de 8; la conductividad promedio es de 5459 $\mu\text{S/cm}$; la DBO₅ promedio es de 568 mg/L y la DQO total promedio de 2503 mg/L. La relación DBO₅/DQO_{total} fue en promedio de 0.24 lo que indica una baja biodegradabilidad del agua por su alto contenido de inertes.

A pesar de que el agua residual industrial presenta un gran espectro de valores, se presentan algunos datos de DBO₅ y DQO total de la literatura con el fin de tener un punto de comparación. Vázquez (2007) reportó una DBO₅ de 167.6 mg/L a 269 mg/L y DQO total de 345 a 569 mg/L del influente analizadas después del cribado grueso

en 2 plantas de agua residual municipal en Toluca, México. Roeleveld y Loosdrecht (2002) obtuvieron un rango de valores de DBO_5 de 119 mg/L a 373 mg/L y DQO total de 241 mg/L a 827 mg/L evaluadas después del pretratamiento en 21 plantas de agua residual municipal de Holanda. Veret *et al.* (2000) determinaron una DQO total entre 3700 mg/L y 4800 mg/L del efluente del tratamiento primario de una planta cuya agua proviene de una curtiduría. Ubay Çokgör *et al.* (1998) calcularon una DQO total promedio de 587 mg/L para agua residual municipal y para efluentes provenientes de industrias textil, alimenticia (confitería, procesamiento de leche y carne) y curtiduría valores desde 990 mg/L (textil) hasta 3630 mg/L (confitería) en la región de Kadiköy en Estambul. Germirli *et al.* (1998) presentaron una DQO de 1470 a 2400 mg/L en 4 diferentes plantas textiles. La DQO evaluada, es del mismo orden de magnitud que los valores de los estudios de aguas residuales industriales de Veret *et al.* (2000), Ubay Çokgör *et al.* (1998) y Germirli *et al.* (1998).

El promedio de la concentración de nitrógeno amoniacal en el agua es de 48 mg/L, para el nitrógeno total de 87 mg/L, para el fósforo total de 10 mg/L y para el carbono orgánico total de 1279 mg/L. Con respecto a la limitación de sustrato es preciso indicar que las proporciones N_{tot}/DBO_5 y P_{tot}/DBO_5 son 15.34% y 1.76% respectivamente, cumplen con la relación mínima de sustrato de $DBO_5/N/P = 100/5/1$ requerida en un proceso de lodos activados. Los datos de la DBO_5 , N y P son representativos exclusivamente del periodo de estudio debido a que fueron evaluados con un número limitado de muestras.

4.1.2. DQO total y DQO soluble.

La Tabla 4.2.a presenta la DQO total y la DQO soluble (0.1 μ m), la Tabla 4.2.b. presenta la DQO total y la DQO soluble determinada a diferentes tamaños de poro de filtro de las muestras RM6, RM7 y RM8. Lo anterior en atención a la recomendación que hace la STOWA (1999) de no usar filtros con tamaño de poro de 0.45 μ m debido a que una porción de la fracción particulada (coloidal) llega a pasar por el filtro, resultando en una sobrestimación de la fracción soluble. Sin embargo, en

algunas investigaciones se han usado filtros desde 1.2, 0.45 y 0.1 μm (Germirli, *et al.*, 1998; Ubay Çokgör *et al.*, 1998; Orhon, *et al.*, 1999; Ekama *et al.*, 1986; Roeleveld y Loosdrecht, 2002), por lo que se consideró interesante para el presente, hacer una comparación entre diferentes filtros.

Tabla 4.2.a. DQO total y DQO soluble del agua residual industrial.

| MUESTRA | DQO INFLUENTE (mg/L) | | DQO EFLUENTE (mg/L) |
|--------------|----------------------|---------------------------|---------------------------|
| | Total | Sol. (0.1 μm) | Sol. (0.1 μm) |
| RM1 | 1688 | - | - |
| RM2 | 1857 | - | - |
| RM3 | 1500 | - | - |
| RM4 | 3925 | - | - |
| RM5 | 2019 | - | - |
| RM6 | 2373 | 1982 | 991 |
| RM7 | 2537 | 2082 | 1164 |
| RM8 | 2382 | 1927 | 1278 |
| RM9 | 2827 | 2144 | 1289 |
| RM10 | 2838 | 1968 | 1306 |
| RM11 | 2379 | 1960 | 1388 |
| RM12 | 2844 | 2006 | 1412 |
| RM13 | 2573 | 1913 | 1408 |
| RM15 | 2645 | - | - |
| PROM = | 2456 | 1998 | 1279 |
| DESV. EST. = | 603 | 79 | 143 |
| C.V. = | 24.53% | 3.94% | 11.19% |

Tabla 4.2.b. DQO total y DQO soluble de RM6, RM7 y RM8.

| MUESTRA | DQO INFLUENTE (mg/L) | | | | DQO EFLUENTE (mg/L) | | |
|--------------|----------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|
| | Total | Sol. (1.5 μm) | Sol. (0.45 μm) | Sol. (0.1 μm) | Sol. (1.5 μm) | Sol. (0.45 μm) | Sol. (0.1 μm) |
| RM6 | 2373 | 2149 | 2063 | 1982 | 1150 | 1067 | 991 |
| RM7 | 2537 | 2318 | 2234 | 2082 | 1342 | 1231 | 1164 |
| RM8 | 2382 | 2084 | 2007 | 1927 | 1397 | 1317 | 1278 |
| PROM = | 2431 | 2184 | 2101 | 1997 | 1296 | 1205 | 1144 |
| DESV. EST. = | 92 | 121 | 118 | 79 | 130 | 127 | 145 |
| C.V. = | 3.78% | 5.53% | 5.64% | 3.95% | 10.00% | 10.52% | 12.66% |

El análisis de comparación de filtros se hizo con pruebas de hipótesis (H_0 , hipótesis de no diferencia y H_a , hipótesis de diferencia) con un nivel de significancia del 5%. Con filtros de 1.5 y 0.1 μm en el influente H_0 se rechazó ($z=2.24$), en el efluente H_0 se aceptó ($z=1.35$). Con filtros de 0.45 y 0.1 μm H_0 se aceptó tanto en el influente ($z=1.27$) como en el efluente ($z=0.55$). Finalmente, se confirmó que la DQO soluble no presentó diferencia usando filtros de 0.45 y 0.1 μm en muestras del influente ni del

efluente; tampoco usando filtros de 1.5 y 0.1 μm en el efluente; únicamente hubo diferencia con filtros de 1.5 y 0.1 μm en el influente.

Loaiza (2007) en su estudio que realizó a una PTAR municipal no encontró diferencia en los valores de la DQO soluble usando filtros de 0.1 y 0.45 μm . Este comportamiento se puede explicar por hecho de que el agua contiene una concentración mínima de sólidos suspendidos.

En el influente, la DQO soluble a 0.1 μm es del 82% y la DQO soluble a 0.45 μm del 86% del total de la DQO. Roeleveld y Loosdrecht (2002) obtuvieron una DQO soluble a 0.45 μm entre el 16% y el 53% del total de la DQO. Veret *et al.* (2000) señalaron una DQO soluble a 0.1 μm del 56% (textil). Germirli *et al.* (1998) indicaron una DQO soluble a 1.2 μm entre el 70% y el 79% (textil) y Ubay Çokgör *et al.* (1998) reportaron una DQO soluble a 1.2 μm entre el 31% (municipal) y el 83% (confitería). Por lo que el agua residual estudiada se puede considerar como especial pues la DQO es soluble en su mayor parte.

4.1.3. Dificultades con el agua residual y medidas para resolverlas.

El agua residual presentó una conductividad alta (5459 $\mu\text{S}/\text{cm}$), una DQO promedio de 2503 mg/L siendo en su mayoría (mayor del 80%) soluble y una baja biodegradabilidad ($\text{DBO}_5/\text{DQO}_{\text{tot}}=0.24$) que anticipó un contenido alto de inertes.

Debido a la alta conductividad del agua residual se presentó un problema de lectura con las sondas, siendo en mayor escala en la sonda GLI. Para resolver este problema se lavó el licor mixto y se diluyó el agua residual con agua destilada en una proporción 1:2. Otro problema que se presentó fue en la evaluación de ortofosfatos debido a que la muestra no fue susceptible de determinación colorimétrica, las medidas que se tomaron fueron la filtración y adición de carbono activado ninguna tuvo éxito.

El lavado de licor y dilución del agua residual son prácticas que se han realizado en diversas investigaciones (Novak y Wanner, 1992; Pribyl, 2000; Benes *et al.*, 2002).

El único impacto que se produjo con el lavado del licor fue en los resultados de b_H , los cuales no representaron en su totalidad lo que sucedía en planta, sin embargo, fue un dato aproximado que dio información de las tasas de decaimiento de la biomasa. La dilución del agua residual es una práctica más común todavía y no tuvo ningún impacto en los análisis realizados.

Finalmente, como todas las pruebas se realizaron con licor lavado, los cálculos que involucran a b_H son congruentes en todo momento.

4.2. Composición del licor mixto de la siembra de pruebas.

Es importante señalar que el licor mixto utilizado en las pruebas experimentales tuvo una composición diferente al licor mixto de la planta, debido al lavado que permitió que las sondas tomaran las lecturas de O.D. y a la dilución del licor para obtener las relaciones F/M óptimas dependiendo el tipo de prueba realizada (S_S , b_H , μ_{Hmax}).

La Tabla 4.3 muestra los resultados de los análisis de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) realizados al licor mixto previamente lavado (3 a 5 veces), diluido (1:2, licor:agua) con agua de la llave y añadido alil tiurea (ATU) en una concentración de 10 mg/L. Lo anterior, atendiendo a las sugerencias de Novak y Wanner (1992) y Benes *et al.* (2002); que utilizan el término de acondicionamiento de biomasa, para evitar que la presencia de algunos productos residuales y la nitrificación tengan impacto sobre la actividad del licor mixto (μ_H , b_H y Y_H).

Los valores que se reportan en la Tabla 4.3, son base del cálculo de las relaciones F/M utilizadas en las pruebas respirométricas, asimismo, proveen información acerca del porcentaje de volátiles de la biomasa.

Tabla 4.3. Sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles.

| FECHA TOMA | MUESTRA | SSV (mg/L) | SST (mg/L) | SSV/SST (%) |
|------------|---------------|-------------|-------------|--------------|
| 25/09/2006 | RM1 | 1740 | 2110 | 82.46% |
| 02/10/2006 | RM2 | 2330 | 2920 | 79.79% |
| 10/10/2006 | RM3 | 2520 | 3090 | 81.55% |
| 19/10/2006 | RM4 | 2490 | 3140 | 79.30% |
| 06/11/2006 | RM5 | 2872 | 3552 | 80.86% |
| 13/11/2006 | RM6 | 2433 | 3053 | 79.69% |
| 17/11/2006 | RM10 | 2380 | 3140 | 75.80% |
| 20/11/2006 | RM13 | 2650 | 3250 | 81.54% |
| 24/11/2006 | RM14 | 2420 | 3200 | 75.63% |
| 29/11/2006 | RM15 | 2393 | 3220 | 74.32% |
| 04/12/2006 | RM16 | 2090 | 2760 | 75.72% |
| 15/12/2006 | RM17 | 2140 | 2933 | 72.96% |
| 08/01/2007 | RM18 | 2300 | 3050 | 75.41% |
| 15/01/2006 | RM19 | 2260 | 3070 | 73.62% |
| 25/01/2007 | RM20A | 2567 | 3400 | 75.50% |
| 25/01/2007 | RM20B | 2493 | 3340 | 74.64% |
| | PROM = | 2380 | 3077 | 77.4% |
| | DESV. EST. = | 255 | 322 | 3.2% |
| | C.V. = | 10.70% | 10.46% | 4.14% |

En general, se buscó tener concentraciones relativamente constantes de SSV del orden de 2400 mg/L (con un error de ± 255 mg/L). Esto se logró por medio de una técnica simple, que consistió en dejar sedimentar el licor durante 15 minutos y después agregar dos terceras partes de agua de la llave.

La concentración promedio de SST de los “batch” del licor mixto fue de 3077 mg/L, de SSV de 2380 mg/L y la relación SSV y SST del 77.40%. Petersen *et al.* (2002) reportaron en la PTAR de Zele, Bélgica (40% municipal y 60% industrial) un contenido de 4010 mg/L de SST y una relación del 70% entre SSV y SST.

4.3. Relaciones F/M

4.3.1. Relaciones F/M empleadas en pruebas para μ_H .

Las relaciones F/M, equivalentes a la relación S_{ODQO}/X_{OSSV} , empleadas en la determinación de μ_H se calcularon usando las expresiones 4.1 y 4.2 que permiten tomar en cuenta las diluciones.

$$F = S_{O_{DQO}} = \frac{V_{a.res.} \cdot DQO_{total}}{V_{total}} \quad (4.1)$$

$$M = X_{O_{SSV}} = \frac{V_{licor} \cdot X_{SSV_{licor}}}{V_{total}} \quad (4.2)$$

donde:

$S_{O_{DQO}}$ es la concentración de la DQO inicial en el reactor (también citada como F).

$X_{O_{SSV}}$ es la concentración de los SSV inicial en el reactor (también citada como M).

$V_{a.res.}$ es el volumen de agua residual sin diluir, añadido al reactor.

V_{licor} es el volumen del licor añadido.

V_{total} es el volumen total en el reactor.

DQO_{total} es la DQO total del agua residual.

$X_{SSV_{licor}}$ es la concentración de SSV del licor mixto.

La Figura 4.1 ilustra el origen y uso de los volúmenes empleados.

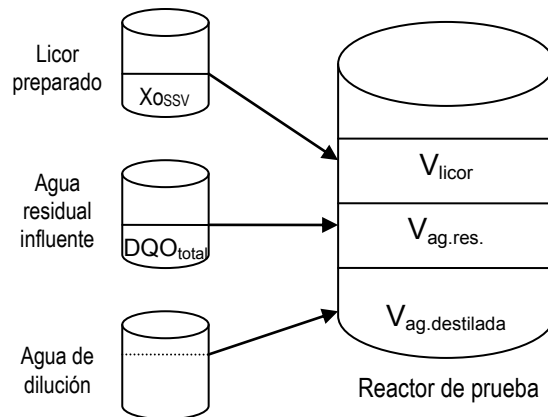


Figura 4.1. Origen y uso de los volúmenes empleados

Los volúmenes de agua residual y licor mixto empleados en los estudios se incorporan en el Anexo D.

Por ejemplo, en la muestra RM6 se utilizaron 140 mL de agua residual, 540 mL de agua destilada y 20 mL de licor, para calcular la relación F/M se ocupó la DQO del agua residual 2373 mg/L y los SSV del licor 2433 mg/L. Empleando las expresiones 4.1 y 4.2 se tienen las expresiones 4.3, 4.4 y 4.5.

$$F = So_{DQO} = \frac{140mL \times 2373mg / L}{700mL} = 474.60mg / L \quad (4.3)$$

$$M = Xo_{SSV} = \frac{20mL \times 2433mg / L}{700mL} = 69.51mg / L \quad (4.4)$$

$$\frac{F}{M} = 6.83 \frac{mgDQO}{mgSSV} \quad (4.5)$$

Análogamente, se realizaron los cálculos de las relaciones F/M para todas las muestras. Las relaciones F/M se consignan en la tabla 4.4.

Tabla 4.4. Relaciones F/M empleadas en μ_H .

| MUESTRA | F/M (mgDQO/mgSSV) |
|--------------|-------------------|
| RM4 | 8.76 |
| RM5 | 7.03 |
| RM6 | 6.83 |
| RM7 | 6.78 |
| RM8 | 3.67 |
| RM9 | 4.36 |
| RM13 | 3.54 |
| RM15 | 3.32 |
| PROM = | 5.53 |
| DESV. EST. = | 2.06 |
| C.V. = | 37.16% |

El valor promedio de F/M para determinar μ_H fue de 5.53 mg DQO/mg SSV, valor adecuado para este tipo de prueba ya que suelen recomendar valores mayores de 4, como se comenta más adelante.

4.3.2. Relaciones F/M empleadas en pruebas para S_s .

Análogamente a μ_H se utilizaron las expresiones 4.1 y 4.2 para calcular So_{DQO} y Xo_{SSV} respectivamente de las pruebas de S_s .

Por ejemplo, la muestra RM6 tiene una DQO de 2373 mg/L y SSV de 2433 mg/L, se usaron 150 mL de agua residual, 200 mL de agua destilada y 350 mL de licor. Empleando las expresiones 4.1 y 4.2 se tienen las expresiones 4.6, 4.7 y 4.8.

$$F = S_{o_{DQO}} = \frac{150mL \times 2373mg / L}{700mL} = 508.50mg / L \quad (4.6)$$

$$M = X_{o_{SSV}} = \frac{350mL \times 2433mg / L}{700mL} = 1216.50mg / L \quad (4.7)$$

$$\frac{F}{M} = 0.42 \frac{mgDQO}{mgSSV} \quad (4.8)$$

Los cálculos correspondientes a todas las muestras se incluyen en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5. Relaciones F/M empleadas en S_s .

| MUESTRA | F/M (mgDQO/mgSSV) |
|--------------|-------------------|
| RM5 | 0.30 |
| RM6 | 0.42 |
| RM7 | 0.45 |
| RM8 | 0.42 |
| RM9 | 0.50 |
| RM10 | 0.51 |
| RM11 | 0.43 |
| RM12 | 0.51 |
| PROM = | 0.43 |
| DESV. EST. = | 0.07 |
| C.V. = | 15.89% |

El valor promedio de la relación F/M para determinar S_s fue de 0.43 mg DQO/mg SSV, valor aceptable dentro del rango de F/M baja.

Veret *et al.* (2000) obtuvieron μ_{Hmax} con una F/M de 4 mg DQO/mg SSV; Orhon *et al.* (1999) realizaron un experimento con diferentes F/M para muestras de agua residual e industrial y llegaron a la conclusión de que podían obtener valores muy semejantes de las constantes cinéticas y de la fracción S_s con 2 diferentes F/M, entre las que destacan en agua residual municipal 0.54 g DQO/g SSV y 1.16 g DQO/g SSV, y en agua residual industrial 0.72 g DQO/g SSV y 1.25 g DQO/g SSV (lechería), 1.1 g DQO/g SSV y 2.1 g DQO/g SSV (confitería) y 0.31 g DQO/g SSV y 0.45 g DQO/g SSV (textil). Ubay Çokgör *et al.* (1998) en su evaluación experimental para determinar S_s , utilizaron valores F/M desde 0.24 hasta 0.86 mg DQO/mg SSV en diversas aguas residuales municipales (incluyendo en ocasiones efluente industrial) y

de 0.47 a 2.1 mg DQO/mg SSV en distintas aguas residuales industriales. Kappeler y Gujer (1992) recomendaron una F/M entre 4 y 5 mg DQO/mg SSV para obtener μ_{Hmax} y Ekama *et al.* (1986) utilizaron una F/M de 0.61 mg DQO/mg SSV para obtener tanto la fracción S_S como a μ_{Hmax} de una PTAR municipal cuyo efluente proveniente de una población. Las relaciones F/M empleadas en este estudio coinciden con los valores utilizados por los autores mencionados.

4.4. Pruebas “batch” de degradación de materia orgánica.

Con el fin de complementar la información del agua residual industrial en estudio, se realizaron tres pruebas de degradación de DQO en “batch” para las muestras RM4, RM20A y RM20B, los resultados se muestran en las Figuras 4.2, 4.3 y 4.4 respectivamente. Las tres pruebas se realizaron con una concentración de SSV en los reactores muy semejante del orden de los 1000 mg SSV/L.

La prueba para la muestra RM4 se llevo a cabo a 24°C de temperatura, con 350 mL de agua residual y 350 mL de licor (lavado), las muestras RM20A y RM20B a 28°C, con 470 mL de agua residual y 230 mL de licor (sin lavar). Estos volúmenes corresponden a concentraciones iniciales en el reactor de DQO soluble del agua residual y de SSV del licor de 1790 mg DQO/L y 1245 mg SSV/L de RM4; 1897 mg DQO/L y 843 mg SSV/L de RM20A y 2319 mg DQO/L y 819 mg SSV/L de RM20B.

Las tres pruebas consistieron en mantener en agitación y con suficiente oxígeno los reactores y evaluar la DQO soluble (0.45 μm) de 4 a 5 días. Los cálculos e información más específica, se presentan en el Anexo E.

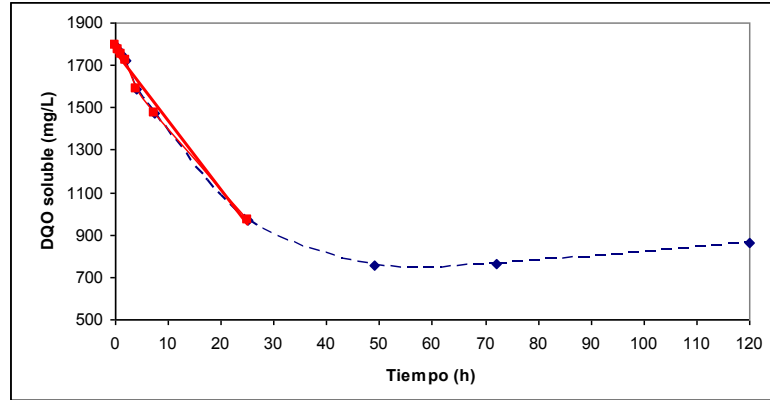


Figura 4.2. Curva de degradación de DQO para RM4 a 24°C.

(Nota: El valor de la DQO soluble a las 72 y 120 horas aumentó debido a la evaporación del agua)

La Figura 4.2 muestra que durante las primeras 25 horas, la DQO soluble biodegradable se consume en su totalidad en la muestra RM4 a 24°C.

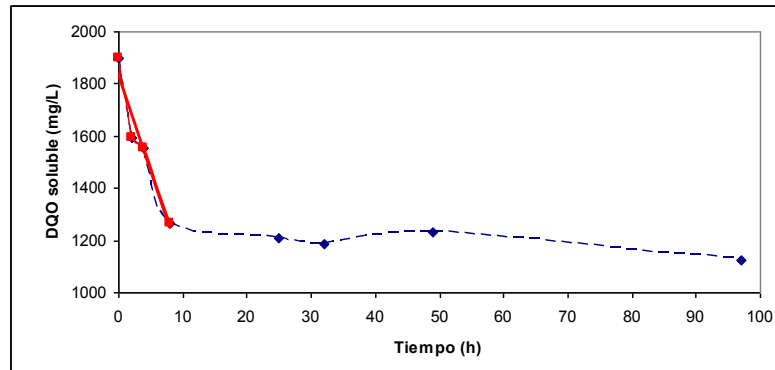


Figura 4.3. Curva de degradación de DQO para RM20A a 28°C.

(Nota: El dato de la DQO soluble a las 49 horas se considera como error experimental)

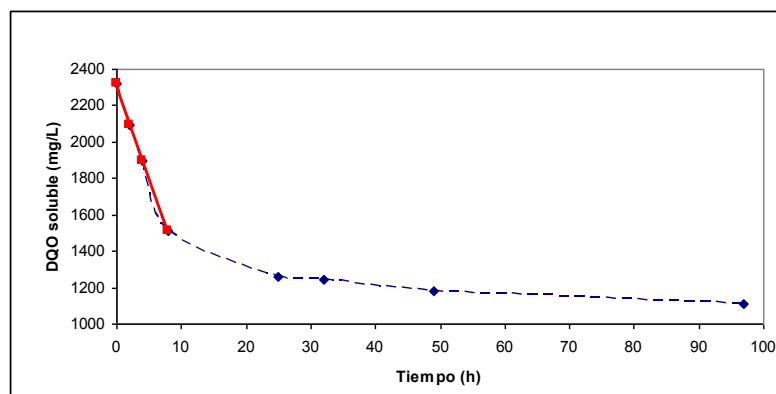


Figura 4.4. Curva de degradación de DQO para RM20B a 28°C.

Es evidente que durante las primeras 8 horas, la DQO soluble biodegradable se consume en su totalidad en las muestras RM20A y RM20B a 28°C.

Las pruebas “batch” permitieron calcular la fracción S_i , con la relación DQO soluble final (remanente)/DQO soluble inicial, RM4 contiene el 42%, RM20A el 59% y RM20B el 48% (PROM=50%, DESV.EST.=9%).

A partir de las pruebas “batch”, también se determinó el orden de cinética de degradación que consiste en obtener para los siguientes casos su regresión lineal y en seleccionar el orden que presente el mejor ajuste.

Caso I. Orden cero.- graficar la DQO soluble en función del tiempo (t),

Caso II. Orden uno.- graficar el logaritmo natural de la DQO soluble (\ln (DQO soluble)) en función del tiempo (t).

Caso III. Orden dos.- graficar el inverso de la DQO soluble ($1/\text{DQO soluble}$) en función del tiempo (t).

El desarrollo se presenta en el Anexo F. En las tres pruebas se manejaron dos escenarios, el primero, considerando los datos de las primeras 25 horas y el segundo todos los datos de la prueba.

La Tabla 4.6, presenta el orden y las constantes de reacción (k) provenientes de la ecuación de la regresión lineal.

Tabla 4.6. Constantes de reacción (k) de la cinética de consumo de microorganismos.

| MUESTRA | k | R ² | T (°C) | SSV (mg/L) |
|-----------------------------------------|---------|----------------|--------|------------|
| Escenario I. Orden cero, k_0 en mg/Lh | | | | |
| RM4 | -32.824 | 0.9884 | 24 | 1245 |
| RM20A | -22.037 | 0.6329 | 28 | 843 |
| RM20B | -38.091 | 0.7984 | 28 | 819 |
| Escenario II. Orden dos, k_2 en L/mgh | | | | |
| RM4 | 0.0192 | 0.9974 | 24 | 1245 |
| RM20A | 0.0833 | 0.7457 | 28 | 843 |
| RM20B | 0.0460 | 0.7001 | 28 | 819 |

Si se analizan los resultados, el mejor modelo para toda la prueba es el de orden dos (Escenario II), si se estudia el inicio sin la transición del final de la corrida, es confiable la cinética de orden cero (Escenario I).

Se realizaron otras pruebas de degradación en “batch”, ésta vez únicamente con licor mixto (sin lavar y recolectado a la entrada del reactor, después de la llegada del influente) a lo largo de 1 y 2 días, los datos se presentan en la Tabla 4.7 y la Figura 4.5. En este caso se obtuvo la DQO soluble a 0.1 μm para poder comparar los resultados con los de la STOWA. Los experimentos se hicieron a temperatura ambiente (alrededor de los 20°C).

Tabla 4.7. Degradación de DQO en “batch” aproximadamente a 20°C.

| MUESTRA | t (d) | DQO _{sol} (mg/L) | %DQO _{sol,inerte} |
|--------------------|-------|---------------------------|----------------------------|
| RM6 | 0 | 1982 | |
| | 1 | 867 | 44% |
| RM7 | 0 | 2082 | |
| | 1 | 975 | 47% |
| | 2 | 924 | |
| RM8 | 0 | 1926 | |
| | 1 | 988 | 51% |
| RM10 | 0 | 1968 | |
| | 1 | 1026 | 52% |
| | 2 | 1083* | |
| RM11 | 0 | 1959 | |
| | 1 | 1059 | 54% |
| | 2 | 1090* | |
| RM12 | 0 | 2006 | |
| | 1 | 1130 | 56% |
| | 2 | 1147* | |
| RM13 | 0 | 1913 | |
| | 1 | 1103 | 58% |
| | 2 | 1217* | |
| PROM = | | | 52% |
| DESV.EST. = | | | 5% |

* Estos valores son más altos que los del día anterior debido a que la evaporación del agua concentró la DQO.

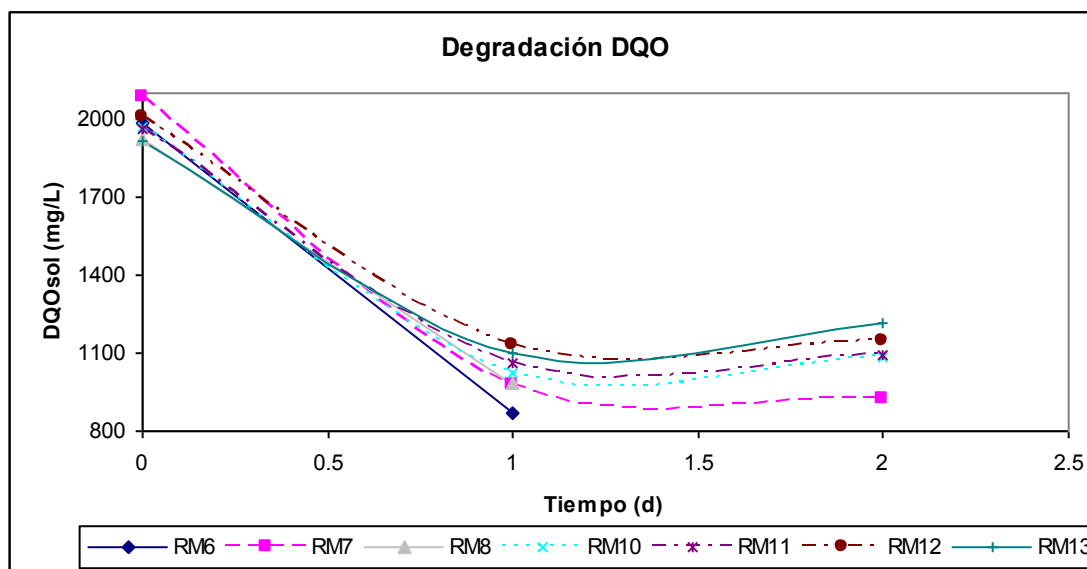


Figura 4.5. Curva de degradación de DQO en “batch” aproximadamente a 20°C.

Con estos elementos se confirma que 8 horas son suficientes para que la DQO soluble biodegradable se agote en 28 y 32°C; que siempre queda un remanente de DQO del orden del 52% \pm 5% que es inerte y que los valores remanentes (1021 mg/L) son posibles de comparar con la fracción S_i , calculada como del 90% de la DQO soluble del efluente ($0.9 \times 1279 \text{ mg/L} = 1152 \text{ mg/L}$).

4.5. Parámetro estequiométrico Y_H .

El método empleado para obtener Y_H es el sugerido por el comité científico del ASM1 (Henze *et al.*, 2000). El análisis se realizó a temperatura ambiente debido a que los coeficientes estequiométricos no se ven afectados por la temperatura (Sollfrank, 1988). En seguida, se presenta un ejemplo de cálculo de Y_H con la muestra RM17.

Se tomaron 100 mL de agua residual previamente sedimentada, filtrada (0.45 μm) y diluida (1:1) con agua destilada. Se añadieron 25 mL de biomasa lavada con agua de la llave. La mezcla se mantuvo en agitación durante la prueba y se determinaron la DQO total y la DQO soluble (0.45 μm) así como la DQO_{celular} (expresión 3.1) a las 0, 2, 7, 13, 25 y 27 horas, los resultados se incluyen en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8. DQO soluble, DQO total y DQO celular.

| Tiempo (h) | DQO _{tot} (mg/L) | DQO _{sol} (mg/L) | DQO _{celular} (mg/L) |
|------------|---------------------------|---------------------------|-------------------------------|
| 0 | 2105 | 1550 | 555 |
| 2 | 2230 | 1579 | 651 |
| 7 | 2221 | 1535 | 686 |
| 13 | 2216 | 1469 | 747 |
| 25 | 1969 | 933 | 1036 |
| 27 | 1961 | 859 | 1102 |

Después se graficaron los valores de la DQO_{celular} en función de la DQO_{sol}, como se aprecia en la gráfica 4.6.

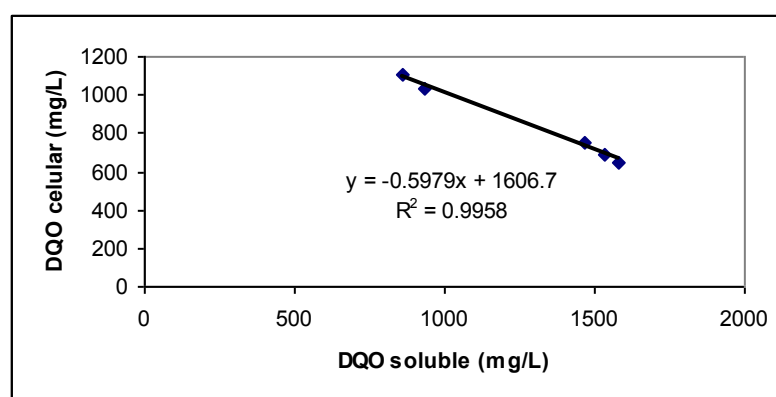


Figura 4.6. Curva de la variación de la DQO celular en función de la DQO soluble.

(Nota: El dato del tiempo 0h, se excluyó del ajuste)

Mediante un ajuste lineal se obtiene la ecuación que aparece en la Figura 4.6, por lo tanto, la pendiente de la curva es 0.60 (redondeando a 2 cifras decimales), valor que corresponde a Y_H .

Análogamente, se calcularon los rendimientos heterotróficos para 8 muestras adicionales, la Tabla 4.9 presenta los resultados de Y_H . En el Anexo G se adjuntan los datos y cálculos correspondientes.

Tabla 4.9. Rendimiento real de crecimiento de biomasa heterotrófica Y_H .

| MUESTRA | Y_H | R2 |
|--------------|---------------|----|
| M5_A | 0.98 | 95 |
| M5_B | 0.38 | 93 |
| M13_A | 0.47 | 85 |
| M13_B | 0.31 | 96 |
| M14_A | 0.30 | 77 |
| M14_B | 0.66 | 92 |
| M17 | 0.60 | 99 |
| M18 | 0.54 | 96 |
| M19 | 0.45 | 98 |
| PROMEDIO= | 0.52 | |
| DESV. EST. = | 0.21 | |
| c.v. = | 40.57% | |

Inicialmente se había planeado realizar entre 3 y 4 pruebas para evaluar el rendimiento, pero, como los valores fluctuaban desde 0.31 hasta 0.98 (C.V. = 40.57%) aún cuando sus ajustes eran buenos ($R^2 \approx 1$), entonces se decidió repetir la prueba 5 veces más tratando de controlar al máximo las condiciones del experimento para que los resultados presentaran un comportamiento más uniforme. Tras estas pruebas complementarias, dichas fluctuaciones se presentaron todavía, el promedio final estimado de Y_H fue de 0.52 con una precisión relativamente baja (C.V.=41%). Esto se puede explicar porque las pruebas se realizaron con muestras tomadas en diferentes días y las posibles variaciones en las características del agua residual procedente de ciertas industrias pudieron haber afectado la calidad de las muestras.

Otros autores como Ubay Çokgör *et al.* (1998), Coen *et al.* (1998), Orhon *et al.* (1999) y Petersen *et al.* (2002), han trabajado con un rendimiento Y_H igual a 0.67 mgDQO/mgDQO, valor recomendado por el grupo de trabajo de la IAWPRC (Henze *et al.*, 2000). Sin embargo, también se reportan otros valores que se incluyen en la Tabla 4.10. Existen más estudios de A.R.M. por ello se incluyen algunos resultados de éstos, también se proporcionan valores de A.R.I. que no necesariamente son representativos del agua de estudio.

Tabla 4.10. Valores de Y_H reportados en otros estudios.

| | Y_H (mg DQO/mg DQO) | Referencia |
|------------------------------------------------------|-----------------------|-------------------------------|
| A.R.M. | 0.64 | Sollfrank (1988) |
| A.R.M. | | Benes <i>et al.</i> (2002) |
| PTAR Pilsen, República Checa | 0.67 | |
| PTAR Nijmegen, Países Bajos | 0.65 | |
| PTAR Nijmegen, licor lavado y diluido a. llave | 0.69 | |
| PTAR Pilsen, licor lavado y diluido con a. mineral | 0.71 | |
| PTAR Nijmegen, licor lavado y diluido con a. mineral | 0.73 | |
| A.R.M. y A.R.I. Estudio A | 0.40 | Arslan y Ayberk (2003) |
| Estudio B | 0.68 | |
| Estudio C | 0.52 | |
| A.R.I. Planta I, II y III | 0.69 | Germirli <i>et al.</i> (1998) |
| Planta IV | 0.68 | |
| A.R.I. Curtiduría | 0.61 | Veret <i>et al.</i> (2000) |
| PTAR Industrial Toluca, México | 0.52 | Presente estudio (2007) |

Por seguridad, en lo que respecta a los cálculos subsecuentes, se utilizarán dos valores de Y_H , el de 0.52 y el que recomienda el manual del ASM1 (Henze *et al.*, 2000) de 0.67.

4.6. Fraccionamiento de la DQO.

4.6.1. Fraccionamiento de la DQO por el método de la STOWA.

A partir de los datos contenidos en la Tabla 4.2 y de las ecuaciones 3.9, 3.10 y 3.12 de la sección 3.5.4, se calcularon las fracciones de la DQO de la muestra RM6 como se muestra en las expresiones 4.9, 4.10 y 4.11. El cálculo de las fracciones X_S y X_I se hizo en conjunto.

$$S_I = 0.9 \times 991 \text{ mg/L} = 892 \text{ mg/L} \quad (4.9)$$

$$S_s = 1982 \text{ mg/L} - 892 \text{ mg/L} = 1091 \text{ mg/L} \quad (4.10)$$

$$(X_s + X_l) = 2373 \text{ mg/L} - 892 \text{ mg/L} - 1091 \text{ mg/L} = 391 \text{ mg/L} \quad (4.11)$$

Las fracciones de la DQO (S_s , S_l , $X_s + X_l$) de todas las muestras se resumen en la Tabla 4.11.

Tabla 4.11. Fracciones de DQO según la STOWA

| MUESTRA | S_l (mg/L) | S_s (mg/L) | $(X_s + X_l)$ mg/L | % S_l | % S_s | % $(X_s + X_l)$ |
|------------|--------------|--------------|--------------------|---------|---------|-----------------|
| RM6 | 892 | 1091 | 391 | 38 | 46 | 16 |
| RM7 | 1048 | 1035 | 454 | 41 | 41 | 18 |
| RM8 | 1150 | 776 | 455 | 48 | 33 | 19 |
| RM9 | 1160 | 984 | 683 | 41 | 35 | 24 |
| RM10 | 1175 | 793 | 869 | 41 | 28 | 31 |
| RM11 | 1249 | 710 | 419 | 53 | 30 | 18 |
| RM12 | 1271 | 735 | 838 | 45 | 26 | 29 |
| RM13 | 1267 | 646 | 660 | 49 | 25 | 26 |
| PROM = | 1152 | 846 | 596 | 45 | 33 | 23 |
| DESV EST = | 129 | 166 | 192 | | | |
| C.V. = | 11.19% | 19.62% | 32.20% | | | |

Este primer fraccionamiento de la DQO nos indica que en promedio se tiene un 45% de S_l , 33% de S_s y 23% de $(X_s + X_l)$, cifras que serán comparadas cuando se evalúen las fracciones S_s y S_l por métodos diferentes.

4.6.2. Fracción S_s mediante respirometría.

La fracción S_s se determinó en cada muestra con su relación F/M correspondiente (F/M baja) (ver Tabla 4.5). Las pruebas se hicieron por duplicado (sondas YS1 y YS2) y en algunos casos por triplicado (sondas YS1, YS2 y GLI), por lo que, se obtuvo el promedio de las mediciones, aunque, en ocasiones se excluyeron datos que discrepaban totalmente del comportamiento usual.

El procedimiento que se llevo a cabo para determinar S_s , se ilustra para la muestra RM8, con una relación F/M de 0.42 mg DQO/ mg SSV, como sigue:

1. A partir de los datos registrados por el sistema de adquisición de datos y control (ADC) (Figura 4.7), se utilizó un software llamado Sensor 1, desarrollado por los investigadores Bâ y Fall del C.I.R.A. (Figura 4.8), para obtener las pendientes de cada ciclo de respiración de los microorganismos (Figura 4.9), mismas que se graficaron en función del tiempo para obtener los respirogramas (ver Anexo H.1). Los respirogramas correspondientes a la muestra RM8 se muestran en la Figura 4.10.

La Figura 4.7 contiene en la parte superior los datos generales del archivo como el nombre de la configuración, las horas de inicio y término de la prueba; la primer columna registra el tiempo de adquisición de datos; la segunda, la cuarta y la sexta, la concentración de oxígeno disuelto (O.D.) medidas en el reactor por las sondas YS1, YS2 y GLI respectivamente y la tercera, la quinta y la séptima, el estado de cada bomba de aireación ON (encendido) u OFF (apagado).

| | A | B | C | D | E | F | G |
|----|-----------------------------------------|----------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|
| 1 | Windmill Logger - ESSA1.1MS | | | | | | |
| 2 | File opened at 10:55:23 Fri 17 Nov 2006 | | | | | | |
| 3 | File closed at 13:27:18 Fri 17 Nov 2006 | | | | | | |
| 4 | | | | | | | |
| 5 | Time | AaYSI_C1 | B_Bomb_Ysi1 | C_YSI_2_C6 | D_Bomb_YSI2 | E_GLI_3_C12 | F_Bomb_GLI |
| 6 | Secs | mg/L | | mg/L | | mg/L | |
| 7 | 10:55:25 | 3.3499 | OFF | 2.77321 | ON | 3.66951 | OFF |
| 8 | 10:55:30 | 3.20228 | OFF | 2.78896 | ON | 3.61864 | OFF |
| 9 | 10:55:35 | 3.10978 | OFF | 2.78502 | ON | 3.56778 | OFF |
| 10 | 10:55:40 | 3.06451 | OFF | 2.8047 | ON | 3.5229 | OFF |
| 11 | 10:55:45 | 2.98972 | ON | 2.83423 | ON | 3.47802 | OFF |
| 12 | 10:55:50 | 3.1334 | ON | 2.8795 | ON | 3.43314 | OFF |
| 13 | 10:55:55 | 3.62348 | ON | 2.95822 | ON | 3.39723 | OFF |
| 14 | 10:56:00 | 4.57806 | OFF | 2.97397 | ON | 3.34637 | OFF |
| 15 | 10:56:05 | 5.20199 | OFF | 2.98775 | ON | 3.30149 | OFF |
| 16 | 10:56:10 | 5.36338 | OFF | 3.0586 | ON | 3.26858 | OFF |
| 17 | 10:56:15 | 5.39684 | OFF | 3.09994 | ON | 3.22968 | OFF |
| 18 | 10:56:20 | 5.40275 | OFF | 3.11568 | ON | 3.19378 | OFF |
| 19 | 10:56:25 | 5.39684 | OFF | 3.14717 | ON | 3.15488 | OFF |
| 20 | 10:56:30 | 5.38306 | OFF | 3.18457 | ON | 3.11599 | OFF |
| 21 | 10:56:35 | 5.35354 | OFF | 3.23968 | ON | 3.08308 | OFF |
| 22 | 10:56:40 | 5.33261 | OFF | 3.25822 | ON | 3.04839 | OFF |
| 23 | 10:56:45 | 5.33064 | OFF | 3.27003 | ON | 3.01847 | OFF |
| 24 | 10:56:50 | 5.29325 | OFF | 3.32316 | ON | 2.98855 | ON |
| 25 | 10:56:55 | 5.25192 | OFF | 3.39402 | ON | 2.95265 | ON |
| 26 | 10:57:00 | 5.21452 | OFF | 3.42551 | ON | 2.92573 | ON |
| 27 | 10:57:05 | 5.19681 | OFF | 3.43141 | ON | 2.89282 | ON |
| 28 | 10:57:10 | 5.18894 | OFF | 3.45896 | ON | 2.86888 | ON |
| 29 | 10:57:15 | 5.15351 | OFF | 3.47077 | ON | 2.85093 | ON |
| 30 | 10:57:20 | 5.1358 | OFF | 3.52785 | ON | 2.83896 | ON |
| 31 | 10:57:25 | 5.07479 | OFF | 3.62625 | ON | 2.83896 | ON |
| 32 | 10:57:30 | 5.07872 | OFF | 3.67152 | ON | 2.84495 | ON |
| 33 | 10:57:35 | 5.01575 | OFF | 3.75418 | ON | 2.85392 | ON |

Figura 4.7. Datos registrados por el sistema ADC de la muestra RM8.

La Figura 4.8 muestra el software Sensor 1, basado en el sistema operativo MS-DOS que permite obtener las pendientes correspondientes de los ciclos en OFF, para ello,

es necesario responder las preguntas referentes al archivo y a las disposiciones que deben tomarse en cuenta para el cálculo.

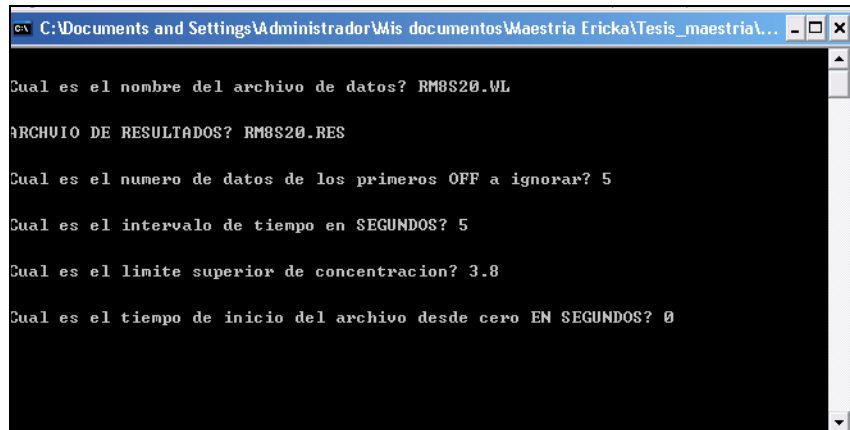


Figura 4.8. Programa Sensor 1.

La Figura 4.9 contiene los resultados provenientes del programa Sensor 1 distribuidos en columnas con el número de ciclo (CICLO), el tiempo de inicio (T-INI), el tiempo de duración (TIME(h)), la pendiente de la regresión (QO2), la intercepción de la recta con el eje Y (INTERCEPT), el coeficiente de determinación (R2) y el número de datos de cada ciclo (N).

| | A | B | C | D | E | F | G | H | I |
|----|---|--------------|----------|---------|-------|-----------|-------|----|---|
| 1 | | rm8s20y1.csv | | | | | | | |
| 2 | | CICLO | T-INI | TMED(h) | QO2 | INTERCEPT | R2 | N | |
| 3 | | | | | | | | | |
| 4 | | 1 | 11:07:40 | 0.046 | 11.92 | 3.91 | 0.996 | 47 | |
| 5 | | 2 | 11:15:25 | 0.173 | 12.7 | 5.62 | 0.993 | 44 | |
| 6 | | 3 | 11:23:00 | 0.295 | 14.37 | 7.66 | 0.996 | 38 | |
| 7 | | 4 | 11:31:40 | 0.441 | 14.06 | 9.61 | 0.997 | 40 | |
| 8 | | 5 | 11:40:25 | 0.588 | 13.06 | 11.08 | 0.997 | 42 | |
| 9 | | 6 | 11:51:55 | 0.787 | 10.68 | 11.8 | 0.996 | 52 | |
| 10 | | 7 | 12:02:05 | 0.96 | 9.69 | 12.72 | 0.994 | 58 | |
| 11 | | 8 | 12:13:35 | 1.156 | 9.01 | 13.82 | 0.997 | 64 | |
| 12 | | 9 | 12:28:50 | 1.406 | 9.97 | 17.42 | 0.996 | 58 | |
| 13 | | 10 | 12:41:55 | 1.627 | 9.2 | 18.38 | 0.998 | 62 | |
| 14 | | 11 | 12:56:05 | 1.861 | 9.53 | 21.14 | 0.997 | 59 | |
| 15 | | 12 | 13:11:00 | 2.108 | 9.57 | 23.57 | 0.993 | 57 | |
| 16 | | 13 | 13:25:45 | 2.108 | 8.63 | 23.78 | 0.973 | 19 | |
| 17 | | | | | | | | | |

Figura 4.9. Datos de pendientes de ciclos de respiración de muestra RM8.

La Figura 4.10 muestra que el respirograma correspondiente a la sonda YS2 presenta un comportamiento y forma muy diferentes (fenómeno de latencia al inicio) a los de YS1 y GLI, por lo que, no se considerará para los cálculos de S_S .

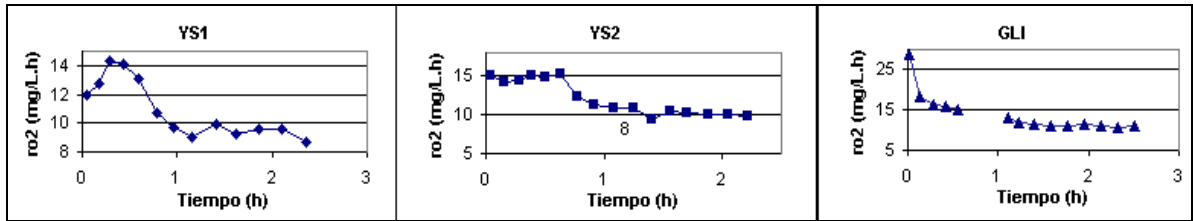


Figura 4.10. Respirogramas de la muestra RM8.

2. Se obtuvo el área de los respirogramas, con ayuda del software OriginPro (Figura 4.11).

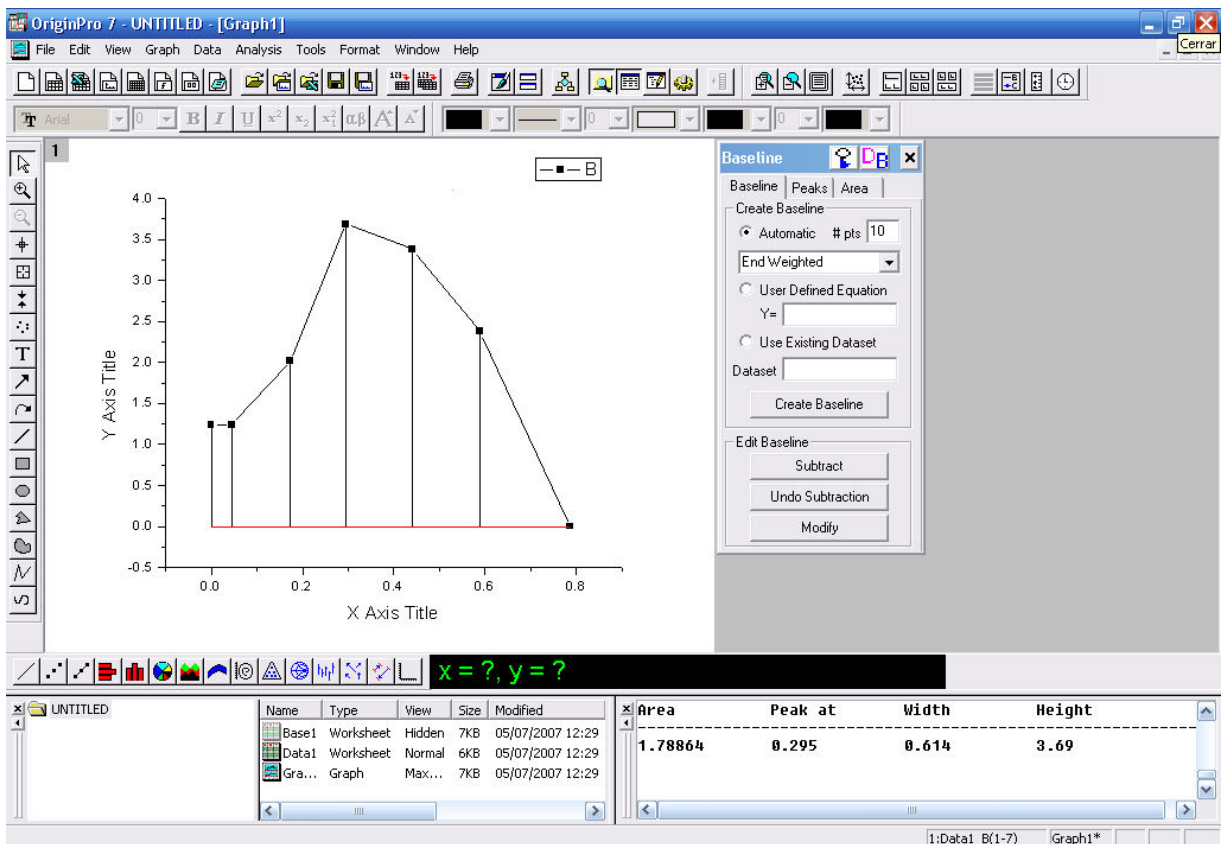


Figura 4.11. Determinación del área bajo la curva (ΔS_o) con el software OriginPro

3. Se utilizó la expresión 3.15 de la sección 3.4.4 para calcular S_s como se aprecia en la expresión 4.12. El área del respirograma del ejemplo es de 1.79 mg/L, considerando el factor de dilución de 4.667 (150 mL agua residual entre 700 mL del volumen total) se tiene que ΔS_o es igual a 8.354 mg/L. El rendimiento heterotrófico utilizado fue de 0.52 mg DQO/ mg DQO.

$$S_s = \frac{8.354 \text{ mg/L}}{1 - 0.52 \text{ mgDQO/mgDQO}} = 17.40 \text{ mg/L} \quad (4.12)$$

Con respecto al respirograma de la sonda GLI, se siguió el mismo procedimiento, el valor de S_s fue de 7.97 mg/L. El promedio (YS1 y GLI) de RM8 fue de 12.69 mg/L.

Las Tablas 4.12 y 4.13 presentan los resultados de S_s para valores de Y_H igual con 0.52 y 0.67 respectivamente. El desarrollo de los cálculos se adjunta en el Anexo I.

Tabla 4.12. Fracción S_s determinada por respirometría, $Y_H = 0.52$.

| Muestra | Sso en mg DQO /L | | | | | |
|-----------------|------------------|-------|-------|--------------|----------|--------|
| | Y1 | Y2 | GLI | Promedio | Desv Est | C.V. |
| RM6 | 12.74 | 12.83 | 12.15 | 12.57 | 0.37 | 2.93% |
| RM7 | 19.74 | 11.57 | 18.57 | 16.63 | 4.42 | 26.57% |
| RM8 | 17.40 | - | 7.97 | 12.69 | 6.67 | 52.56% |
| RM9 | 15.85 | 14.10 | 16.72 | 15.56 | 1.34 | 8.59% |
| RM10 | 14.68 | 15.07 | 18.86 | 16.20 | 2.31 | 14.25% |
| RM11 | 18.47 | 10.60 | - | 14.53 | 5.57 | 38.31% |
| RM12 | 16.72 | 13.22 | 18.38 | 16.11 | 2.63 | 16.34% |
| RM13 | 9.72 | 11.28 | 10.50 | 10.50 | 0.78 | 7.41% |
| Promedio | | | | 14.35 | | |

Tabla 4.13. Fracción S_s determinada por respirometría, $Y_H = 0.67$.

| Muestra | Sso en mg DQO/L | | | | | |
|-----------------|-----------------|-------|-------|--------------|----------|--------|
| | Y1 | Y2 | GLI | Promedio | Desv Est | C.V. |
| RM6 | 18.53 | 18.67 | 17.68 | 18.29 | 0.54 | 2.93% |
| RM7 | 28.71 | 16.83 | 27.01 | 24.18 | 6.42 | 26.57% |
| RM8 | 25.31 | - | 11.60 | 18.45 | 9.70 | 52.56% |
| RM9 | 23.05 | 20.51 | 24.32 | 22.63 | 1.94 | 8.59% |
| RM10 | 21.35 | 21.92 | 27.43 | 23.57 | 3.36 | 14.25% |
| RM11 | 26.87 | 15.41 | - | 21.14 | 8.10 | 38.31% |
| RM12 | 24.32 | 19.23 | 26.73 | 23.43 | 3.83 | 16.34% |
| RM13 | 14.14 | 16.40 | 15.27 | 15.27 | 1.13 | 7.41% |
| Promedio | | | | 20.87 | | |

Los valores de S_s se incrementan conforme aumenta Y_H . En promedio, tomando un valor de Y_H de 0.52 se tiene una fracción S_s de 14.35 mg/L y para un valor de Y_H de 0.67 una fracción de $S_s = 20.87$ mg/L. Ambos valores de S_s son bajos (menos del 1% de la DQO total).

Con fines comparativos, la Tabla 4.14 muestra los resultados de la fracción S_S obtenida según la STOWA y los obtenidos por respirometría.

Tabla 4.14. Fracción S_S por los métodos de STOWA y respirometría.

| MUESTRA | S_S en mg/L | | |
|------------|---------------|---------------|---------------|
| | STOWA | RESPIROMETRÍA | |
| | | $Y_H = 0.52$ | $Y_H = 0.67$ |
| RM6 | 1091 | 13 | 18 |
| RM7 | 1035 | 17 | 24 |
| RM8 | 776 | 13 | 18 |
| RM9 | 984 | 16 | 23 |
| RM10 | 793 | 16 | 24 |
| RM11 | 710 | 15 | 21 |
| RM12 | 735 | 16 | 23 |
| RM13 | 646 | 11 | 15 |
| PROM = | 846 | 14 | 21 |
| DESV EST = | 166 | 2 | 3 |
| C.V. = | 19.62% | 15.34% | 15.34% |

Existe una diferencia notable entre los valores determinados por STOWA (846 mg/L en promedio) y los de respirometría (14 mg/L). Lo anterior, se debe a que el método de la STOWA contempla una hipótesis no aplicable al agua residual de estudio, es decir, considera toda la fracción soluble biodegradable como fácilmente biodegradable (S_S), sin tomar en cuenta la aportación de la fracción lentamente biodegradable (S_H). En cambio, los valores obtenidos por respirometría consideran única y exclusivamente la fracción fácilmente biodegradable (S_S). Las afirmaciones hechas se pueden visualizar en las expresiones 4.13, 4.14, 4.15 y 4.16.

$$\text{STOWA} \left\{ \begin{array}{l} DQO_{sol} = S_S + S_I \\ DQO_{sol} - S_I = S_S \end{array} \right. \quad (4.13)$$

$$(4.14)$$

$$\text{Ag. res. de estudio} \left\{ \begin{array}{l} DQO_{sol} = S_S + S_I + S_H \\ DQO_{sol} - S_I = S_S + S_H \end{array} \right. \quad (4.15)$$

$$(4.16)$$

4.6.3. Fracción S_i a partir de pruebas “batch” de licor sin acondicionamiento.

Para determinar la fracción S_i , se procedió a evaluar las dos propuestas, de la STOWA considerando el 90% de la DQO soluble ($0.1 \mu\text{m}$) del efluente (ver Tabla 4.2) y de los autores del ASM1 mediante pruebas “batch” con licor en bruto (sin lavar ni diluir), descrita en el apartado 4.4, la Tabla 4.15 presenta las dos opciones.

Tabla 4.15. Fracción S_i por los métodos de la STOWA y ASM1.

| MUESTRA | S_i en mg/L | | | |
|------------|------------------------------------|--------|---------------|-------|
| | STOWA 0.9 DQO _{ef,sol} | % | ASM1 Licor | % |
| RM6 | 892 | 37.56 | 867 | 36.54 |
| RM7 | 1048 | 41.29 | 975 | 38.42 |
| RM8 | 1150 | 48.31 | 989 | 41.51 |
| RM9 | 1160 | 41.04 | 1035 | 36.60 |
| RM10 | 1175 | 41.42 | 1026 | 36.14 |
| RM11 | 1249 | 52.51 | 1059 | 44.51 |
| RM12 | 1271 | 44.67 | 1130 | 39.73 |
| RM13 | 1267 | 49.26 | 1104 | 42.89 |
| PROM = | 1152 | 44.51 | 1023 | 39.54 |
| DESV EST = | 129 | 5.09 | 82 | 3.17 |
| C.V. = | 11.19% | 11.43% | 8.03% | 8.02% |

Los valores de S_i son relativamente parecidos aunque disminuyeron un poco más en el caso del licor, por lo que, son los datos que se considerarán de aquí en adelante.

Pruebas adicionales permitieron obtener dos estimaciones más de S_i ; la primera derivada de las pruebas “batch” de las muestras RM4, RM20A y RM20B descrito en el apartado 4.4 y la segunda de las pruebas de rendimiento detalladas en el apartado 4.5, la Tabla 4.16 incluye los resultados.

Tabla 4.16. Fracción S_I a partir de pruebas adicionales.

| MUESTRA | Pruebas adicionales | |
|--------------------|---------------------|-----------|
| | % S_I | % S_I |
| RM4 | 42 | - |
| RM5_A | - | 47 |
| RM5_B | - | 44 |
| RM13_A | - | 47 |
| RM13_B | - | 49 |
| RM14_A | - | 49 |
| RM14_B | - | 51 |
| RM17 | - | 71 |
| RM18 | - | 52 |
| RM19 | - | 77 |
| RM20_A | 59 | - |
| RM20_B | 48 | - |
| PROM = | 50 | 54 |
| DESV.EST. = | 9 | 12 |

Se reportan valores de S_I más altos, pero congruentes con los obtenidos del licor. Todos los resultados resaltan que el tratamiento biológico, por sí solo, siempre dejará un remanente de DQO alto.

4.6.4. Fraccionamiento de la DQO a partir de S_S determinada por respirometría y de S_I por método “batch” propuesto en el manual del ASM1.

El fraccionamiento de la materia orgánica asumiendo a S_S evaluada por respirometría (Ubay Cokgör *et al.*, 1998) y a S_I obtenida de las pruebas “batch” (Henze *et al.*, 2000) se indica en las Tablas 4.17 y 4.18 para Y_H igual a 0.52 y 0.67 respectivamente.

Tabla 4.17. Fracciones de DQO recalculadas con S_s de respirometría, $Y_H = 0.52$ y S_i de "batch".

| MUESTRA | S_i (mg/L) | S_s (mg/L) | $(X_s + X_i)$ mg/L | % S_i | % S_s | % $(X_s + X_i)$ |
|------------|--------------|--------------|--------------------|---------|---------|-----------------|
| RM6 | 867 | 13 | 1494 | 36.5% | 0.5% | 62.9% |
| RM7 | 975 | 17 | 1546 | 38.4% | 0.7% | 60.9% |
| RM8 | 989 | 13 | 1380 | 41.5% | 0.5% | 58.0% |
| RM9 | 1035 | 16 | 1777 | 36.6% | 0.6% | 62.8% |
| RM10 | 1026 | 16 | 1796 | 36.1% | 0.6% | 63.3% |
| RM11 | 1059 | 15 | 1305 | 44.5% | 0.6% | 54.9% |
| RM12 | 1130 | 16 | 1698 | 39.7% | 0.6% | 59.7% |
| RM13 | 1104 | 11 | 1459 | 42.9% | 0.4% | 56.7% |
| PROM = | 1023 | 14 | 1557 | 39.5% | 0.6% | 59.9% |
| DESV EST = | 82 | 2 | 183 | | | |
| C.V. = | 8.03% | 15.34% | 11.73% | | | |

Se tiene una concentración promedio de S_s alrededor de 14 mg/L que corresponde al 0.6% de la DQO total del influente; una concentración promedio de S_i alrededor de 1023 mg/L que corresponde al 39.5% de la DQO total del influente y una concentración promedio de $X_s + X_i$ de 1557 mg/L que corresponde al 59.9% de la DQO total del influente.

Tabla 4.18. Fracciones de DQO recalculadas con S_s de respirometría, $Y_H = 0.67$ y S_i de "batch".

| MUESTRA | S_i (mg/L) | S_s (mg/L) | $(X_s + X_i)$ mg/L | % S_i | % S_s | % $(X_s + X_i)$ |
|------------|--------------|--------------|--------------------|---------|---------|-----------------|
| RM6 | 867 | 18 | 1488 | 36.5% | 0.8% | 62.7% |
| RM7 | 975 | 24 | 1538 | 38.4% | 1.0% | 60.6% |
| RM8 | 989 | 18 | 1375 | 41.5% | 0.8% | 57.7% |
| RM9 | 1035 | 23 | 1770 | 36.6% | 0.8% | 62.6% |
| RM10 | 1026 | 24 | 1788 | 36.1% | 0.8% | 63.0% |
| RM11 | 1059 | 21 | 1299 | 44.5% | 0.9% | 54.6% |
| RM12 | 1130 | 23 | 1691 | 39.7% | 0.8% | 59.4% |
| RM13 | 1104 | 15 | 1454 | 42.9% | 0.6% | 56.5% |
| PROM = | 1023 | 21 | 1550 | 39.5% | 0.8% | 59.7% |
| DESV EST = | 82 | 3 | 182 | | | |
| C.V. = | 8.03% | 15.34% | 11.74% | | | |

Se tiene una concentración promedio de S_s alrededor de 21 mg/L que corresponde al 0.8% de la DQO total del influente; una concentración promedio de S_i alrededor de 1023 mg/L que corresponde al 39.5% de la DQO total del influente y una concentración promedio de $X_s + X_i$ de 1550 mg/L que corresponde al 59.7% de la DQO total del influente.

Es evidente, que el fraccionamiento presenta variaciones mínimas en función de los valores que toma Y_H , además, la fracción S_S es casi nula. Con fines de ilustrar el contenido de las fracciones en el agua de estudio se muestran las Figuras 4.12 y 4.13.

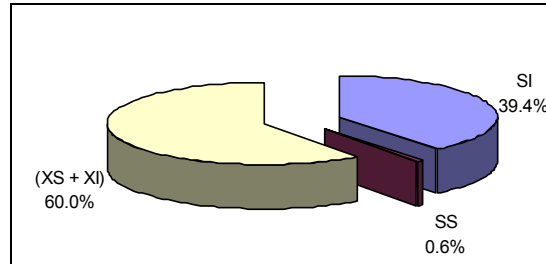


Figura 4.12. Fracciones S_S , S_I y $(X_S + X_I)$ de la DQO

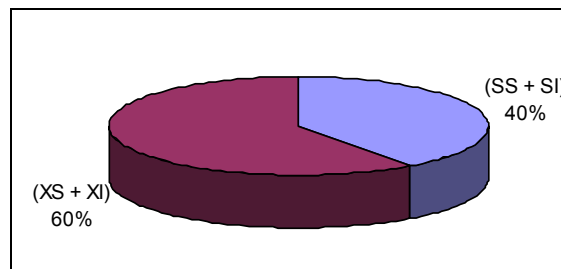


Figura 4.13. Fracciones $(S_S + S_I)$ y $(X_S + X_I)$ de la DQO.

4.6.5. Fracción X_S , estimación aproximada a partir de la DBO_5 .

Hasta ahora se había estimado la suma de X_S y X_I . En este apartado, se hace una evaluación aproximada de X_S .

A partir de las expresiones 4.17 y 4.18 surge la expresión 4.19.

$$BDQO = \frac{1}{1 - f_{DBO}} DBO_u \quad (4.17)$$

donde:

$BDQO$ es la DQO biodegradable.

f_{DBO} es el factor de corrección por la conversión de parte de la BDQO en fracción inerte, puede tomar un valor de 0.15 (0.1-0.2) el cual está completamente ligado a la fracción del ASM para la DQO inerte generada por la lisis de la biomasa (Roeleveld y Loosdrecht, 2002).

$$DBO_5 = 0.7DBO_u \quad (4.18)$$

donde:

DBO_5 es la DBO de 5 días en mg/L

DBO_u es la DBO última en mg/L

0.7 es el valor tomado del rango 60-70%. Indica que sólo se descompone el 70% de los materiales fácilmente biodegradables bajo condiciones normales 5 días/20°C (Winkler, 1994).

$$BDQO = \frac{DBO_5}{0.7(1 - f_{DBO})} \quad (4.19)$$

La DBO_5 se ha determinado en el laboratorio como el promedio de 3 muestras (RM5, RM16 y RM18), su valor es de 567.52 mg/L, y el factor f_{DBO} se tomará de 0.15 por lo tanto la BDQO se aprecia en la expresión 4.20.

$$BDQO = \frac{567.52 \text{ mg/L}}{0.7(1 - 0.15)} = 953.82 \text{ mg/L} \quad (4.20)$$

La fracción X_S representa la materia lentamente biodegradable, sin embargo, el agua residual en estudio presenta la particularidad de que X_S está formada principalmente de materia soluble, por lo que, se adoptó otro padrón de fraccionamiento de influente diferente al del ASM1 (Figura 4.14), el cual contempló la clasificación de la fracción lentamente biodegradable en soluble (S_H) y en particulada (X'_S) como lo indican Orhon *et al.* (1994), Orhon y Ubay Cokgör (1997), Germirli *et al.* (1998), Arslan y Ayberk (2003) y Veret *et al.* (2000) en sus investigaciones. Nótese que el nuevo fraccionamiento correspondió al empleado en aguas residuales industriales y que cuenta con una fracción adicional a la considerada en el ASM1, es decir, con cinco fracciones.

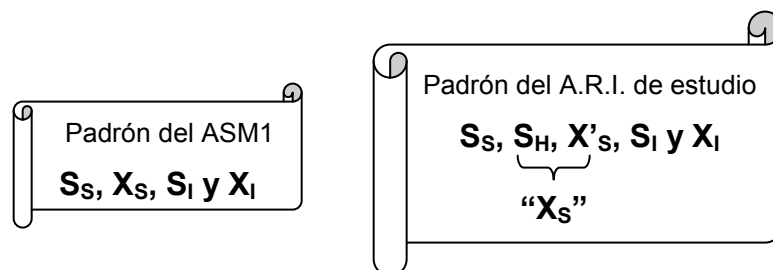


Figura 4.14. Padrones de fraccionamiento de la DQO.

Es por ello que de ahora en adelante, la notación de la fracción lentamente biodegradable será “ X_S ” debido a que no corresponde a la consideración del ASM1 que sugiere que es “particulada”.

La expresión 4.21, involucra la subdivisión de “ X_S ”.

$$"X_S" = S_H + X'_S \quad (4.21)$$

donde:

“ X_S ” es la fracción lentamente biodegradable (no necesariamente particulada en su totalidad)

X'_S es la fracción verdaderamente lentamente biodegradable en forma particulada

S_H es la fracción soluble lentamente biodegradable o soluble hidrolizable

Retomando la expresión 3.11 del apartado 3.5.4 y el resultado de la expresión 4.20, se calcula “ X_S ” como se muestra en la expresión 4.22. El valor de S_S es de 14.35 mg/L determinada con Y_H igual a 0.52.

$$"X_S" = 953.82 \text{ mg/L} - 14.35 \text{ mg/L} = 939.47 \text{ mg/L} \quad (4.22)$$

La fracción soluble biodegradable (S_B) se define en la expresión 4.23.

$$S_B = S_T - S_I = S_S + S_H \quad (4.23)$$

donde:

S_T es la fracción soluble total en mg/L

S_I es la fracción soluble inerte en mg/L

S_S es la fracción soluble fácilmente biodegradable en mg/L

S_H es la fracción soluble lentamente biodegradable en mg/L

En promedio la fracción S_T es igual a 1997.81 mg/L, las fracciones S_S y S_I se conocen también, por lo que podemos obtener S_H con la expresión 4.24.

$$S_H = S_T - S_I - S_S = 1997.81 \text{ mg/L} - 14.35 \text{ mg/L} - 1022.96 \text{ mg/L} = 960.50 \text{ mg/L} \quad (4.24)$$

Si se despeja X'_S de la expresión 4.21, queda la expresión 4.25.

$$X'_S = "X_S" - S_H = 939.47 \text{ mg/L} - 960.50 \text{ mg/L} = -21.03 \text{ mg/L} \cong 0 \quad (4.25)$$

Considerando el margen de exactitud en los valores, las concentraciones X_S y S_H podrían ser iguales o su diferencia muy pequeña aproximándose a cero, lo que indica que la fracción lentamente biodegradable, efectivamente, consta únicamente de la fracción soluble (S_H), careciendo de la particulada (X'_S).

Finalmente, por diferencia se estima X_I como en la expresión 4.26.

$$X_I = 1556.78 \text{ mg/L} - 960.50 \text{ mg/L} = 596.28 \text{ mg/L} \quad (4.26)$$

La Figura 4.15 muestra el nuevo padrón de fraccionamiento (en porcentaje) del agua residual en estudio.

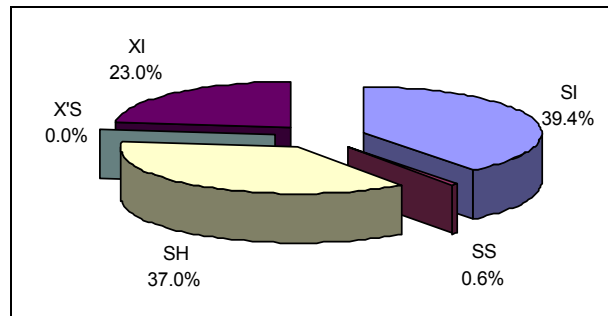


Figura 4.15. Fracciones S_s , S_l , S_H , X'_s y X_I de la DQO.

La fracción lentamente biodegradable " X_S " consta únicamente de su fracción soluble, S_H , debido a que X'_S es nula. Es decir, que " X_S " es igual a S_H .

Desde la introducción del concepto de fraccionamiento de la DQO en el reporte del ASM1 (Henze *et al.*, 1987), se han hecho estudios similares al agua residual municipal e industrial. La Tabla 4.19 muestra algunos resultados. Existen más estudios de A.R.M. por ello se incluyen algunos valores de éstos, también se proporcionan de A.R.I. que no necesariamente son representativos del agua de estudio.

Las investigaciones de Orhon *et al.* (1994), Orhon y Ubay Cokgör (1997), Germirli *et al.* (1998), Arslan y Ayberk (2003), atienden a la subdivisión de “X_S” en soluble (S_H) y particulada (X’_S).

Tabla 4.19. Fracciones de DQO reportadas por otros autores.

| Origen del agua residual | % | | | | | Referencia |
|----------------------------------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|----------------|---------------------------------|
| | S _S | S _I | S _H | X’ _S | X _I | |
| A.R.M. Agua cruda. Sudáfrica | 20 | 5 | - | 62 | 13 | Ekama <i>et al.</i> (1986) |
| Dinamarca I | 20 | 2 | - | 40 | 38 | Henze (1992) |
| Agua tratamiento primario | | | | | | |
| Sudáfrica | 28 | 8 | - | 60 | 4 | Ekama <i>et al.</i> (1986) |
| Suiza | 32 | 11 | - | 45 | 11 | Henze <i>et al.</i> (2000) |
| Hungría | 29 | 9 | - | 43 | 20 | Henze <i>et al.</i> (2000) |
| Dinamarca II | 24 | 8 | - | 49 | 19 | Henze <i>et al.</i> (2000) |
| Dinamarca I | 20 | 3 | - | 43 | 25 | Henze (1992) |
| Suiza I | 11 | 20 | - | 53 | 16 | Kappeler y Gujer (1992) |
| Suiza II | 7 | 10 | - | 60 | 23 | Kappeler y Gujer (1992) |
| Suiza III | 8 | 12 | - | 55 | 25 | Kappeler y Gujer (1992) |
| Suiza IV | 10 | 8 | - | 56 | 26 | Siegrist <i>et al.</i> (1995) |
| Suiza V | 10 | 8 | - | 58 | 24 | Siegrist <i>et al.</i> (1995) |
| Suiza VI | 16 | 10 | - | 40 | 34 | Sollfrank (1998) |
| España | 18 | 9 | - | 33 | 40 | De la Sota <i>et al.</i> (1994) |
| Francia I | 33 | 10 | - | 44 | 13 | Lesouef <i>et al.</i> (1992) |
| Francia II | 25 | 6 | - | 41 | 8 | Lesouef <i>et al.</i> (1992) |
| A.R.M. Agua cruda | 10 | 3 | 27 | 53 | 7 | Orhon <i>et al.</i> (1994) |
| Agua tratamiento primario | 14 | 4 | 39 | 38 | 5 | |
| A.R.M. y A.R.I. | | | | | | Arslan y Ayberk (2003) |
| PTAR Izmir, Turquía. Estudio A | 24 | 8 | 24 | 42 | 2 | |
| Estudio B | 17 | 16 | 22 | 45 | - | |
| Estudio C | 3 | 15 | 59 | 23 | - | |
| A.R.I. Procesamiento de leche | 28 | - | 48 | 16 | 8 | Orhon y Ubay Cokgör (1997) |
| Textil (I.O.D.) | 17 | 2 | 42 | 26 | 13 | |
| A.R.I. Textil. Planta I | 15 | 21 | 39 | 19 | 6 | Germirli <i>et al.</i> (1998) |
| Planta II | 23 | 18 | 39 | 20 | 1 | |
| Planta III | 7 | 10 | 53 | 25 | 5 | |
| Planta IV | 14 | 4 | 53 | 29 | - | |
| A.R.I. Curtiduría | 16 | 25 | - | 50 | 9 | Veret <i>et al.</i> (2000) |
| A.R.I. 21 PTARs de Países Bajos | 26 | 6 | - | 28 | 39 | Roeveld y Loosdrecht (2002) |
| A.R.I. Toluca, México | 0.6 | 39.4 | 37 | 0 | 23 | Presente estudio (2007) |

A.R.M. Agua residual municipal; A.R.I. Agua residual industrial; A.R.M. y A.R.I. Agua residual municipal e industrial

El gran espectro de valores comprueba que la calidad y estructura del agua residual son muy específicas y no muy favorables de sufrir una interpretación comparativa numérica.

4.7. Parámetros cinéticos.

4.7.1. Tasa específica de decaimiento de la biomasa heterotrófica, b_H .

La tasa específica de decaimiento de la biomasa heterotrófica (b_H) se evaluó con el método que propone Ekama *et al.* (1986). Se realizaron 3 experimentos (RM2-RM3, RM16-RM17 y RM18-RM19) a 4 temperaturas (20, 24, 28 y 32°C); por duplicado (sondas YS1 y YS2) y en algunos casos por triplicado (sondas YS1, YS2 y GLI), por lo que, se obtuvo el promedio de las mediciones aunque, en ocasiones se excluyeron datos que discrepaban totalmente del comportamiento usual. En seguida se muestra un ejemplo de cálculo del experimento RM3 a 32°C.

Análogamente al primer paso del procedimiento de determinación de la fracción S_S , a partir de los datos registrados por el sistema de adquisición de datos y control (ADC), se utilizó el software Sensor 1 para obtener las pendientes de cada ciclo de respiración de los microorganismos, mismas que se graficaron en función del tiempo para obtener los respirogramas (ver Anexo H.2). Los respirogramas correspondientes a la muestra RM3 a 32°C se muestran en la Figura 4.16.

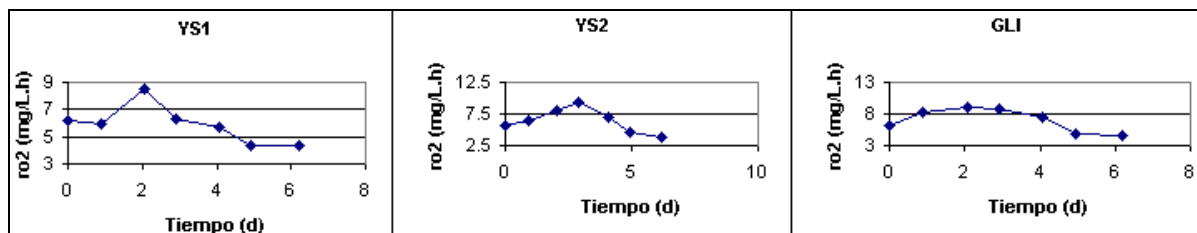


Figura 4.16. Respirogramas de b_H de la muestra RM3 a 32°C.

En general, se observa que las primeras dos mediciones son demasiado bajas, fenómeno causado por la desestabilización de la biomasa al efectuar el

precondicionamiento tan solo un día antes de iniciar la prueba, lo cual nos indica que no fue suficiente. En los tres casos, se excluyeron los dos primeros puntos.

Según lo expuesto en el apartado 3.5.7 se graficaron el logaritmo natural de r_{O_2} en función del tiempo como se muestra en la Figura 4.17.

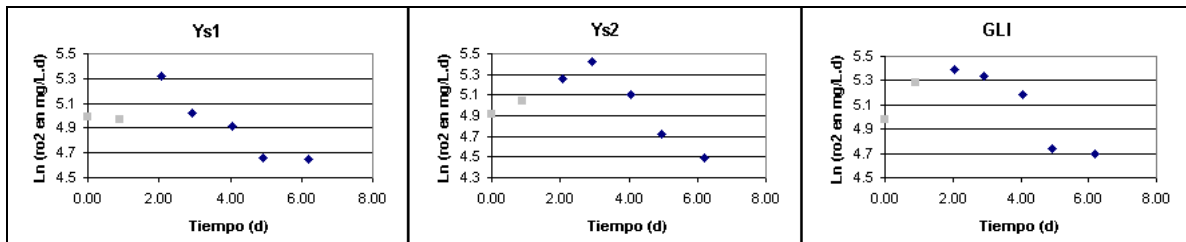


Figura 4.17. Curvas del logaritmo natural de r_{O_2} en función del tiempo RM3 a 32°C.

A partir de las curvas de la Figura 4.17, se realizó un ajuste lineal. Las pendientes de las curvas corresponden al coeficiente de decaimiento por respiración endógena (b'_H), como se ilustra en la Figura 4.18.

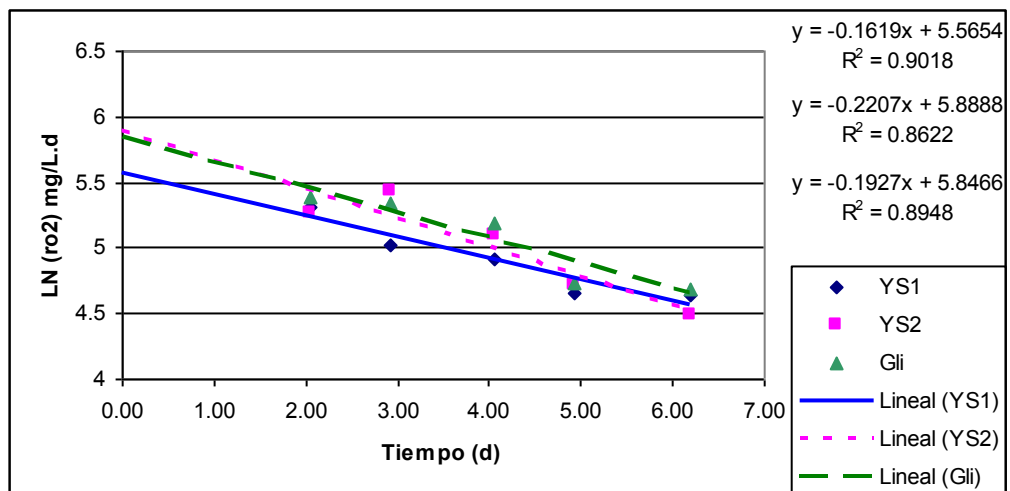


Figura 4.18. Ajuste lineal. Sondas YS1, YS2 y GLI de la muestra RM3 a 32°C.

Por ejemplo, para la sonda YS1, la pendiente es de 0.162, ahora el coeficiente de decaimiento por muerte-regeneración (b_H) se calcula utilizando la expresión 3.16 del apartado 3.5.7. Se consideran un rendimiento, Y_H de 0.52 y una fracción de biomasa

transformada en productos inertes particulados, f_p de 0.08. La expresión 4.27 ilustra el cálculo.

$$b_H = \frac{0.162d^{-1}}{1 - 0.52(1 - 0.08)} = 0.31 \text{ d}^{-1} \quad (4.27)$$

Los valores de b'_H de las sondas YS2 y GLI son 0.220 d^{-1} y 0.193 d^{-1} respectivamente. Análogamente al procedimiento anterior se determinaron los valores de b_H resultando 0.42 d^{-1} para YS1 y 0.37 d^{-1} para YS2. En promedio la muestra RM3 a 32°C tiene un b'_H de 0.19 d^{-1} y un b_H de 0.37 d^{-1} .

El desarrollo de los cálculos para las muestras RM2, RM3, RM16, RM17, RM18 y RM19 se adjunta en el Anexo J. Los resultados de b'_H se muestran en la Tabla 4.20, los de b_H en las Tablas 4.21 y 4.22. Las Tablas contienen el promedio de las réplicas (YS1, YS2 y GLI) de cada muestra con un coeficiente de determinación (R^2) mayor que 0.65 (límite inferior considerado como aceptable en los cálculos), los datos que cayeron fuera de este rango fueron excluidos del cálculo.

Tabla 4.20. Tasa de decaimiento de biomasa heterotrófica por respiración endógena b'_H .

| T ($^\circ\text{C}$) | RM2 - RM3 b'_H (d^{-1}) | RM16 - RM17 b'_H (d^{-1}) | RM18 - RM19 b'_H (d^{-1}) | b'_H prom | Desv. est. | CV% |
|------------------------|-----------------------------------------|-------------------------------------------|-------------------------------------------|-------------|------------|------|
| 20 | 0.05 | 0.07 | 0.07 | 0.06 | 0.009 | 13.9 |
| 24 | 0.08 | 0.13 | 0.12 | 0.11 | 0.027 | 24.7 |
| 28 | - | 0.15 | 0.21 | 0.18 | 0.047 | 26.2 |
| 32 | 0.19 | 0.22 | 0.24 | 0.22 | 0.024 | 11.2 |

Los valores promedio de b'_H son 0.06 d^{-1} a 20°C , 0.11 d^{-1} a 24°C , 0.18 d^{-1} a 28°C y 0.22 d^{-1} a 32°C . Se observa que conforme la temperatura es mayor, los valores de b'_H también aumentan.

Tabla 4.21. Tasa de decaimiento de biomasa heterotrófica por muerte-regeneración b_H , $Y_H=0.52$.

| T ($^\circ\text{C}$) | RM2 - RM3 b_H (d^{-1}) | RM16 - RM17 b_H (d^{-1}) | RM18 - RM19 b_H (d^{-1}) | b_H prom | Desv. est. | CV% |
|------------------------|----------------------------------------|------------------------------------------|------------------------------------------|------------|------------|------|
| 20 | 0.10 | 0.13 | 0.13 | 0.12 | 0.017 | 13.9 |
| 24 | 0.15 | 0.24 | 0.24 | 0.21 | 0.051 | 24.7 |
| 28 | - | 0.28 | 0.41 | 0.35 | 0.091 | 26.2 |
| 32 | 0.37 | 0.41 | 0.46 | 0.41 | 0.046 | 11.2 |

Los valores de b_H promedio son 0.12 d^{-1} a 20°C , 0.21 d^{-1} a 24°C , 0.35 d^{-1} a 28°C y 0.41 d^{-1} a 32°C .

Tabla 4.22. Tasa de decaimiento de biomasa heterotrófica por muerte-regeneración b_H , $Y_H=0.67$.

| T ($^\circ\text{C}$) | RM2 - RM3 b_H (d^{-1}) | RM16 - RM17 b_H (d^{-1}) | RM18 - RM19 b_H (d^{-1}) | b_H prom | Desv. est. | CV% |
|------------------------|----------------------------------------|------------------------------------------|------------------------------------------|------------|------------|------|
| 20 | 0.14 | 0.18 | 0.18 | 0.17 | 0.023 | 13.9 |
| 24 | 0.20 | 0.33 | 0.32 | 0.28 | 0.070 | 24.7 |
| 28 | - | 0.38 | 0.56 | 0.47 | 0.123 | 26.2 |
| 32 | 0.50 | 0.56 | 0.63 | 0.56 | 0.063 | 11.2 |

Los valores promedio de b_H son 0.17 d^{-1} a 20°C , 0.28 d^{-1} a 24°C , 0.47 d^{-1} a 28°C y 0.56 d^{-1} a 32°C . Es de especial interés hacer notar que los valores de b_H son afectados considerablemente en función del valor que toma Y_H , es decir, para Y_H igual con 0.67 los valores son 27% más grandes que con Y_H igual de 0.52.

La Tabla 4.23 contiene valores de b'_H y b_H reportados en otras investigaciones. Existen más estudios de A.R.M. por ello se incluyen algunos resultados de éstos, también se proporcionan valores de A.R.I. que no necesariamente son representativos del agua de estudio.

Los resultados de b'_H y b_H del presente estudio son más bajos que los encontrados en la literatura. Las bajas tasas de decaimiento significan que los microorganismos murieron menos rápido. Ahora, debe recordarse que las pruebas se efectuaron con licor mixto lavado, es decir, de alguna manera la biomasa no estuvo expuesta a elementos tóxicos del agua que aceleraran su muerte. En caso de no haberse lavado el licor, podrían haber sido mayores las tasas de decaimiento, pero, no hay que olvidar que fue la única opción para poder medir los datos de la prueba. Todos los experimentos se realizaron con biomasa lavada, es por ello que los valores obtenidos en esta sección son útiles y además los requeridos.

Tabla 4.23. Valores de b'_H y b_H reportados en otras investigaciones.

| | T (°C) | b'_H (d ⁻¹) | b_H (d ⁻¹) | | Referencia |
|-------------------------------|--------|---------------------------|--------------------------|--------------------|----------------------------------|
| A.R.M. Sudáfrica | 20 | 0.24 | - | | Ekama <i>et al.</i> (1986) |
| | 14 | 0.20 | - | | |
| | 8 | 0.17 | - | | |
| A.R.M. | 20 | 0.19 | - | | Wiesmann (1986) |
| A.R.M. Suiza | 20 | 0.21 | - | | Sollfrank (1988) |
| | 10 | 0.11 | - | | |
| A.R.M. Flawil, Suiza | 22 | 0.10-0.40 | - | | Kappeler y Gujer (1992) |
| Dietikon, Suiza | 15 | 0.08 | - | | |
| Zúrich, Suiza | 13 | 0.05-0.10 | - | | |
| A.R.M. Países Bajos | 20 | - | 0.62 | | Henze <i>et al.</i> (2000) |
| | 10 | - | 0.20 | | |
| A.R.M. Zele, Bélgica | 10 | - | 0.5 | | Petersen <i>et al.</i> (2002) |
| A.R.M. y A.R.I. | - | 0.24 | - | | Ubay Çokgör <i>et al.</i> (1998) |
| A.R.I. Textil. Planta I | 16 | 0.12 | - | | Germirli <i>et al.</i> (1998) |
| Planta II | 16 | 0.18 | - | | |
| Planta III | 12 | 0.14 | - | | |
| Planta IV | 16 | 0.14 | - | | |
| A.R.I. Curtiduría | - | - | 0.61 | | Veret <i>et al.</i> (2000) |
| A.R.I. PTAR Toluca, México | 32 | 0.22 | $Y_H=0.52$ 0.41 | $Y_H=0.67$ 0.56 | Presente estudio (2007) |
| | 28 | 0.18 | 0.35 | 0.47 | |
| | 24 | 0.11 | 0.21 | 0.28 | |
| | 20 | 0.06 | 0.12 | 0.17 | |

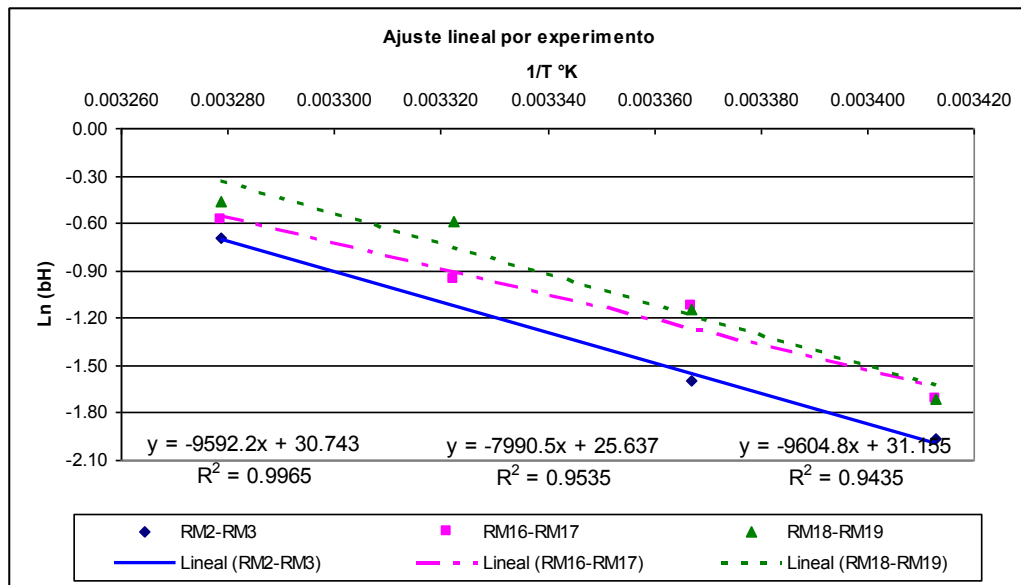
4.7.1.1. Coeficiente de corrección de temperatura (θ) correspondiente a b_H .

El coeficiente de corrección de temperatura (θ) se evaluó obteniendo θ individualmente por experimento y promediando sus 3 valores. Por ejemplo, conforme a los fundamentos expuestos en los capítulos de antecedentes y metodología, se calcularon el inverso de la temperatura en unidades Kelvin y el logaritmo natural de b_H correspondiente a cada experimento con Y_H igual a 0.67. Los resultados se muestran en la Tabla 4.24.

Tabla 4.24. Cálculos para obtener θ .

| Muestra | T (°C) | 20 | 24 | 28 | 32 |
|-----------|--------------------------|----------|----------|----------|----------|
| | 1/T (T en °K) | 0.003413 | 0.003367 | 0.003322 | 0.003279 |
| RM2-RM3 | b_H (d ⁻¹) | 0.14 | 0.2 | - | 0.5 |
| | Ln (b_H) | -1.9661 | -1.6094 | - | -0.6931 |
| RM16-RM17 | b_H (d ⁻¹) | 0.18 | 0.33 | 0.38 | 0.56 |
| | Ln (b_H) | -1.7148 | -1.1087 | -0.9676 | -0.5798 |
| RM18-RM19 | b_H (d ⁻¹) | 0.18 | 0.32 | 0.56 | 0.63 |
| | Ln (b_H) | -1.7148 | -1.1394 | -0.5798 | -0.4620 |

Después, se graficaron el logaritmo natural de b_H en función del inverso de la temperatura y se obtuvo la ecuación del ajuste lineal que contiene la pendiente de la recta, como se aprecia en la Figura 4.19.

Figura 4.19. Ajuste lineal para obtener θ .

Las pendientes de las 3 ecuaciones corresponden al término Ea/R . Finalmente θ se calcula con las expresiones 4.28, 4.29 y 4.30.

$$\theta = e^{9592.2 \left(\frac{1}{293 \times 305} \right)} = 1.113 \quad (4.28)$$

$$\theta = e^{7990.5 \left(\frac{1}{293 \times 305} \right)} = 1.094 \quad (4.29)$$

$$\theta = e^{9604.8 \left(\frac{1}{293 \times 305} \right)} = 1.113 \quad (4.30)$$

La Tabla 4.25 incluye los resultados.

Tabla 4.25. Coeficiente de corrección de temperatura θ .

| MUESTRA | RM2 - RM3 | RM16 - RM17 | RM18 - RM19 | θ promedio |
|----------|-----------|-------------|-------------|-------------------|
| θ | 1.113 | 1.094 | 1.113 | 1.107 |

Algunos factores de corrección encontrados en la literatura se incluyen en la Tabla 4.26.

Tabla 4.26. Valores de θ recomendados por otros autores.

| Parámetro | θ | T (°C) | Referencia |
|-----------------|-------------|---------|----------------------------|
| b_H | 1.107 | 20 - 32 | Presente estudio (2007) |
| μ_H y b_H | 1.123 | - | Hydromantis, Inc. (2005) |
| μ_H | 1.1030 | 15 | Henze <i>et al.</i> (2000) |
| b_H | 1.1198 | 15 | |
| b_H | 1.04 | 20 - 30 | Metcalf y Eddy (2004) |
| b_H | 1.12 | 10 - 20 | |
| μ_H | 1.03 - 1.08 | 20 | |
| * | 1.056 | 20 - 30 | Schroepfer (1964) |
| | 1.135 | 4 - 20 | |
| * | 1.047 | > 20 | Phelps (1944) |

* Valor asignado a cualquier constante cinética

El coeficiente de temperatura, obtenido en la actual investigación, se encuentra por arriba de lo propuesto por algunos autores (Schroepfer, 1964; Phelps, 1944; Metcalf y Eddy, 2004), aunque, es preciso resaltar que los estudios se realizaron en los años 40's, 60's y 70's. Estudios más actuales (Hydromantis, Inc., 2005; Henze *et al.*, 2000) presentan resultados coherentes con el de este estudio.

4.7.2. Tasa máxima específica de crecimiento de biomasa heterotrófica, μ_{Hmax} .

Inicialmente se tenía contemplado determinar μ_H con el método propuesto por Kappeler y Gujer (1992), sin embargo, después de hacer las primeras pruebas, se observó que el crecimiento se presentaba hasta después de 10 horas, es decir, la duración total de la prueba sería mayor a 12 horas (ver Anexo H.3). Asimismo, las

tasas de consumo de oxígeno medidas fueron muy bajas alcanzando tan solo 8 mg/L.h como se observa en la Figura 4.20, en el mejor de los casos, y de 2.7 mg/L.h, en el peor escenario.

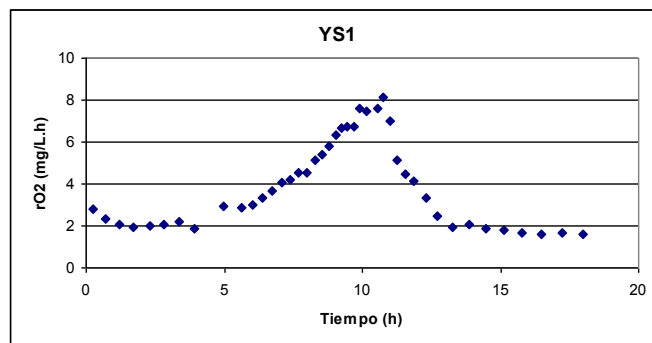


Figura 4.20. Respirograma sonda YS1, muestra RM9 a 20°C.

Por otro lado, en base a la experiencia de otros trabajos realizados en ésta institución como el de Chávez (2005), el crecimiento se observó en las primeras 4 horas y con una r_{O_2} de hasta 42 mg/L.h; en el estudio de Vázquez (2007) dentro de las primeras 3 horas y con una r_{O_2} de 15 mg/L.h. Además, Ekama *et al.* (1986) menciona que con una buena relación F/M, el crecimiento tiene que presentarse en un periodo de 1 a 3 horas dependiendo del contenido de S_S y que la r_{O_2} conveniente se encuentra entre 30 y 40 mg/L.h.

Cuando se obtuvo la información correspondiente al padrón de fraccionamiento del agua en estudio, se aseguraron las suposiciones de la baja presencia, casi nula, de S_S , entonces ahora el sustrato obedecía únicamente a X_S .

Como X_S debe ser convertida (hidrolizada) en sustrato fácilmente biodegradable antes que tenga que utilizarse, la tasa específica de la hidrólisis del sustrato lentamente biodegradable (X_S) es usualmente mas baja que la tasa específica de utilización del sustrato rápidamente biodegradable (S_S), es por ello que, cuando X_S se presenta como el único sustrato, la hidrólisis se convierte en el factor limitante en el crecimiento de la biomasa (Henze *et al.*, 2000).

Bajo este esquema de limitación de S_S desde el inicio de la prueba y de la dinámica mostrada por el respirograma (larga duración y bajas r_{O_2}) que no contenía información sobre μ_{Hmax} , pero sí sobre la hidrólisis, no se pudo aplicar el método de Kappeler y Gujer (1992) para evaluar μ_{Hmax} . Entonces, el objetivo se tornó en evaluar la tasa específica de la hidrólisis, mediante la información que proporcionaron los respirogramas y con ayuda de un simulador que nos permitiera estimar la tasa máxima específica de la hidrólisis k_h y el coeficiente de semi-saturación de la hidrólisis de X_S , K_X . Por su complejidad, el análisis se desarrollará en un apartado específico de simulación.

Por otro lado, se revisó un estudio que contiene respirogramas (Figura 4.21) muy semejantes a los obtenidos en el presente. El estudio consistió en evaluar la influencia del tamaño de partícula en la hidrólisis microbiana de partículas de proteína de claras de huevo en lodo activado (Dimock y Morgenroth, 2006).

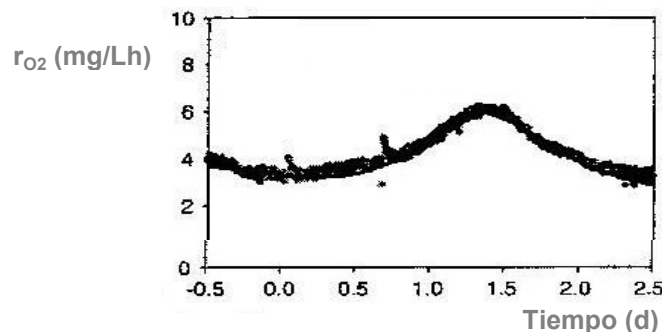


Figura 4.21. Respirograma con r_{O_2} baja y tiempos largos de crecimiento y decaimiento. Fuente: (Dimock y Morgenroth, 2006).

Al igual que en el presente estudio, las r_{O_2} fueron también bajas (4 - 6 mg/Lh) y los tiempos de recaída muy largos (> 0.5 día). Dicha similitud confirma que los datos adquiridos de las pruebas para encontrar a μ_{Hmax} son del tipo que corresponde a reacciones limitadas por la hidrólisis.

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE SIMULACIÓN

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE SIMULACIÓN

Bajo el esquema de limitación de S_S desde el inicio de la prueba y de la dinámica mostrada por el respirograma (larga duración y bajas r_{O_2}) que no contenía información sobre μ_{Hmax} , pero sí sobre la hidrólisis, no se pudo aplicar el método de Kappeler y Gujer (1992) para evaluar μ_{Hmax} . Entonces el objetivo se tornó en evaluar la tasa específica de la hidrólisis, mediante la información que proporcionaron los respirogramas y con ayuda de un simulador (AQUASIM) que nos permitió estimar la tasa máxima específica de la hidrólisis, k_h (Dimock y Morgenroth, 2006).

El presente capítulo desarrolló en 3 etapas:

5.1. Presimulación

5.2. Confirmación de observaciones de presimulación

5.3. Estimación de parámetros con las recomendaciones del apartado 5.2.

5.1. Presimulación. Evaluación de la identificabilidad estructural

La presimulación fue la etapa en la que se examinó el modelo más viable a seguir en las simulaciones de las etapas subsecuentes. Es importante aclarar que en ésta etapa no se utilizaron datos experimentales. A su vez, esta etapa se divide en 3 fases:

5.1.1. Modelo original

5.1.2. Modelo modificado 1

5.1.3. Modelo modificado 2

5.1.1. Modelo original

5.1.1.1. Objetivo. Estudiar la identificabilidad estructural.

5.1.1.2. Metodología. Se utilizó el programa de simulación AQUASIM, con el modelo original del ASM1 para reactores tipo “batch”. Los procesos tomados en cuenta son el crecimiento, el decaimiento y la hidrólisis de los microorganismos heterotróficos, ya que con la adición de la ATU se inhibió la presencia de biomasa autotrófica (Chávez, 2005). Se consideraron los valores de referencia (por “default”) de los parámetros iniciales (Henze *et al.*, 2000). La matriz del modelo ASM1 que corresponde a las condiciones mencionadas se presenta en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1. Matriz del modelo ASM1 original con tres procesos. Fuente: Henze *et al.*, 2000.

| Procesos | Componentes | | | | | Tasas de reacción, ρ_j ($M L^{-3} T^{-1}$) |
|-------------------------------------------------------------------------|-------------|------------------------------------------------------------------------------------|----------------|------------|--------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|
| | 2 S_S | 4 X_S | 5 $X_{B,H}$ | 7 X_P | 8 S_O | |
| 1. Crecimiento aerobio de heterótrofos | -1/ Y_H | | 1 | | $-(1-Y_H)/(Y_H)$ | $\mu_{H,max} \left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right] \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] X_{B,H}$ |
| 2. Decaimiento de heterótrofos (muerte-regeneración) | | 1- f_p | -1 | f_p | | $b_H X_{B,H}$ |
| 3. Hidrólisis de materia orgánica particulada | 1 | -1 | | | | $k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_x + (X_S / X_{B,H})} X_{B,H}$ |
| Parámetros estequiométricos | | Componentes | | | Parámetros cinéticos | |
| Rendimiento de los heterótrofos:.....: Y_H | | S_S : mat. org. rápidamente biodegradable, $M(DQO)L^{-3}$ | | | Crecimiento y decaimiento de heterótrofos: $\mu_{H,max}$, K_S , $K_{O,H}$, b_H | |
| Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes:.....: f_p | | X_S : mat. org. lentamente biodegradable, $M(DQO)L^{-3}$ | | | Hidrólisis: k_h , K_x | |
| | | $X_{B,H}$: biomasa heterotrófica activa, $M(DQO)L^{-3}$ | | | | |
| | | X_P : Productos particulados inertes procedentes del decaimiento, $M(DQO)L^{-3}$ | | | | |
| | | S_O : oxígeno disuelto (DQO negativa), $M(-DQO)L^{-3}$ | | | | |

Se propusieron cinco escenarios (ver Tabla 5.2). En los cinco casos se buscó obtener una F/M alta (alrededor de 4).

Tabla 5.2. Escenarios. Concentraciones de las fracciones S_S y X_S .

| Fracción | Escenarios | | | | |
|--------------------|------------|-----|-----|-----|-----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| S_{Sini} en mg/L | 5 | 20 | 50 | 120 | 220 |
| X_{Sini} en mg/L | 395 | 380 | 350 | 280 | 180 |
| X_{BHi} en mg/L | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

Es importante señalar que las concentraciones del escenario 1 son muy parecidas a las concentraciones que prevalecieron durante las pruebas respirométricas para “ μ_{Hmax} ” en este trabajo.

5.1.1.3. Resultados de las simulaciones con el modelo original del ASM1.

A. Perfiles de la tasa de respiración r_{O_2} . Los perfiles de la tasa de respiración r_{O_2} de los 5 escenarios se muestran en la Figura 5.1.

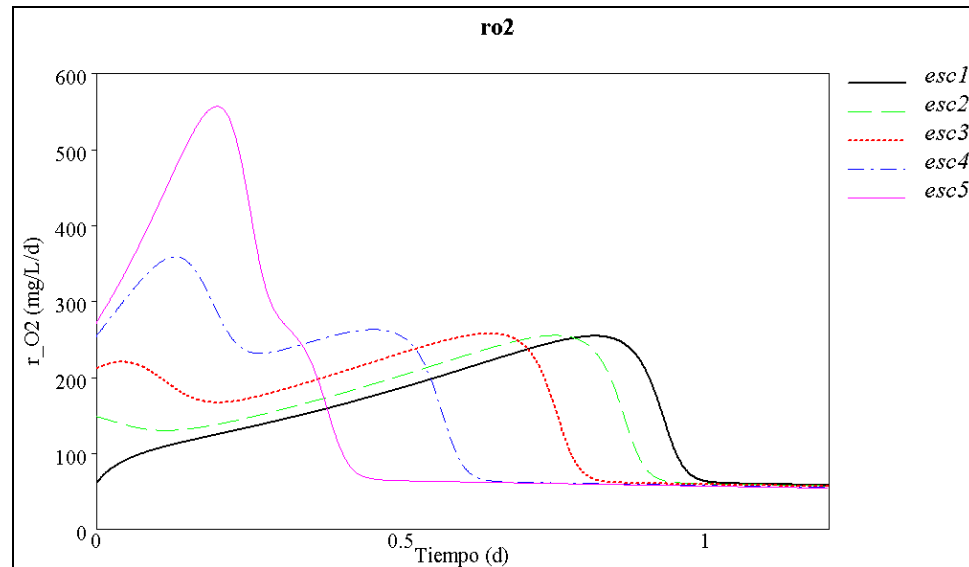


Figura 5.1. Perfiles de r_{O_2} de los cinco escenarios con modelo original del ASM1.

Los perfiles de r_{O_2} varían en función de la composición relativa del sustrato que se esté degradando, es decir, la diversidad de las curvas van desde el caso clásico (escenario 5) de degradación de altos niveles de S_S (curvas típicas para obtener μ_{Hmax} por el método de Kappeler y Gujer, 1992) hasta el caso de degradación de X_S (escenario 1) con niveles muy bajos de S_S (hidrólisis limitante) que tiene como características el retraso de la curva de crecimiento (se presenta hasta aproximadamente las 12 horas) y el rango relativamente bajo de r_{O_2} (con respecto del que produce S_S). Además se encuentran otras formas de curvas para el crecimiento como lo son el decaimiento al inicio de la curva en lugar de presentar un crecimiento (escenarios 2 y 3) y la curva bi-modal (escenario 4).

Es preciso indicar, que las curvas obtenidas con los escenarios 1 y 2 presentan gran similitud con las curvas obtenidas experimentalmente en este trabajo (hidrólisis limitante), tal y como se preveía.

Las curvas de S_S para los cinco escenarios y de S_S , X_S y X_{BH} para el escenario 1 que se muestran en las Figuras 5.2 y 5.3, respectivamente, complementan la información que dan las curvas de r_{O_2} , debido a que se comprueba que existe suficiente S_S en los escenarios 3, 4 y 5, mientras que para los escenarios 1 y 2 hay muy poco o nada de éste desde el principio. También, específicamente para el escenario 1, la relación que existe entre X_S y X_{BH} es inversamente proporcional, es decir, que a medida que la X_S se consume, la X_{BH} crece.

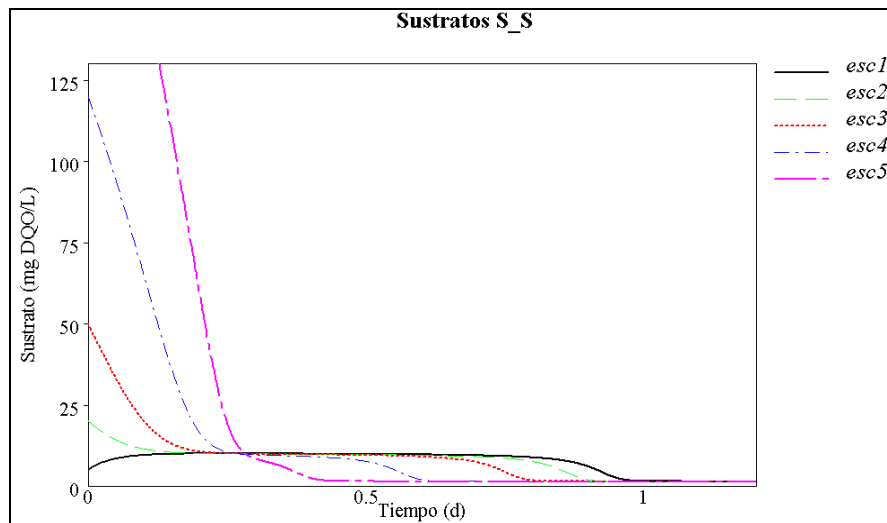


Figura 5.2. Curvas de S_S en función del tiempo de los cinco escenarios.

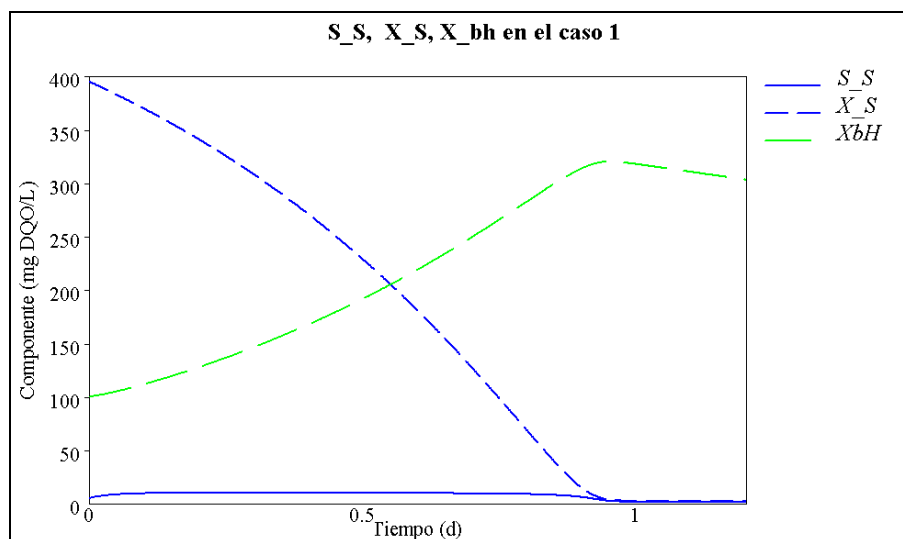


Figura 5.3. Curvas de S_S , X_S y X_{BH} en función del tiempo del escenario 1.

B. Estudio de identificabilidad estructural (análisis de sensibilidad). En esta parte, se realizaron varias corridas con los escenarios 1 y 3 para amplificar y duplicar algunos comportamientos con el objetivo de observarlos mejor y confirmar las decisiones. Además, se analizaron pares de parámetros aislados para distinguir mejor su relación. La Figuras 5.4 y 5.5 contienen las curvas de sensibilidad correspondientes a los escenarios 1 y 3.

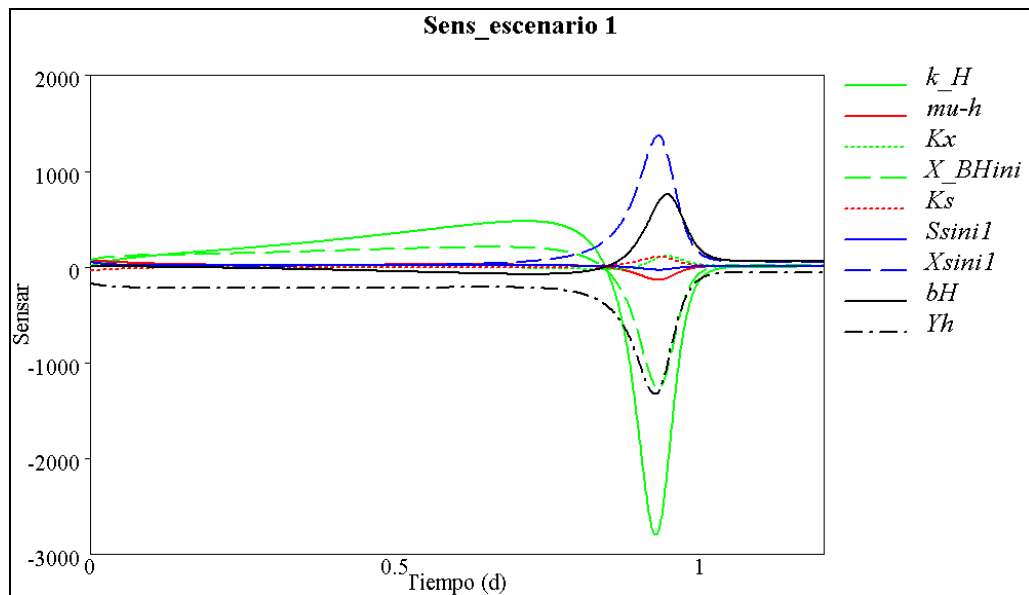


Figura 5.4. Curvas de sensibilidad del escenario 1 con modelo original del ASM1.

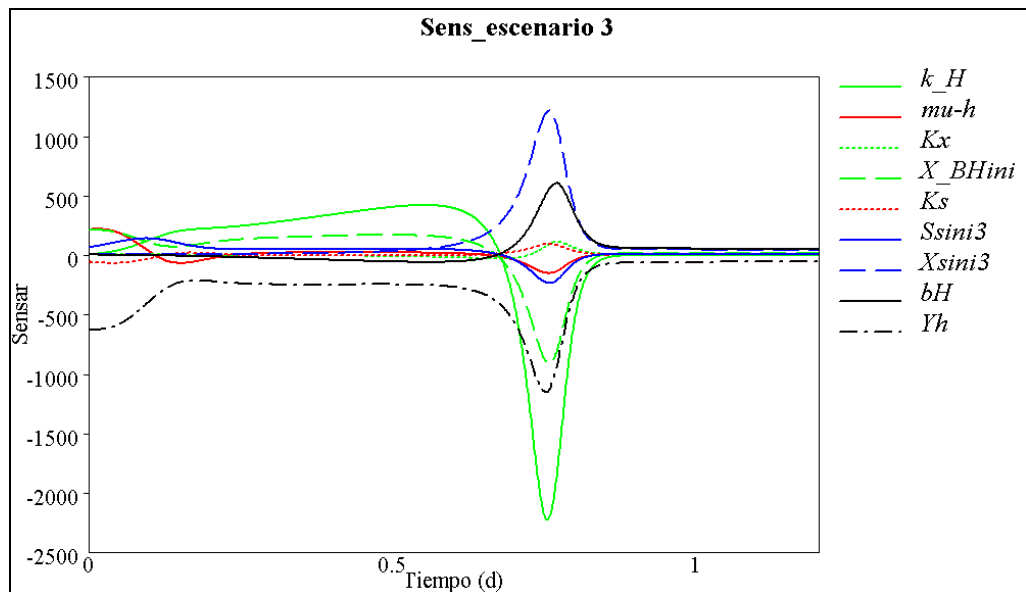


Figura 5.5. Curvas de sensibilidad del escenario 3 con modelo original del ASM1.

En general, se puede decir que, las curvas de sensibilidad muestran los niveles relativos de sensibilidad de parámetros, los rangos de tiempo experimentales que son de interés para un parámetro específico y las dependencias de parámetros (identificabilidad).

A manera de resumen, la Tabla 5.3 muestra la evaluación de dependencias de parámetros por pares del escenario 1.

Tabla 5.3. Dependencias de parámetros con modelo original del ASM1.

| Dependencias | Curvas | Decisión |
|------------------------|--------|--------------------------------------------------------|
| $\mu_H - K_S$ | | Si son dependientes y ambas poco sensibles |
| $K_X - k_h$ | | No son dependientes y K_X es poco sensible |
| $\mu_H - S_{Sini}$ | | Si son dependientes puesto que hay paralelismo |
| $b_H - X_{BHini}$ | | No son dependientes no coinciden sus máximos |
| $X_{Sini} - X_{BHini}$ | | No son dependientes toda la primer parte es asimétrica |
| $Y_H - X_{Sini}$ | | Si son dependientes |
| $K_S - S_{Sini}$ | | No son dependientes S_{Sini} es poco sensibles |

La Tabla 5.4 presenta el análisis de los niveles de sensibilidad del escenario 1.

Tabla 5.4. Niveles de sensibilidad con modelo original del ASM1.

| Parámetros | Observaciones | Decisión |
|------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| K_X μ_{Hmax} K_S S_{Sini} | K_X presenta una sensibilidad débil y local por lo que no impacta considerablemente a r_{O_2} . Existe una tridependencia entre μ_{Hmax} , K_S y S_{Sini} . Si $S_{Sini} \approx 5$ mg/L su sensibilidad es débil, pero si $S_{Sini} \approx 50$ mg/L (diferente al caso de estudio) su sensibilidad aumenta. | Fijar K_X sin importar exactamente su valor siempre y cuando quede dentro del rango recomendado. Modificar K_S y μ_{Hmax} a cinética de orden uno. Fijar S_{Sini} sin importar exactamente el valor siempre y cuando sea bajo. |
| k_h X_{Sini} Y_H X_{BHini} b_H | Los cinco parámetros son muy sensibles en el orden que aparecen de más a menos. Si es que realmente hay una dependencia entre Y_H y X_S , como se observa, debe fijarse Y_H . | Estimar k_h ya que es identificable y K_X no influye y no es dependiente. Fijar Y_H de manera precisa, ya que sí importa el valor asignado para estimar libremente a X_{Sini} . |

5.1.1.4. Conclusiones de la simulación con el modelo original del ASM1.

Es preciso, en el análisis de los datos experimentales de μ_{Hmax} , considerar lo siguiente:

- i. La simulación mostró que los parámetros de la hidrólisis sí son extraíbles.
- ii. Modificar los procesos del modelo:
 - Crecimiento de orden uno
 - Respiración endógena
 - Demostrar que la hidrólisis simplificada no es aplicable
- iii. Verificar las dependencias que queden ambiguas (confusas).

5.1.2. Modelo modificado 1 (crecimiento de orden uno y respiración endógena).

5.1.2.1. Planteamiento del problema. Debido a las numerosas dependencias que se presentaron en el modelo anterior, se sugirió simplificar el modelo.

5.1.2.2. Posibles simplificaciones al modelo. Las posibles modificaciones fueron en base a los siguientes procesos:

I. Crecimiento. Reducible a una cinética de orden uno con la ventaja de contar con un sólo parámetro en lugar de dos ($\mu_{H\max}$ y K_S). Lo anterior, se justifica partiendo del hecho de que S_{S0} existe en una cantidad muy pequeña en el agua residual de estudio, entonces se tiene la ecuación 5.1.

$$r_{\text{crec}} = \mu_{H\max} \frac{S_S}{S_S + K_S} X_{BH} \approx \frac{\mu_{H\max} S_S}{K_S} X_{BH} \quad (5.1)$$

donde:

$\mu_{H\max}$ es la tasa máxima específica de crecimiento de la biomasa heterotrófica

S_S es la fracción soluble fácilmente biodegradable de la materia orgánica

K_S es el coeficiente de semi-saturación de sustrato de la biomasa heterotrófica

X_{BH} es la biomasa heterotrófica activa

Finalmente, la expresión cinética de crecimiento queda como la ecuación 5.2.

$$X_{BH} \left(\frac{\mu_{\max}}{K_S} S_S \right) = k_{1\text{crec}} S_S X_{BH} \quad (5.2)$$

La ecuación 5.2 es de orden uno respecto a S_S y a X_{BH} . El valor aproximado de

$$k_{1\text{crec}} \cong \left[\frac{\mu_{\max}}{K_S} \right] \text{ tomando los valores por "default" es de } k_{1\text{crec}} \cong \left[\frac{6d^{-1}}{20mg/L} \right] \cong 0.3L/mg \cdot d$$

Esta simplificación permite manejar solo un parámetro de crecimiento y omite la dependencia de $\mu_{H\max}$ y K_S .

II. Hidrólisis. Inicialmente se pensaría en elegir una hidrólisis de orden cero respecto a X_S y de orden uno respecto a X_{BH} , no obstante, debido a que las condiciones son completamente diferentes a las de estudio, se puede demostrar que no es aplicable. La ecuación 5.3 nos indica la tasa de la hidrólisis.

$$r_{hid} = k_h \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_x + \frac{X_S}{X_{BH}}} X_{BH} \quad (5.3)$$

donde:

k_h es la tasa máxima específica de la hidrólisis

X_S es la fracción lentamente biodegradable de la materia orgánica

K_x es el coeficiente de semi-saturación de la hidrólisis

X_{BH} es la biomasa heterotrófica activa

Por otro lado, de los análisis realizados, X_S ha sido muy alto y la siembra X_{BH} se ha tomado muy pequeña, entonces X_S/X_{BH} sería demasiado grande durante casi toda la fase exponencial del r_{O_2} , de forma que para la fase A (ver Figura 5.6) se tiene la ecuación 5.4.

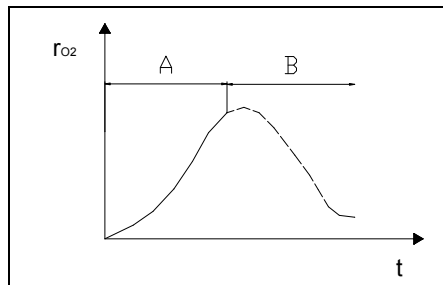


Figura 5.6. Fases A y B de la curva de crecimiento.

$$r_{hid} \cong k_h \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{\frac{X_S}{X_{BH}}} X_{BH} \cong k_h X_S^0 X_{BH} \cong k_{h_0} X_S^0 X_{BH} \cong k_{h_0} X_{BH} \quad (5.4)$$

De esta manera se puede decir que la cinética de la hidrólisis es de orden cero respecto a X_S y de orden uno respecto a X_{BH} .

Ahora, si X_{Sini} debe estimarse, el modelo de hidrólisis de cinética uno no es el indicado ya que no considera la fase B (ver Figura 5.6) que es la que contiene principalmente la información acerca de X_{Sini} . En el supuesto caso que se conociera X_{Sini} , es decir, que no fuera necesario estimarla, entonces sería factible utilizar el modelo simplificado.

III. Respiración endógena (b'_H). Permite eliminar cálculos circulares y aunque no es obligatorio usarla, ofrece ventajas sobre la variante de muerte-regeneración (b_H). La Tabla 5.5 muestra la matriz del modelo ASM1 modificado considerando crecimiento de orden uno y respiración endógena.

Tabla 5.5. Matriz del modelo modificado 1. Fuente Henze et al., 2000.

| Componentes | S_S | X_S | $X_{B,H}$ | X_P | S_O | Tasas de reacción ($M L^{-3} T^{-1}$) |
|------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|-------|-----------|-------|------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1. Crecimiento aerobio de heterótrofos (cinética de orden uno) | $-1/Y_H$ | | 1 | | $-[(1-Y_H)/Y_H]$ | $k_{1max} S_S X_{B,H}$ |
| 2. Decaimiento de heterótrofos (respiración endógena) | | | -1 | f_p | $-(1-f_p)$ | $b'_H X_{B,H}$ |
| 3. Hidrólisis de materia orgánica particulada | 1 | -1 | | | | $k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_x + (X_S / X_{B,H})} X_{B,H}$ |
| Parámetros estequiométricos | Componentes | | | | | Parámetros cinéticos |
| Rendimiento de los heterótrofos.....: Y_H | S_S : mat. org. rápidamente biodegradable, $M(DQO)L^{-3}$ | | | | | Crecimiento y decaimiento de heterótrofos: $\mu_{H,max}$, K_S , $K_{O,H}$, b'_H Hidrólisis: k_h , K_x |
| Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes.....: f_p | X_S : mat. org. lentamente biodegradable, $M(DQO)L^{-3}$ | | | | | |
| | $X_{B,H}$: biomasa heterotrófica activa, $M(DQO)L^{-3}$ | | | | | |
| | X_P : Productos particulados inertes procedentes del decaimiento, $M(DQO)L^{-3}$ | | | | | |
| | S_O : oxígeno disuelto (DQO negativa), $M(-DQO)L^{-3}$ | | | | | |

5.1.2.3. Resultados de las simulaciones con el modelo modificado 1.

A. Perfiles de la tasa de respiración r_{O_2} y de S_S . Los perfiles de la tasa de respiración r_{O_2} y de S_S se presentan en las Figuras 5.7 y 5.8.

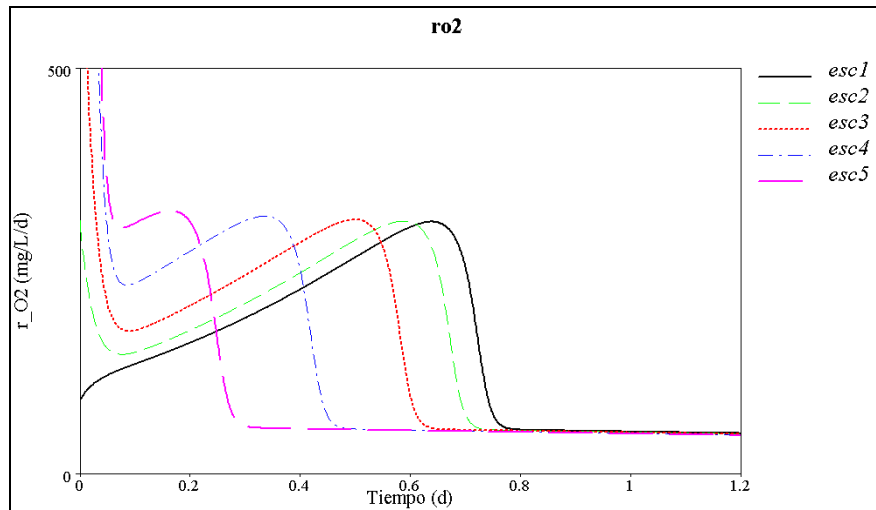


Figura 5.7. Perfiles de r_{O_2} de los cinco escenarios con modelo modificado 1.

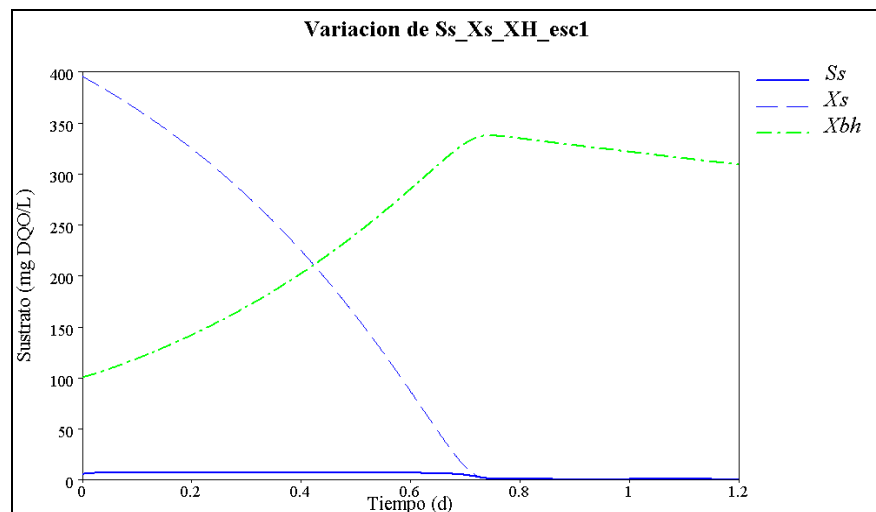


Figura 5.8. Perfiles de S_s en función de tiempo del escenario 1 con modelo modificado 1.

Las Figuras 5.7 y 5.8 muestran que r_{O_2} y S_s del escenario 1 conservan la misma forma que cuando se utilizó el modelo original (Figuras 5.1 y 5.3). El escenario 1, contiene una S_s inicial muy baja a diferencia de los otros cuatro escenarios.

B. Análisis de sensibilidad (identificabilidad estructural). La Figura 5.9 contiene las curvas de sensibilidad correspondientes al escenario 1.

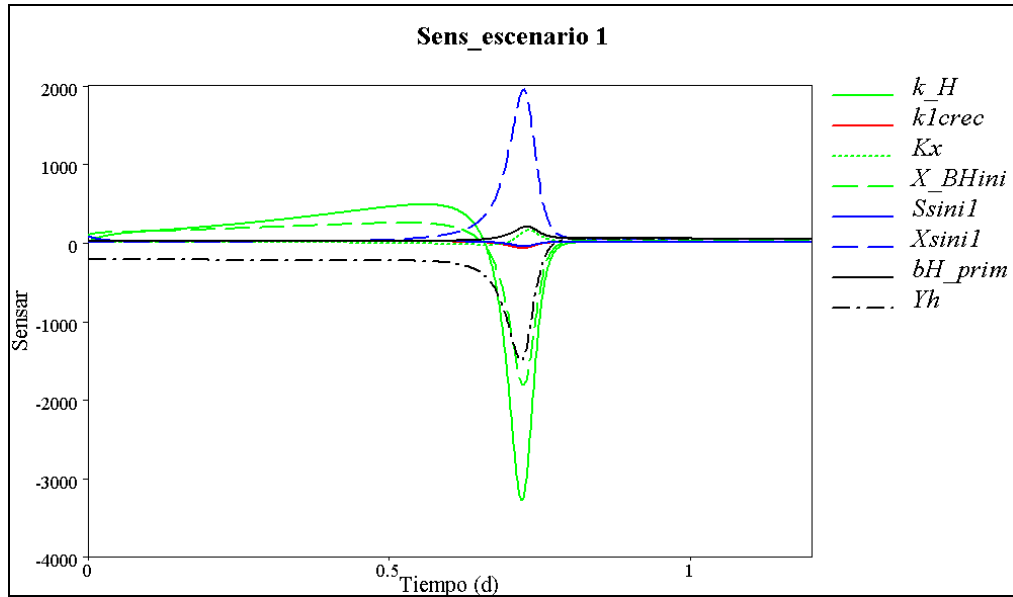
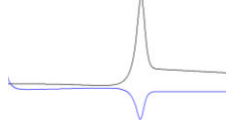

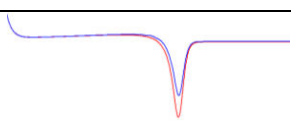


Figura 5.9. Curvas de sensibilidad del escenario 1 con modelo modificado 1.

A manera de resumen, la Tabla 5.6 muestra la evaluación de dependencias de parámetros por pares.

Tabla 5.6. Dependencias de parámetros con modelo modificado 1.

| Dependencias | Curvas | Decisión |
|------------------------|--------|---------------------|
| $Y_H - X_{Sini}$ | | Si son dependientes |
| $b'_H - X_{BHini}$ | | No son dependientes |
| $S_{Sini} - X_{BHini}$ | | No son dependientes |
| $X_{BHini} - X_{Sini}$ | | No son dependientes |
| $k_{1crec} - b'_H$ | | No son dependientes |

| | | |
|------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------|
| $b'_H - S_{Sini}$ |  | No son dependientes |
| $k_h - K_X$ |  | No son dependientes |
| $k_{1crec} - S_{Sini}$ |  | Si son dependientes puesto que hay paralelismo |

Con el objetivo de verificar algunas dependencias, la Tabla 5.7 presenta la comparación entre X_{Sini} , b'_H y K_X (curvas de parámetros que se ubican en la parte positiva del eje Y de las curvas de sensibilidad) y Y_H , X_{BHini} , k_h , k_{1crec} y S_{Sini} (curvas de parámetros que se ubican en la parte negativa del eje Y de las curvas de sensibilidad).

Tabla 5.7. Revisión de dependencias con modelo modificado 1.

| Parámetro | b'_H | X_{Sini} | K_X |
|-------------|--------|------------|-------|
| Y_H | No | Si | No |
| X_{BHini} | No | Probable | No |
| k_h | No | No | No |
| k_{1crec} | No | No | No |
| S_{Sini} | No | No | No |

5.1.1.5. Conclusiones de la simulación con el modelo modificado 1.

i. Se tiene que solo $k_{1crec}-S_{Sini}$ y Y_H-X_{Sini} son estrictamente dependientes, y posiblemente a considerar $X_{Sini}-X_{BHini}$.

ii. K_X y k_h son identificables, aunque como k_h es muy sensible y K_X poco sensible, únicamente se puede obtener k_h con precisión mientras que K_X no es necesario ni posible encontrar su valor exacto. Si se fija S_{Sini} , se puede estimar un valor aproximado de k_{1crec} . Para Y_H-X_{Sini} , si no se conocen con precisión, se recomienda estimarlos en conjunto (X_{Sini}/Y_H), no de forma individual, lo que permite que k_h no se

vea afectada, por ejemplo, con un error en el valor asignado a Y_H . También se recomienda estimar juntos a X_{Sini} - X_{BHini} .

iii. Para analizar los datos experimentales, se empleará el modelo modificado 1, ya que es más simple y sugiere que los parámetros de la hidrólisis (sobre todo k_h) serán identificables.

5.1.3. Modelo modificado 2 (crecimiento de orden uno, respiración endógena e hidrólisis de orden cero respecto a X_S y de orden uno respecto a X_{BH}).

5.1.3.1. Objetivo. Valorar la utilidad de un modelo de hidrólisis simplificado (orden cero respecto a X_S y de orden uno respecto a X_{BH}). La expresión correspondiente a este modelo es la 5.4 y se dedujo en el apartado 5.1.2.2.

5.1.3.2. Resultados con modelo de hidrólisis modificado.

La Figura 5.10, muestra el perfil de la tasa de respiración r_{O_2} considerando la hidrólisis modificada.

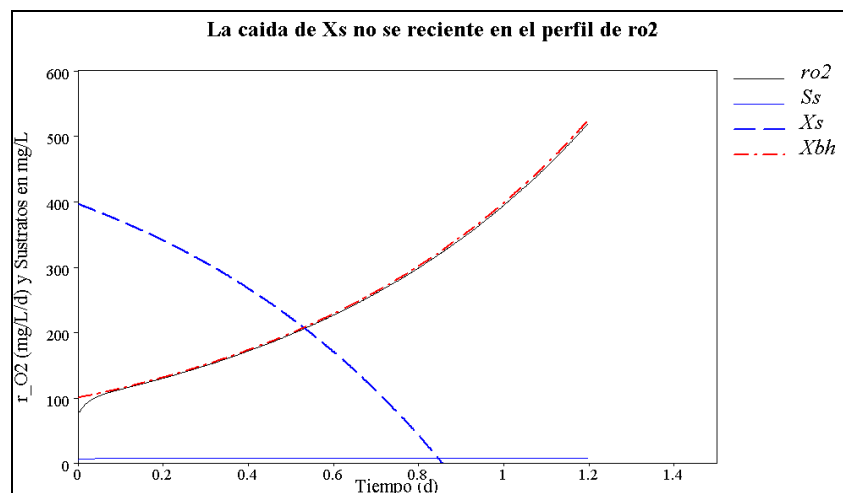


Figura 5.10. Perfil de r_{O_2} utilizando la hidrólisis modificada (expresión 5.4).

En la Figura 5.10 se observa que la curva de r_{O_2} no cae nunca, por lo que, no se puede detectar cuando X_S se agota, mientras que en realidad, la curva de X_S tiene que caer (como se había previsto) aunque el modelo no lo detecta debido a que r_{O_2} solo es proporcional a X_{BH} .

La Figura 5.11 contiene las curvas de sensibilidad para una hidrólisis de orden cero y uno.

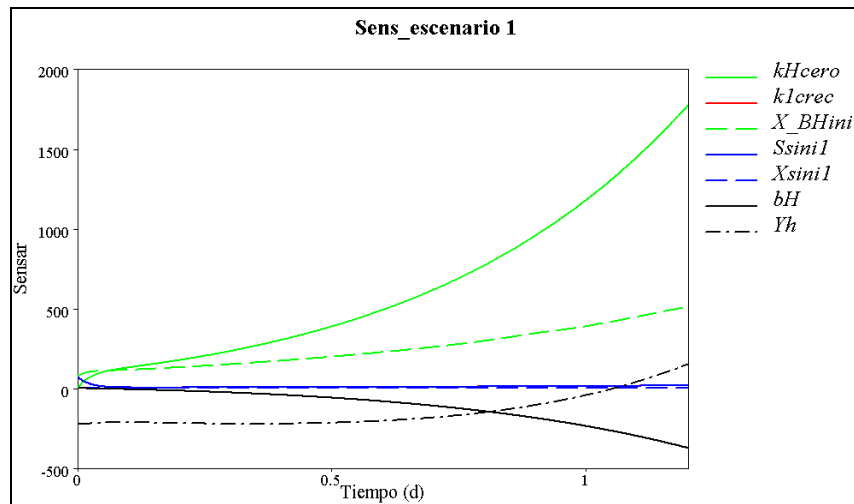


Figura 5.11. Curvas de sensibilidad con hidrólisis de orden cero.

En la Figura 5.11 se observa que r_{O_2} no es sensible a S_{Sini} , X_{Sini} ni a k_{1crec} ,

5.1.3.3. Conclusiones con modelo de hidrólisis modificado.

i. El modelo analizado, confirma que si no se conoce X_{Sini} , no conviene utilizar una expresión de hidrólisis modificada ($k_{ho}X_S^0X_{BH}$).

5.2. Confirmación de observaciones de presimulación con RM13 a 24°C.

5.2.1. Objetivo. Verificar las observaciones del apartado 5.1.2 con la información de la muestra RM13 a 24°C.

5.2.2. Metodología. Se realizaron diversas corridas con el simulador AQUASIM para evaluar el comportamiento del modelo propuesto en el apartado 5.1.2, es decir, considerando tres procesos, el de crecimiento de orden uno, el de decaimiento por respiración endógena y el de hidrólisis.

Se evaluaron 8 escenarios con base al número de parámetros a estimar, desde el caso del escenario 1 en el que se estiman todos los parámetros (b'_H , k_{1crec} , K_X , k_h , S_{Sini} , X_{BHini} , X_{Sini} y Y_H) hasta el caso del escenario 7 en el que se fijan 3 parámetros (Y_H , S_{Sini} y K_X) y se estiman los 5 restantes. Los escenarios elegidos son: 1) se estiman todos los parámetros, 2) se fija Y_H y se estiman los demás parámetros, 3) se fija b'_H y se estiman los demás parámetros, 4) se fija K_X y se estiman los demás parámetros, 5) se fija S_{Sini} y se estiman los demás parámetros, 6) se fijan Y_H y S_{Sini} y se estiman los demás parámetros, 7) se fijan Y_H , S_{Sini} y K_X y se estiman los demás parámetros y 8) se fijan Y_H y b'_H y se estiman los demás parámetros.

Inicialmente se revisó el análisis de sensibilidad de parámetros con el escenario 1, después se evaluaron los 8 escenarios para ver cual es el que mostraba un mejor ajuste.

Se utilizaron los registros de las mediciones de la muestra RM13 a 24 °C. Los datos de las sondas YS1 y YS2 son los que se consideraron en el análisis, los de la sonda GLI se excluirán debido a que son muy altos con respecto a las dos primeras, tal y como se muestra en la Figura 5.12.

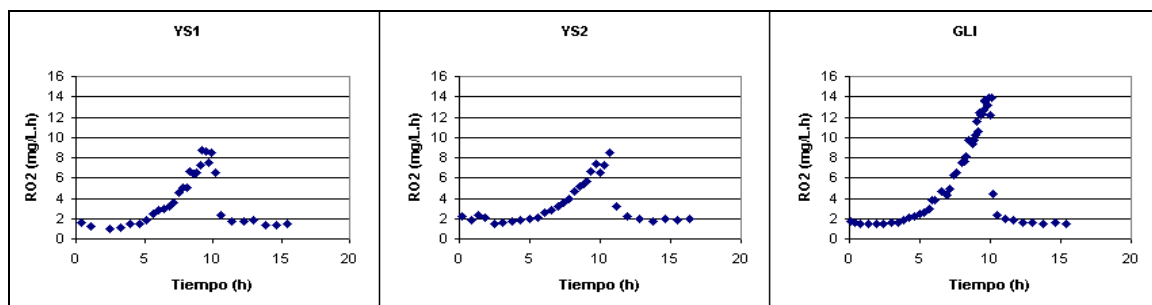


Figura 5.12. Respirogramas de la muestra RM13 a 24°C.

En la Figura 5.12 se distingue que las tasas de respiración máximas de las sondas YS1 y YS2 son de 8.50 mg/L.h y de GLI de 14 mg/L.h, esta diferencia indica que es prudente tomar en cuenta únicamente los datos de las sondas que coinciden en la magnitud de sus registros, es decir, de las sondas YSI. Este comportamiento se percibió en todas las corridas experimentales para la determinación de μ_{Hmax} .

5.2.3. Resultados de simulación con RM13 a 24°C.

A. Ajuste de r_{O_2} . En la Figura 5.13 se visualizan los ajustes del modelo del escenario 1 (se estiman todos los parámetros a la vez) con los datos de YS1 y YS2.

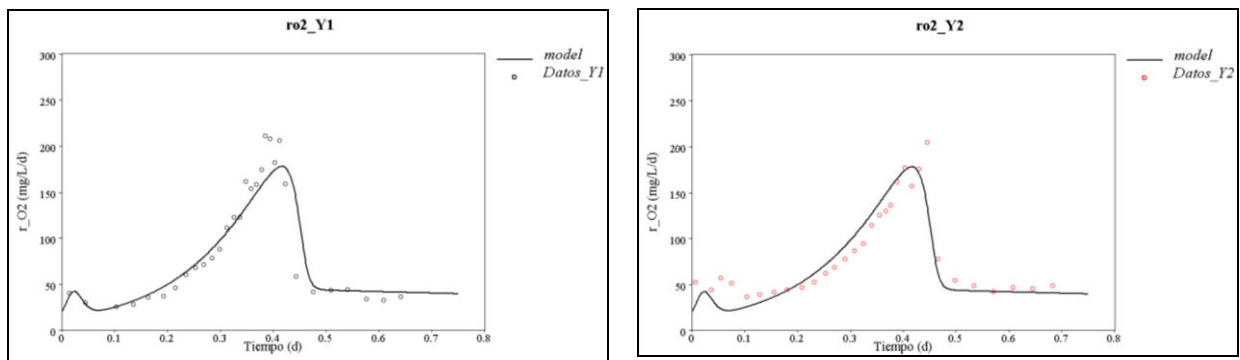


Figura 5.13. Ajustes de r_{O_2} : YS1 (izquierda) y YS2 (derecha).

Se puede apreciar que los ajustes son buenos en ambos casos. Por motivos prácticos, el análisis de sensibilidad se realizará únicamente con los datos de YS1; los resultados serían sensiblemente idénticos para YS1 y YS2.

B. Análisis de sensibilidad. Las curvas de sensibilidad del escenario 1 se aprecian en la Figura 5.14.

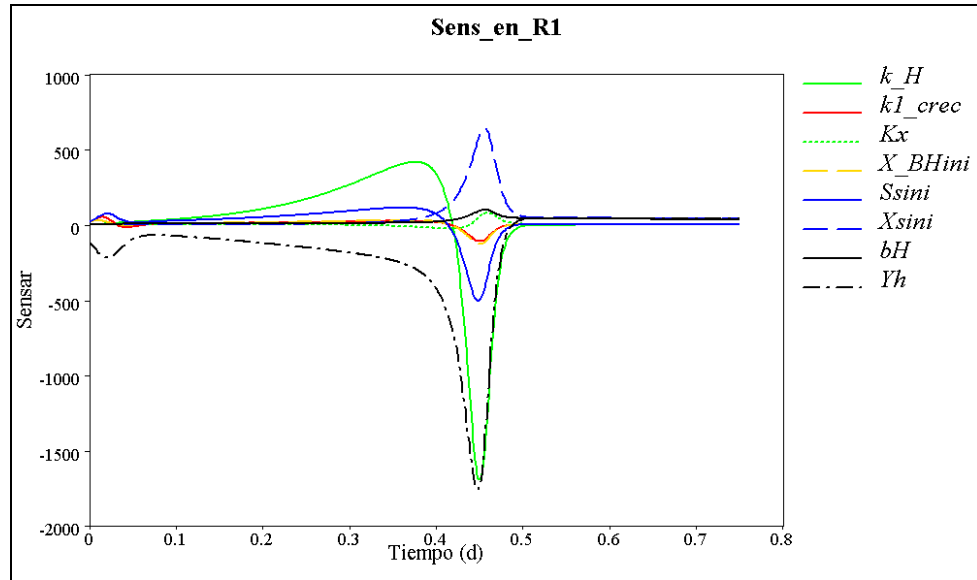


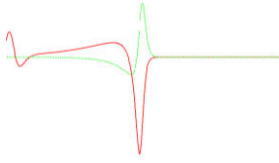
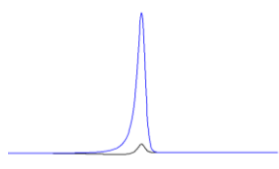
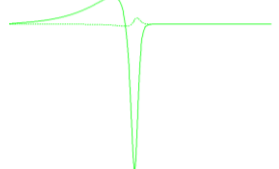
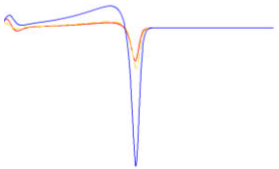
Figura 5.14. Curvas de sensibilidad de los parámetros b'_H , k_{1crec} , K_X , k_h , S_{Sini} , X_{BHini} , X_{Sini} y Y_H .

De la Figura 5.14 se deduce que los parámetros mas sensibles son Y_H , k_h , S_{Sini} y X_{Sini} y los menos sensibles b'_H , k_{1crec} , K_X y X_{BHini} .

La Tabla 5.8 muestra la evaluación de dependencias de parámetros aislados por pares o tercias para su mejor visualización.

Tabla 5.8. Dependencias con modelo modificado 2.

| Dependencias | Curvas | Decisión |
|------------------------|--------|----------------------------------|
| $Y_H - X_{Sini}$ | | Si son dependientes parcialmente |
| $b'_H - X_{BHini}$ | | No son dependientes |
| $X_{BHini} - X_{Sini}$ | | Si son dependientes parcialmente |

| | | |
|------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|
| $k_{1crec} - K_X$ |  | No son dependientes |
| $b'_H - X_{Sini}$ |  | Si son dependientes (paralelismo) |
| $k_h - K_X$ |  | No son dependientes |
| $k_{1crec} - S_{Sini} - X_{BHini}$ |  | Si son dependientes (paralelismo) |

Se observa que existen dependencias debidas a la simetría encontrada en las curvas como en los casos de $Y_H - X_{Sini}$ y $X_{BHini} - X_{Sini}$ y debidas al paralelismo entre ellas como en $b'_H - X_{Sini}$ y $k_{1crec} - S_{Sini} - X_{BHini}$. Los parámetros identificables son k_h y K_X debido a que no presentan dependencia alguna con los demás parámetros. La verificación de algunas dependencias se incluye en la Tabla 5.9.

Tabla 5.9. Revisión de dependencias con modelo modificado 2.

| Parámetro | b'_H | X_{Sini} | K_X |
|-------------|--------|------------|-------|
| Y_H | No | Si | No |
| X_{BHini} | No | Si | No |
| k_h | No | No | No |
| k_{1crec} | No | No | No |
| S_{Sini} | No | No | No |

C. Evaluación de escenarios de ajuste. Los valores de los parámetros estimados en cada escenario, se añaden en la Tabla 5.10.

Tabla 5.10. Resultados de diferentes escenarios.

| Escenarios | χ^2 | b'_H (d ⁻¹) | k_{1crec} (L/mgd) | K_X | k_h (d ⁻¹) | S_{Sini} (mg/L) | X_{BHini} (mg/L) | X_{Sini} (mg/L) | Y_H (mg/L) |
|--------------------------------------------------------------|----------|------------------------------|------------------------|--------|-----------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------|
| 1. Todos los parámetros son estimados | 25231 | 0.36 | 8.04 | 0.060 | 8.89 | 9.15 | 1.31 | 177 | 0.84 |
| | 25191 | 0.20 | 3.53 | 0.065 | 9.29 | 16.27 | 1.96 | 284 | 0.90 |
| | 25396 | 0.46 | 15.18 | 0.078 | 9.79 | 5.71 | 1.24 | 152 | 0.81 |
| | 25285 | 0.27 | 8.37 | 0.071 | 8.82 | 9.95 | 1.46 | 216 | 0.87 |
| | 25179 | 0.24 | 5.14 | 0.067 | 8.66 | 12.06 | 1.74 | 243 | 0.88 |
| 2. Fijar $Y_H = 0.67$ | 25999 | 1.00 | 24.93 | 0.097 | 12.30 | 2.75 | 1.00 | 87 | - |
| | 26476 | 0.98 | 0.36 | 0.001 | 11.13 | 10.89 | 5.76 | 78 | - |
| 3. Fijar $b'_H = 0.2 \text{ d}^{-1}$ | 25123 | - | 3.76 | 0.064 | 8.20 | 15.25 | 2.60 | 285 | 0.90 |
| 4. Fijar $K_X = 0.03$ | 26744 | 0.32 | 5.23 | - | 7.85 | 13.07 | 2.15 | 199 | 0.86 |
| 5. Fijar $S_{Sini} = 3 \text{ mg/L}$ | 25618 | 0.85 | 29.75 | 0.094 | 11.54 | - | 1.00 | 103 | 0.73 |
| | 28131 | 0.35 | 0.16 | 0.001 | 8.11 | - | 23.18 | 162 | 0.83 |
| 6. Fijar $Y_H = 0.67$ y $S_{Sini} = 3 \text{ mg/L}$ | 27432 | 0.99 | 0.36 | 0.004 | 11.18 | - | 8.51 | 83 | - |
| 7. $Y_H = 0.67$, $S_{Sini} = 3 \text{ mg/L}$ y $K_X = 0.03$ | 27611 | 1.00 | 0.38 | - | 11.90 | - | 7.69 | 83 | - |
| 8. Fijar $Y_H = 0.67$ y $b'_H = 0.2$ | 30385 | - | 0.16 | 0.001 | 9.95 | 19.22 | 9.10 | 97 | - |
| PROM = | 26414 | 0.59 | 7.53 | 0.05 | 9.83 | 11.43 | 4.91 | 161 | 0.85 |
| DESV. EST. | 1532 | 0.34 | 9.45 | 0.04 | 1.52 | 4.92 | 6.03 | 75 | 0.05 |
| C.V. | 5.80% | 58.60% | 125.52% | 74.84% | 15.44% | 43.00% | 122.97% | 46.97% | 6.31% |

Nota: Los valores sombreados se encuentran en el límite del rango establecido.

En el escenario 1 se realizaron 5 corridas en las que a pesar de tener un mismo error ($\chi^2 \approx 25000$), los valores de los parámetros llegaron a variar de forma considerable como es el caso de k_{1crec} que fluctuó desde 3.53 hasta 15.18. Este fenómeno se observa también en los escenarios 2 y 5 y se justifica por las dependencias existentes. Las Figuras 5.15, 5.16 y 5.17, permiten confirmar algunas relaciones de parámetros mediante la correlación entre ellos. Por ejemplo, se representaron los diferentes valores de k_{1crec} en función de X_{BHini} obtenidos en los 8 escenarios.

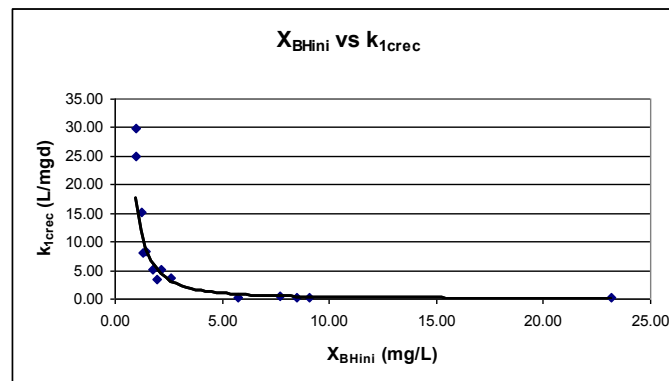


Figura 5.15. Relación de k_{1crec} y X_{BHini} obtenida en los 8 escenarios.

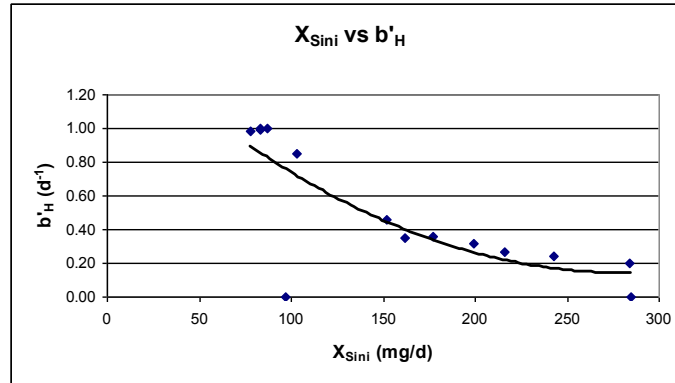


Figura 5.16. Relación de X_{Sini} y b'_H obtenida en los 8 escenarios.

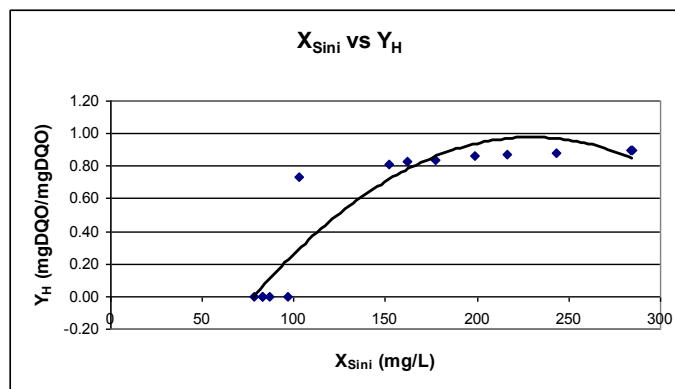


Figura 5.17. Relación de X_{Sini} y Y_H obtenida en los 8 escenarios.

Otro punto a observar de la Tabla 5.10, son los valores de k_h que permanecen casi constantes en los 8 escenarios ensayados, su valor promedio es de 9.83 y se indica con una línea horizontal en la gráfica 5.18. Además, su covarianza es del 15.44%, lo que indica que k_h varía relativamente poco en las diferentes estimaciones obtenidas con los 8 escenarios. Lo anterior confirma que k_h no tiene ninguna dependencia con otro parámetro y que además es identificable.

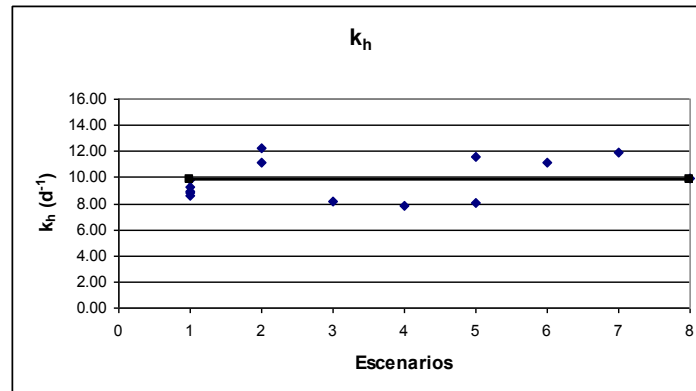


Figura 5.18. Valores de k_h obtenidos en los 8 escenarios.

5.2.4. Conclusiones de simulación con RM13 a 24°C.

A partir de los análisis de sensibilidad, de los resultados contenidos en la Tabla 5.10 y de las Figuras 5.15, 5.16, 5.17 y 5.18, se concluye lo siguiente:

- i. K_X y k_h son identificables, es decir, no son dependientes entre sí ni con algún otro parámetro. Con respecto a k_h , sus valores permanecieron coherentes en los 8 escenarios estudiados. Por otro lado, aunque K_X , es identificable, es poco sensible.
- ii. El modelo es capaz de obtener un buen ajuste ($\chi^2 \approx 25000$), sin embargo, existen varias dependencias y paralelismos que hacen que los parámetros implicados no sean identificables individualmente, tal como $k_{1\text{crec}}$, X_{Sini} , S_{Sini} , b'_H y X_{BHini} . Esto explica por qué los datos no contienen información para determinar exactamente $\mu_{H\text{max}}$ mediante $k_{1\text{crec}}$.
- iii. Si se fijan algunos parámetros como Y_H , b'_H , K_X y S_{Sini} , se tiene también un buen ajuste ($\chi^2 \approx 27000$), a pesar de ello, tampoco se pueden obtener X_{Sini} , $k_{1\text{crec}}$, Y_H ni X_{BHini} individualmente de una manera confiada, es decir, los escenarios 2,3,4,5,6,7 y 8 no presentan ninguna ventaja sobre el escenario 1.

iv. Los parámetros importantes son K_X y k_h debido a que son las constantes involucradas en la hidrólisis la cual es la limitante del crecimiento de la biomasa heterotrófica. Afortunadamente estos parámetros son identificables.

v. Si se conoce X_S sería posible estimar tanto b'_H como Y_H .

A partir de los análisis de sensibilidad y de las correlaciones de las Figuras 5.25, 5.26 y 5.27, se recomienda lo siguiente:

- ❖ Estimar k_h y K_X con el escenario 1 y obtener un promedio de los parámetros estimados por cada temperatura.
- ❖ Obtener una aproximación de X_{Sini} bajo las condiciones del escenario 7

5.3. Estimación de parámetros con las recomendaciones del apartado 5.2.4.

5.3.1. Objetivo. Estimar los parámetros de todas las muestras analizadas con base a las recomendaciones del apartado 5.2.4.

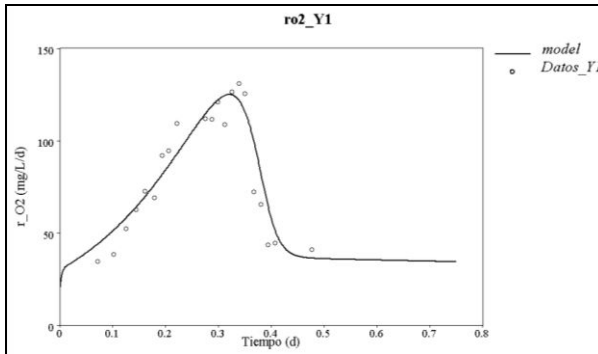
5.3.2. Metodología. Se estimaron los parámetros de todas las muestras con el escenario 1 y se obtuvo una aproximación de X_{Sini} con el escenario 7. Además, se realizaron dos grandes corridas incluyendo todas las temperaturas de las muestras RM13 y RM15. Se revisaron los ajustes y los valores de los parámetros estimados así como su sensibilidad.

5.3.3. Resultados de estimación de parámetros.

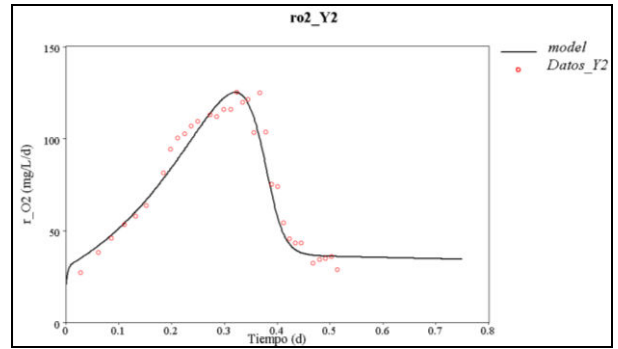
A. Escenario 1.

A.1. Ajustes de r_{O_2} . La Figura 5.19 reúne los mejores ajustes a 20, 24, 28 y 32°C de las muestras RM4, RM15, RM13 y RM5 respectivamente.

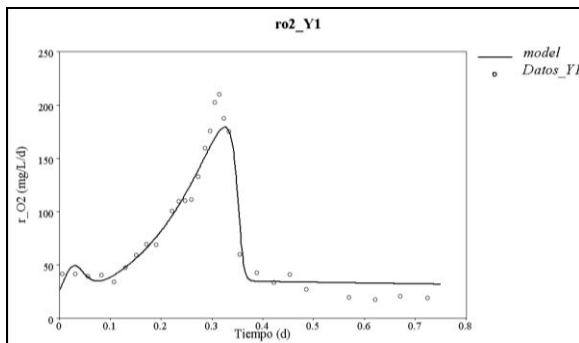
20°C, RM4, YS1



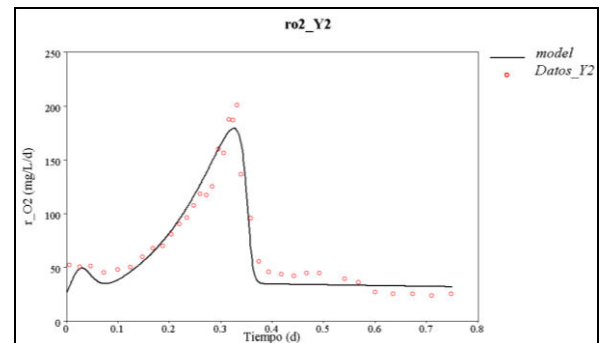
20°C, RM4, YS2



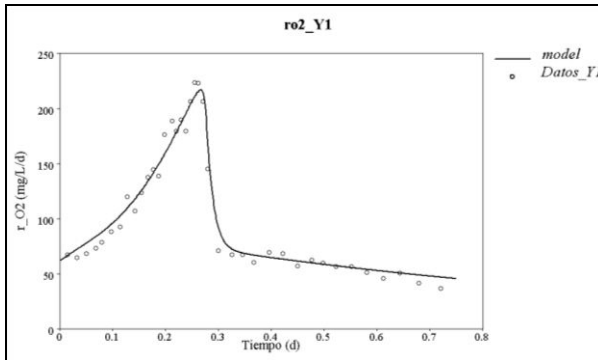
24°C, RM15, YS1



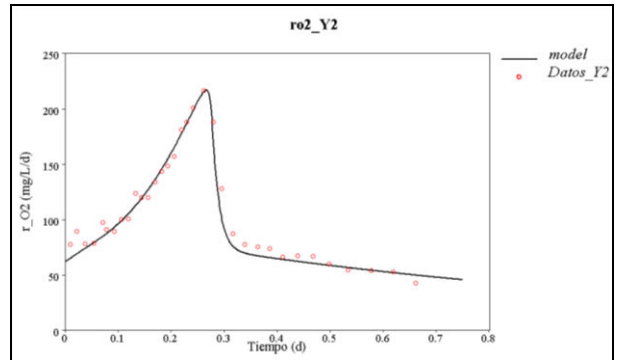
24°C, RM15, YS2



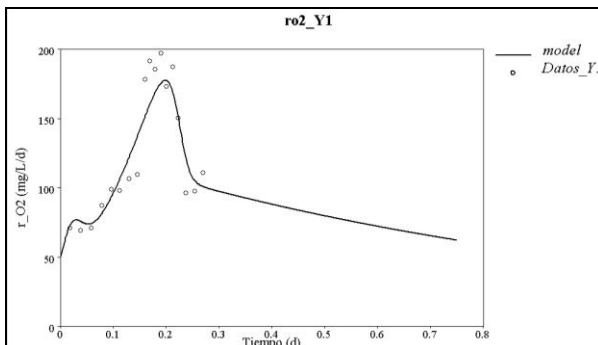
28°C, RM13, YS1



28°C, RM13, YS2



32°C, RM5, YS1



32°C, RM5, YS2

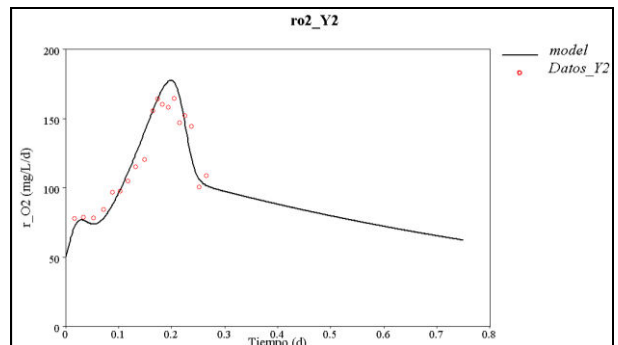


Figura 5.19. Respirogramas (ajustes con el modelo del escenario 1).

Como se observa en la Figura 5.19, los ajustes que alcanza el simulador son muy buenos ($5000 \leq \chi^2 \leq 10500$), lo que nos asegura obtener valores confiables en la estimación de parámetros que sean identificables.

Existen también malos ajustes como es el caso de las muestras RM6, RM7 y RM15 a 20°C y RM5 a 24°C, mismas que se excluyen del cálculo. La Figura 5.20 presenta un ejemplo de este caso.

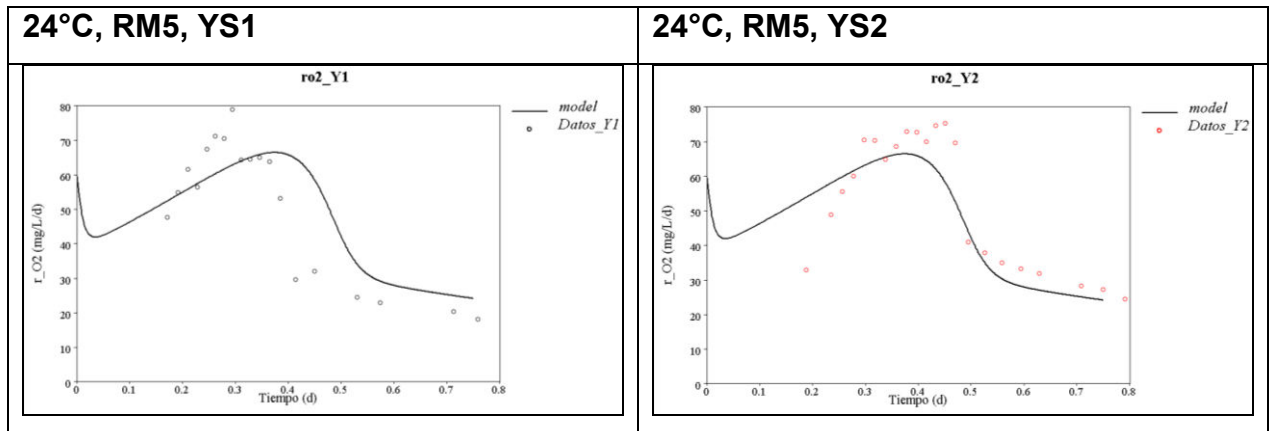


Figura 5.20. Respirogramas (ajustes con el modelo del escenario 1) de RM5 a 24°C.

Las gráficas de ajustes y de análisis de sensibilidad correspondientes a todas las muestras se incluyen en el Anexo K.

A.2. Estimación de parámetros. Los datos de los parámetros estimados se incluyen en la Tabla 5.11. Los valores sombreados son los que han llegado al límite inferior o superior establecido.

Tabla 5.11. Parámetros estimados con AQUASIM. Escenario 1.

| Muestra | X^2 | b'_H (d ⁻¹) | k_{1rec} (L/mgd) | K_x | k_h (d ⁻¹) | S_{Sini} (mg/L) | X_{BHini} (mg/L) | X_{Sini} (mg/L) | Y_H |
|-----------------------|-------|------------------------------|-----------------------|-------|-----------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-------|
| 20°C | | | | | | | | | |
| RM4 | 5010 | 0.182 | 8.25 | 0.100 | 6.37 | 0.29 | 39.13 | 245 | 0.90 |
| RM5 | 326 | 0.100 | 9.99 | 0.001 | 6.00 | 5.92 | 1.10 | 40 | 0.69 |
| RM8 | 3911 | 0.210 | 0.65 | 0.100 | 4.26 | 23.11 | 23.92 | 238 | 0.89 |
| RM9 | 17052 | 0.540 | 2.77 | 0.090 | 6.95 | 14.90 | 4.59 | 171 | 0.81 |
| RM13 | 6094 | 0.990 | 2.19 | 0.003 | 7.35 | 2.19 | 4.76 | 66 | 0.78 |
| PROMEDIO 20°C | | | | | 6.186 | | | | |
| DESV. EST. | | | | | 1.195 | | | | |
| C.V. | | | | | 19.33% | | | | |
| 24°C | | | | | | | | | |
| RM4 | 7272 | 0.990 | 1.35 | 0.024 | 9.32 | 7.17 | 3.36 | 83 | 0.74 |
| RM13 | 25231 | 0.360 | 8.04 | 0.064 | 8.89 | 9.15 | 1.32 | 177 | 0.84 |
| RM15 | 10597 | 0.220 | 2.98 | 0.041 | 9.15 | 17.60 | 3.53 | 208 | 0.88 |
| PROMEDIO 24°C | | | | | 9.120 | | | | |
| DESV. EST. | | | | | 0.217 | | | | |
| C.V. | | | | | 2.37% | | | | |
| 28°C | | | | | | | | | |
| RM4 | 12355 | 0.600 | 0.29 | 0.099 | 6.55 | 37.80 | 19.29 | 101 | 0.85 |
| RM5 | 14311 | 0.990 | 2.37 | 0.100 | 7.82 | 3.70 | 19.31 | 99 | 0.83 |
| RM13 | 5883 | 1.000 | 0.67 | 0.012 | 8.64 | 15.94 | 15.01 | 99 | 0.76 |
| RM15 | 28338 | 0.290 | 2.82 | 0.056 | 7.24 | 4.43 | 64.90 | 264 | 0.89 |
| PROMEDIO 24°C | | | | | 7.563 | | | | |
| DESV. EST. | | | | | 0.886 | | | | |
| C.V. | | | | | 11.72% | | | | |
| 32°C | | | | | | | | | |
| RM5 | 7040 | 1.000 | 2.05 | 0.090 | 11.16 | 23.16 | 7.93 | 129 | 0.90 |
| RM13 | 5693 | 0.790 | 0.17 | 0.043 | 10.79 | 36.74 | 32.40 | 156 | 0.84 |
| RM15 | 24159 | 0.990 | 1.36 | 0.098 | 9.17 | 14.97 | 8.83 | 94 | 0.70 |
| PROMEDIO 24°C | | | | | 10.373 | | | | |
| DESV. EST. | | | | | 1.058 | | | | |
| C.V. | | | | | 10.20% | | | | |
| PROMEDIO TOTAL | | | | | 0.061 | | | | |
| DESV. EST. | | | | | 0.040 | | | | |
| C.V. | | | | | 64.70% | | | | |

Nota: Los valores sombreados se encuentran en el límite del rango establecido.

Teóricamente se espera un incremento en los valores de k_h conforme aumenta la temperatura, lo que no sucedió a 28°C, sin embargo, no se sabe si el error se presenta a 24 o 28°C, entonces, la mejor decisión fue presentar los valores considerando su error experimental.

En la Tabla 5.11 se indican los valores de todos los parámetros estimados, aunque es preciso indicar que los únicos valores consistentes son los de k_h , de hecho se puede confirmar pues permanecen muy constantes en cada temperatura, mientras que los demás tienen variaciones considerables debido a la interferencia que ocurre entre ellos mismos. Dicho comportamiento es coherente con lo establecido en las conclusiones de la sección 5.2.

El promedio de k_h a 20°C fue de 6.19 d⁻¹, a 24°C de 9.12 d⁻¹, a 28°C de 7.56 d⁻¹ y a 32°C de 10.37 d⁻¹. K_X presentó una variación grande de valores de 0.001 a 0.1, su promedio de todas las temperaturas fue de 0.061. La variación de K_X no representa mayor problema, ya que, como se mencionó anteriormente, el modelo es poco sensible a K_X .

Con respecto a los demás parámetros se tiene que b'_H varía desde 0.1 hasta 1 d⁻¹, $k_{1\text{crec}}$ de 0.29 a 10 L/mgd, S_{Sini} de 0.29 a 36.74 mg/L, X_{BHini} de 1.10 a 39.13 mg/L, X_{Sini} de 39.75 a 264 mg/L y Y_H de 0.69 a 0.1 mgDQO/mgDQO.

Los valores de los parámetros obtenidos se visualizan de mejor forma en las Figuras 5.21, 5.22, 5.23, 5.24, 5.25, 5.26, 5.27 y 5.28.

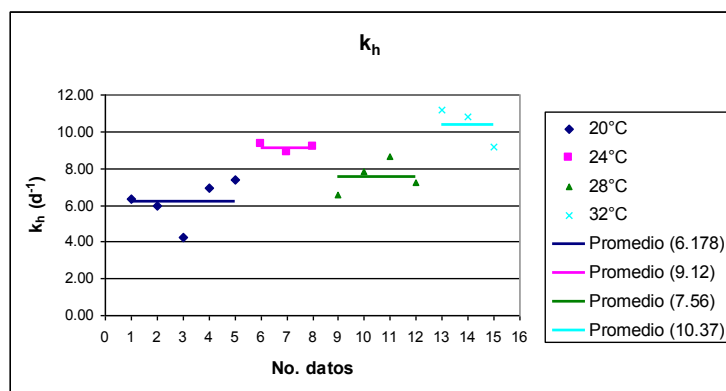


Figura 5.21. Valores de k_h a 20, 24, 28 y 32°C.

En la gráfica 5.21 se observa claramente el patrón que siguen los datos con respecto a las temperaturas de estudio. Esto nos permitió dibujar la línea horizontal del valor promedio en cada caso.

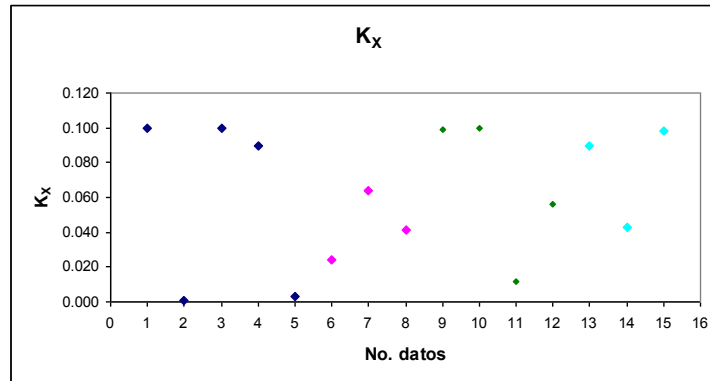


Figura 5.22. Valores de K_x .

Aunque K_x se definió como parámetro no contaminado (identificable), su variabilidad es importante pero sin grandes consecuencias, debido a que el modelo es poco sensible a su valor.

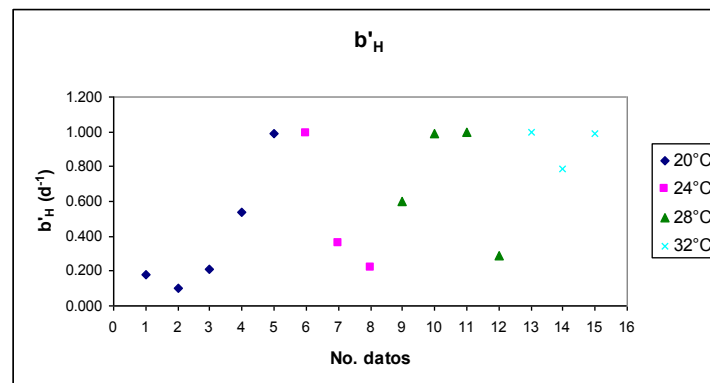


Figura 5.23. Valores de b'_H a 20, 24, 28 y 32°C.

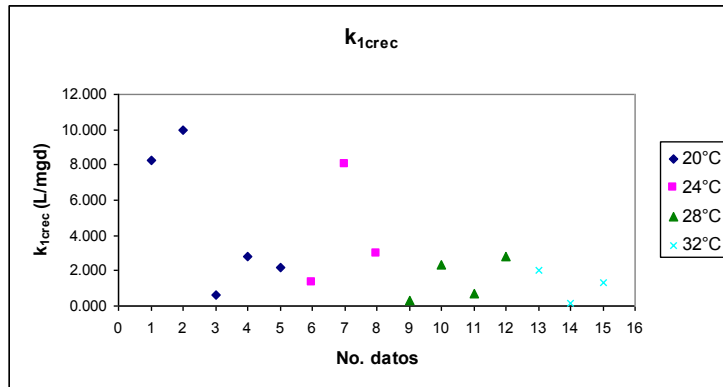


Figura 5.24. Valores de k_{1crec} a 20, 24, 28 y 32°C.

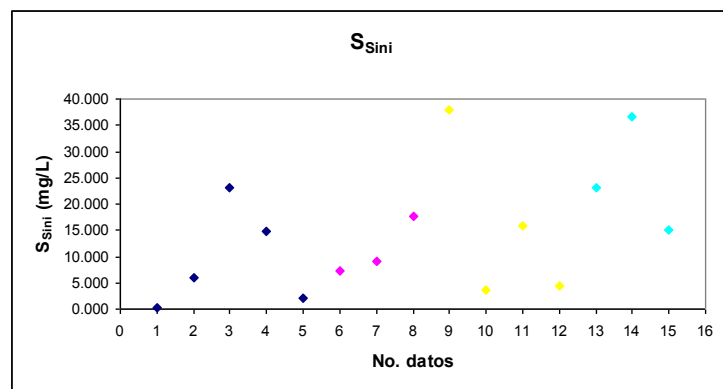


Figura 5.25. Valores de S_{sini} .

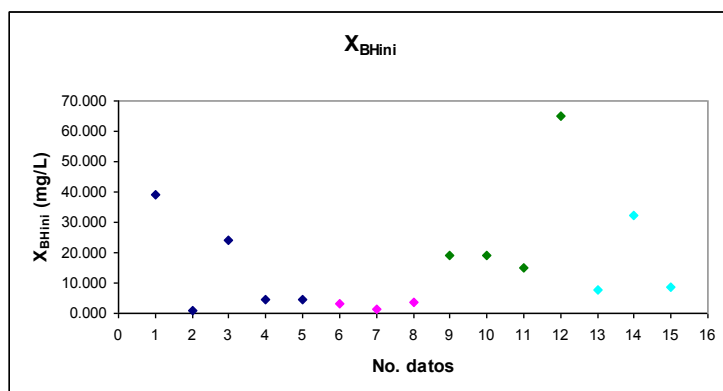


Figura 5.26. Valores de X_{BHini} .

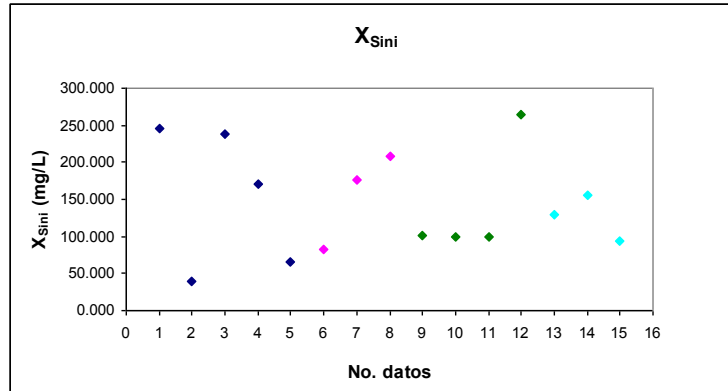


Figura 5.27. Valores de X_{Sini} .

Las Figuras 5.23, 5.24, 5.25, 5.26 y 5.27 destacan la dispersión de los datos, en consecuencia, no se pueden determinar los valores de b'_H , k_{1crec} , S_{Sini} , X_{BHini} ni X_{Sini} .

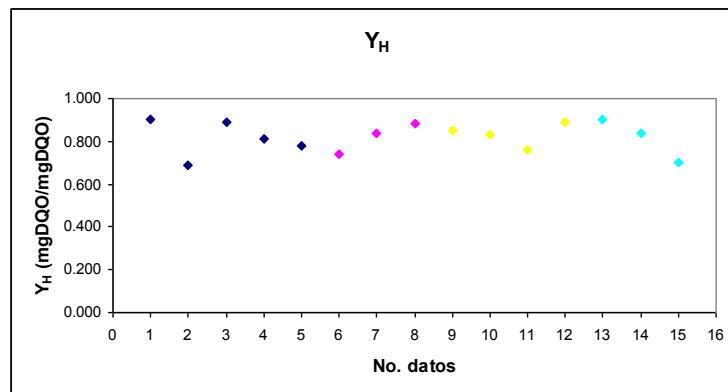


Figura 5.28. Valores de Y_H .

Los datos de Y_H , aparentemente se comportan de manera constante. A pesar de ello, el análisis de sensibilidad indica contaminación con X_{Sini} . Debido a la gran sensibilidad del modelo a Y_H , un pequeño cambio en el valor de Y_H es suficiente para falsear la estimación de otros parámetros como X_{Sini} .

Finalmente, las únicas estimaciones útiles son las de k_h a las diferentes temperaturas, es decir, 6.19 d^{-1} a 20°C , 9.12 d^{-1} a 24°C , 7.56 d^{-1} a 28°C y 10.37 d^{-1} a 32°C . Es importante aclarar que se espera un incremento en los valores de k_h a

28°C, sin embargo, no se sabe si el error se presenta a 24 o 28°C, entonces, la mejor decisión fue presentar los valores considerando su error experimental.

B. Escenario 7.

Como estrategia para determinar X_{Sini} se realizaron también diversas corridas con el escenario 7 (ver Anexo L), es decir, fijando K_X , S_{Sini} y Y_H , sin embargo, no se tuvo éxito debido a que el valor de X_{Sini} mostró cierta contaminación con algunos parámetros (b'_H y X_{BHiini}). Los valores de X_{Sini} obtenidos fluctuaron de 39 a 107 mg/L. Por lo anterior, no se consideraron los resultados del escenario 7.

C. Evaluación simultánea de todos los datos de una muestra con el escenario 1

C.1. Ajustes de r_{O_2} de RM13 y RM15. Los ajustes de r_{O_2} se aprecian en la Figura 5.29. Se distingue que los mejores ajustes resultan de las temperaturas mayores (28 y 32°C), rangos de temperatura con los que opera la planta y que finalmente son los de interés.

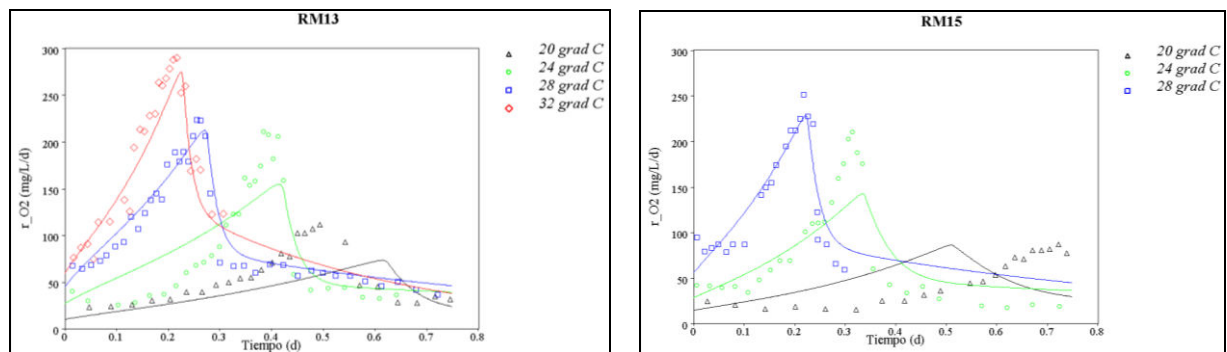


Figura 5.29. Ajustes de r_{O_2} de RM13 y RM15.

Los ajustes y curvas de sensibilidad correspondientes al mejor ajuste (28°C) se integran en el Anexo M.

C.2. Estimación de parámetros (global) de RM13 y RM15. Los valores resultantes de la estimación de parámetros se indican en la Tabla 5.12. Este análisis permitió

estimar también los coeficientes de temperatura θk_h , etc. La muestra RM15 excluye los datos a 32°C porque el modelo no dio un ajuste aceptable para los datos a esta temperatura.

Tabla 5.12. Parámetros estimados con AQUASIM. Evaluación simultánea.

| Muestra | X^2 | b'_H 20°C (d ⁻¹) | k_{1crec} 20°C (L/mgd) | K_x | k_h 20°C (d ⁻¹) | S_{so} (mg/L) | $\theta b'_H$ | θk_{1cre} | θk_h | X_{BHo} (mg/L) | X_{so} (mg/L) | Y_H |
|----------|--------|-----------------------------------|-----------------------------|-------|----------------------------------|--------------------|---------------|-------------------|--------------|---------------------|--------------------|-------|
| RM13 | 149005 | 0.310 | 0.20 | 0.006 | 3.53 | 19.13 | 1.183 | 1.115 | 1.098 | 500 | 498 | 0.73 |
| RM15 | 113355 | 0.350 | 0.10 | 0.005 | 4.09 | 37.56 | 1.171 | 1.199 | 1.097 | 500 | 508 | 0.75 |
| PROMEDIO | | | | 0.006 | 3.81 | | | | 1.098 | | | |

Por principio, se distingue que el error acumulativo es mas alto que en cualquiera de los escenarios anteriores ($113355 \leq X^2 \leq 149005$). Los datos de las muestras RM13 y RM15 son muy similares, además de congruentes con los de los análisis individuales por temperatura del escenario 1. En general, los valores son muy buenos y posiblemente mejores que los individuales.

La información de interés que contiene la Tabla 5.12, es respecto a k_h y θk_h , ya que, como se mencionó, las estimaciones de los parámetros restantes se encuentran contaminadas. Por lo anterior, los cálculos y observaciones girarán en torno a k_h y a θk_h .

Se cuenta con los datos de las constantes cinéticas a 20°C, sin embargo, para poder hacer una comparación directa con los parámetros de los análisis individuales, se calculará la constante k_h a 24, 28 y 32°C utilizando el coeficiente de corrección de temperatura θk_h , mediante la expresión 5.5 (Metcalf y Eddy, 2004).

$$k_{T2} = k_{T1} \theta^{(T2-T1)} \quad (5.5)$$

donde

k_{T2} es la constante a evaluar a la temperatura T2

k_{T1} es la constante a evaluar a la temperatura T1

θ es el coeficiente de corrección de temperatura

T1 y T2 son las temperaturas en °C

Por ejemplo, se tiene que k_h a 20°C de la muestra RM13 es igual a 3.53 d⁻¹ y que θk_h es igual a 1.098, para determinar k_h a 24°C, se tiene la expresión 5.6.

$$k_{h24^{\circ}C} = 3.53d^{-1}(1.098)^{24^{\circ}C-20^{\circ}C} = 5.13d^{-1} \quad (5.6)$$

Los resultados de k_h de las demás temperaturas se muestran en la Tabla 5.13.

Tabla 5.13. Comparación de parámetros. Escenario 1 vs global

| Muestra | χ^2 | K_X | k_h (d ⁻¹) |
|-------------|----------|-------|--------------------------|
| 20°C | | | |
| RM13 esc. 1 | 6094 | 0.003 | 7.35 |
| RM13 global | 149005 | 0.006 | 3.53 |
| 24°C | | | |
| RM13 esc. 1 | 25231 | 0.064 | 8.89 |
| RM13 global | 149005 | 0.006 | 5.13 |
| RM15 esc1 | 10597 | 0.041 | 9.15 |
| RM15 global | 113355 | 0.005 | 5.92 |
| 28°C | | | |
| RM13 esc. 1 | 5883 | 0.012 | 8.64 |
| RM13 global | 149005 | 0.006 | 7.46 |
| RM15 esc1 | 28338 | 0.056 | 7.24 |
| RM15 global | 113355 | 0.005 | 8.58 |
| 32°C | | | |
| RM13 esc. 1 | 5693 | 0.043 | 10.79 |
| RM13 global | 149005 | 0.006 | 10.84 |
| RM15 esc1 | 24159 | 0.098 | 9.17 |
| RM15 global | 113355 | 0.005 | 12.42 |

Los valores estimados de k_h con el escenario 1 (análisis individuales) son mayores por un poco más de 3 unidades en las temperaturas de 20°C y 24°C, en el caso de 28°C difieren con solo 1 unidad y a 32°C de RM13 son prácticamente iguales contrastando con RM15 en donde se tiene una diferencia de mas de 3 unidades situación que se asocia a la falta de datos a esta temperatura en la estimación. Las variaciones anteriores se explican con el hecho de que los ajustes fueron mejores a 28 y 32°C (temperaturas más cercanas a las de la PTAR).

Otro punto de interés es el coeficiente de corrección de temperatura, θk_h que se determinó a partir de los resultados de los análisis individuales por temperatura del

escenario 1, mediante el modelo de van't Hoff-Arrhenius, descrito en el Capítulo de Metodología. Los cálculos correspondientes se ilustran en seguida.

El inverso de la temperatura en unidades Kelvin y el logaritmo natural de k_h se muestran en la Tabla 5.14.

Tabla 5.14. Cálculos para obtener θk_h .

| Muestra | T (°C) | 20 | 24 | 28 | 32 |
|---------|--------------------------|----------|----------|----------|----------|
| | 1/T (T en °K) | 0.003413 | 0.003367 | 0.003322 | 0.003279 |
| RM4 | k_h (d ⁻¹) | 6.37 | 9.32 | 6.55 | - |
| | Ln (k_h) | 1.8516 | 2.2322 | 1.8795 | - |
| RM5 | k_h (d ⁻¹) | 6 | - | 7.82 | 11.16 |
| | Ln (k_h) | 1.7918 | - | 2.0567 | 2.4123 |
| RM13 | k_h (d ⁻¹) | 7.35 | 8.89 | 8.64 | 10.79 |
| | Ln (k_h) | 1.9947 | 2.1849 | 2.1564 | 2.3786 |
| RM15 | k_h (d ⁻¹) | - | 9.15 | 7.24 | 9.17 |
| | Ln (k_h) | - | 2.2138 | 1.9796 | 2.2159 |

La Figura 5.30 incluye las gráficas del logaritmo natural de k_h en función del inverso de la temperatura y la ecuación del ajuste lineal que contiene la pendiente de la recta.

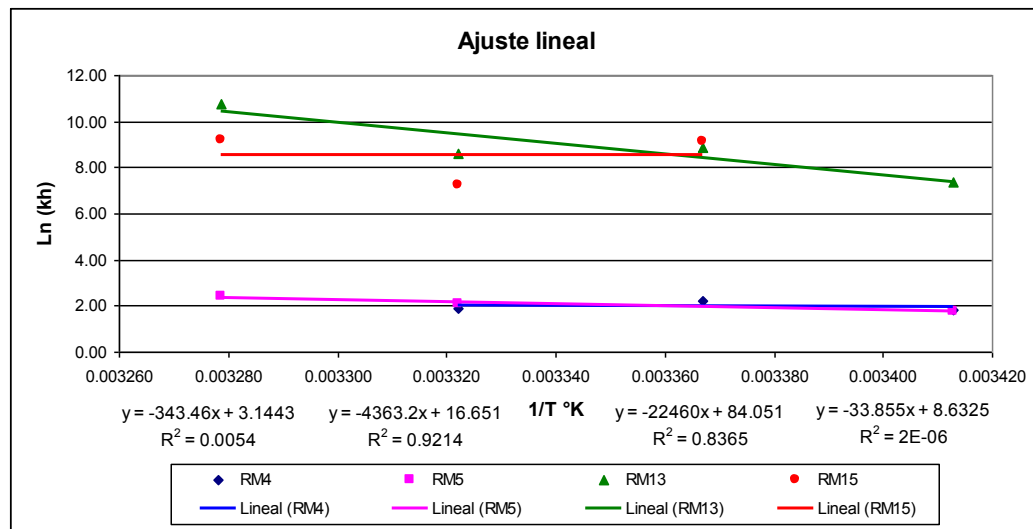


Figura 5.30. Ajuste lineal para obtener θk_h .

Los buenos ajustes ($R^2 > 0.8$) pertenecen a las muestras RM5 y RM13, por lo que son las que se considerarán en los cálculos.

Las pendientes de las rectas corresponden al término Ea/R . Finalmente $\theta \square k_h$ de RM5 y RM13 se calculan con las expresiones 5.5 y 5.6 respectivamente.

$$\theta k_h = e^{4363.2 \left(\frac{1}{293 \times 305} \right)} = 1.050 \quad (5.5)$$

$$\theta k_h = e^{22460 \left(\frac{1}{293 \times 305} \right)} = 1.286 \quad (5.6)$$

El promedio de $\theta \square k_h$ de RM5 y RM13 del escenario 1 es igual a 1.168, mientras que de RM13 y RM15 del escenario global es de 1.098. Hay una diferencia mínima del 6% por lo que se consideran como buenos los valores en ambos casos.

5.3.4. Conclusiones de estimación de parámetros.

i. Los ajustes que alcanza el simulador con el escenario 1 son muy buenos ($5000 \leq X^2 \leq 10500$), lo que nos asegura obtener valores confiables en la estimación de parámetros que resulten identificables. Los únicos valores consistentes son los de k_h , mientras que los demás parámetros tienen variaciones considerables debido a la interferencia que ocurre entre ellos mismos. Los valores promedio de k_h son 6.19 d^{-1} a 20°C , 9.12 d^{-1} a 24°C , 7.56 d^{-1} a 28°C y 10.37 d^{-1} a 32°C . Teóricamente se espera un incremento en los valores de k_h conforme aumenta la temperatura, lo que no sucedió a 28°C , sin embargo, no se sabe si el error se presenta a 24 o 28°C , entonces, la mejor decisión fue presentar los valores considerando su error experimental.

ii. No se pudo estimar X_S empleando el escenario 7, con el cual se esperaba aislar X_S .

iii. En la evaluación simultánea de todas las temperaturas de una muestra, se observan los mejores ajustes en las temperaturas de 28 y 32°C . Este análisis permitió estimar también el coeficiente de temperatura θk_h .

iv. Los valores estimados de k_h con el escenario 1 son mayores por un poco más de 3 unidades en las temperaturas de 20°C y 24°C, en el caso de 28°C difieren con solo 1 unidad y a 32°C de RM13 son prácticamente iguales contrastando con RM15 en donde se tiene una diferencia de mas de 3 unidades situación que se asocia a la falta de datos a esta temperatura en la estimación. Las variaciones anteriores se explican con el hecho de que los ajustes fueron mejores a 28 y 32°C (mejor aclimatación de la biomasa a la temperatura coincidente con la de la planta).

v. El promedio de θk_h de RM5 y RM13 del escenario 1 es igual a 1.168, mientras que de RM13 y RM15 del escenario global es de 1.098. Hay una diferencia mínima del 6% por lo que se consideran como buenos los valores en ambos casos.

vi. En definitivo, las pruebas cinéticas de tipo “ μ ”, no contienen información de μ_{Hmax} , sin embargo, si indican las velocidades de hidrólisis, los valores estimados son: $k_{h20^\circ C}$ igual a 3.81 d⁻¹, θk_h igual a 1.098 y K_x igual a 0.006.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

1. Con base en los análisis realizados durante el periodo que duró la investigación, las características típicas del agua residual de estudio son un pH promedio de 8.0 y altos niveles de conductividad y DQO (5459 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 2503 mg/L respectivamente). Los parámetros restantes fueron del orden de 568 mg/L DBO_5 , 48 mg/L N-NH_3 , 87 mg/L N_{tot} y 10 mg/L P_{tot} .
2. La relación DBO_5/DQO resultó ser de 0.24, lo que expresa un índice de biodegradabilidad menor que el típico de un agua residual municipal. Las proporciones de $\text{DBO}_5/\text{N/P}$ (100/15/2) quedaron dentro del rango aceptable.
3. Las propiedades particulares del agua residual, principalmente su alta conductividad y contenido de sustancias que pueden interferir en los procesos biológicos, son factores que limitan su fácil tratamiento, pero que también ocasionaron dificultades en la implementación de las pruebas de respirometría.
4. Para resolver el problema de lectura confiable y continua de las sondas de oxígeno, fue necesario implementar algunas modificaciones en los procedimientos durante las pruebas respirométricas (lavado del licor mixto antes de su uso como siembra, y dilución del agua residual con agua destilada). El lavado de la biomasa es una práctica que existe en la literatura y que afecta posiblemente los valores absolutos de la tasa de decaimiento que se mide (la cual resultó más baja), pero tiene el mérito de permitir llevar a cabo las pruebas que se requieren para obtener una primera estimación de los b_H , cuyos valores relativos son útiles para el cálculo de la diferencia relativa $\mu_{H\text{max}}-b_H$ y de los coeficientes de corrección de temperatura. La dilución del agua residual es una práctica común en las pruebas respirométricas y no implica ningún impacto en las mediciones de S_S ni en las constantes cinéticas.

5. Las pruebas “batch” de degradación de la materia orgánica del agua residual industrial indicaron que: 8 horas son suficientes para que la DQO soluble biodegradable se agote a 28 y 32°C, que la cinética de degradación es de orden dos y que en esta agua residual siempre se tendrá un remanente de DQO del orden del 50% que es inerte.

6. En el agua residual de estudio es necesario cambiar el modelo de fraccionamiento para el influente. Se adoptó otro padrón de fraccionamiento diferente al del ASM el cual contempla la clasificación de la fracción lentamente biodegradable en soluble (S_H) y en particulada (X'_S). El nuevo modelo de fraccionamiento, se ha empleado en aguas residuales industriales y cuenta con cinco fracciones (S_S , S_I , S_H , X'_S y X_I).

7. El método fisicoquímico de caracterización (protocolo de la STOWA) sobreestimó de 40 a 60 veces la fracción S_S , debido a que este método se basa en una hipótesis no aplicable al agua de estudio, la cual considera toda la fracción soluble biodegradable como S_S , sin diferenciar la parte correspondiente a S_H (soluble, pero lentamente biodegradable).

8. Con los datos de respirometría de S_S , se estima que el padrón de fraccionamiento de la DQO en el agua residual estudiada es el siguiente: 0.6% de S_S , 39.4% de S_I , 37% de S_H , 0% de X'_S y 23% de X_I . Se establecieron tres características particulares para esta agua: 1) la fracción fácilmente biodegradable (S_S) es casi inexistente; 2) la fracción lentamente biodegradable se presenta en forma soluble (S_H), en lugar de particulada ($X'_S = 0$) y 3) la DQO total del agua residual proviene principalmente (86%) de su contraparte soluble.

9. El coeficiente de rendimiento heterotrófico Y_H resultó en promedio de 0.52 mg de DQO celular por mg de DQO de sustrato, su determinación mostró una variabilidad particularmente alta (coeficiente de variación del 41%, $n = 9$ muestras), observación que no se pudo justificar en su totalidad. La tasa de decaimiento

heterotrófica b_H a 20°C fue de 0.12 d⁻¹ y su coeficiente de corrección de temperatura θ_{b_H} resultó de 1.107 en un rango de temperatura de 20 a 32°C.

10. Mediante un procedimiento ordenado, progresivo y riguroso de simulación y de estimación de parámetros, se pudieron establecer los límites de utilidad de los datos que se adquirieron pensando en estimar $\mu_{H_{max}}$. El procedimiento utilizó la técnica de análisis de sensibilidad con el que se demostró que los datos no contenían información para estimar $\mu_{H_{max}}$ debido a la baja concentración de S_s en las aguas. La hidrólisis resultó ser la etapa limitante y se confirmó que sólo k_h y posiblemente K_X son identificables en estas condiciones, los demás parámetros no. La tasa máxima específica de la hidrólisis, k_h se estimó de 3.81 d⁻¹ y su coeficiente de corrección de temperatura de θ_{k_h} de 1.098 (20-32°C).

Recomendaciones

- ❖ Con base en los resultados de degradación en “batch” y del padrón de fraccionamiento del agua residual, la planta requiere necesariamente de un proceso complementario NO BIOLÓGICO para lograr remover la DQO inerte alta. Se deberá seleccionar el tipo de tratamiento fisicoquímico por implementar en el tren de tratamiento actual.

- ❖ Se podría optimizar (\$) la operación de la PTAR disminuyendo los tiempos de aireación, ya que los resultados de esta investigación mostraron que no se justifica un tiempo de retención hidráulica tan prolongado (mayor a las 10 h a 28-32°C) en los reactores. En el caso de que existiera un problema recurrente de bacterias filamentosas en la planta, podría ser recomendable utilizar parte de los volúmenes disponibles de reactor como selectores.

- ❖ Se recomienda ampliar la investigación sobre el proceso de la hidrólisis con el agua residual de la planta e iniciar un estudio de modelación completo, el cual va a requerir, posiblemente, una versión modificada del modelo ASM1. Para aprovechar mejor las técnicas de respirometría en tal proyecto, se sugiere utilizar sondas de oxígeno de tipo infrarrojo que eviten los problemas de medición asociados con las características particulares del agua en esta planta.

- ❖ Se recomienda realizar estudios similares de modelación en plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en México, ya que existe muy poca información al respecto.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

1. APHA (1992) Métodos Estandarizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Díaz Santos, España.
2. Arslan, A. y Ayberk, S. (2003) Characterization and biological treatability of “Izmir industrial and domestic wastewater treatment plant” wastewaters. *Water SA*, 29(4): 451 – 456.
3. Benes, O., Spanjers, H. y Holba, M. (2002) Respirometry techniques and activated sludge models. *Water Science and Technology*, 46(4-5): 1 – 6.
4. Chávez, R. (2005) 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. Tesis de maestría. Toluca, México. UAEM, 184 p.
5. CNA (2007) Inventario Nacional 2006 (www.cna.gob.mx).
6. Coen, F., Petersen, B. Vanrolleghem, P, Vanderhaegen, B. y Henze, M. (1998) Model-based characterization of hydraulic, kinetic and influent properties of an industrial wwtp. *Wat. Sci. Tech*, 37(12): 317 – 326.
7. De la Sota, A., Larrea, L., Novak, I., Grau, P. y Henze, M. (1994) Performance and model calibration of R-D-N process in pilot plant. *Wat. Sci. Tech*, 30(6): 355 – 364.
8. Dimock, R. y Morgenroth, E. (2006) The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge. *Water Research*, 40(10): 2064 – 2074.

-
9. Dold, P. L.; Ekama G. A. y Marais G. v. R. (1980) A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Thech.* 12(6): 47 – 77.
 10. Ekama, G. A.; Dold, P. L. y Marais, G. v. R. (1986) Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 18: 91 – 114.
 11. Fall, C. (2005) Modelación y Simulación del Proceso de Lodos Activados. Notas del curso. Centro Interamericano de Recursos del Agua. U.A.E.M. México.
 12. Germirli, F., Orhon, D., Ubay, E., Insel, G. y Yaprakli, B. (1998) Modelling of activated sludge for textile wastewaters. *Wat. Sci. Tech*, 38(4-5): 9 – 17.
 13. Henze, M. (1992) Characterization of wastewater for modeling of activated sludge processes. *Water Science and Technology*, 25(6): 1 – 15.
 14. Henze, M., Grady, C. P. L., Gujer, W., Marais, G. v. R. y Matsuo, T. (1987) Activated Sludge Modelo No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. IAWPRC, London.
 15. Henze, M.; Grady, C. P. L.; Gujer, W.; Marais, G. v. R. y Matsuo, T. (1987) Activated Sludge Model No. 1, England. *International Water Association on Water Pollution Research and Control*, 37 p.
 16. Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T y Loosdrecht, M. (2000) Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d y ASM3, England. International Water Association. *Scientific and Technical Report No. 9. 128 p.*
 17. Hydromantis (2005) GPS-X/CapdetWorks Training Course. Notas del curso. Centro Interamericano de Recursos del Agua. U.A.E.M. México.
-

18. Kappeler, J. y Gujer, W. (1992) Estimation of Kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Water Science and Technology*, 25(6): 125 – 139.
19. Larrea, L., García-Heras, J. L., Ayesa, E. y Florez, J. (1992) Designing experiments to determine the coefficients of activated sludge models by identification algorithms. *Water Science and Technology*, 25(6): 149 – 165.
20. Lesouef, A., Payraudeau, M., Rogalla, F. y Kleiber, B. (1992) Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC-activated sludge model. *Wat. Sci. Tech*, 25(6): 105 – 124.
21. Loaiza, J. L. (2007) Modelación del proceso de lodos activados en la planta de tratamiento de aguas residuales noreste del área metropolitana de Monterrey, N.L. Tesis de doctorado. Toluca, México, UAEM, 208 p.
22. McCarty, P. L. y Lawrence, A. W., Unified Basis For Biological Treatment Design And Operation, Proceedings of the ASCE, J.SED, Vol.96 (SA3), p.757-778, 1970.
23. McKinney, R. E. y Ooten, R. J. (1969) Concepts of Complete Mixing Activated Sludge. Trnascripts of 19th Annual Conference of Sanitary Engineering and Architectural Bulletin No. 60, University of Kansas, Lawrence.
24. Metcalf y Eddy (2004) Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4^a ed. Mc Graw Hill, USA.
25. Novak, L. y Wanner, J. (1992) Methodology for kinetic batch-test, Prague.
26. Orhon, D. y Nazik, A. (1994) Modelling of activated sludge systems, Technomic Publ. Co., Lanscaster.

-
27. Orhon, D. y Ubay, E. (1997) COD fractionation in wastewater characterization-the state of the art. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 68, 294 – 302.
28. Orhon, D., Artan, N. y Ates, E. (1994) A description of three methods for the determination of inert particulate chemical oxygen demand of wastewater. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 61, 73 – 80.
29. Orhon, D., Sözen, S. y Ubay, E. (1994) Assessment of nitrification-denitrification potential of Istanbul domestic wastewaters. *Water Science and Technology*, 30(6): 21 – 30.
30. Orhon, D.; Ubay, E. y Sözen, S. (1999) Experimental basis for the hydrolysis of slowly biodegradable substrate in different wastewater. *Water Science and Technology*, 39(1): 87 – 95.
31. Pacheco, V. F.; Sánchez, J. C. y Pavón, T. B. (2005) Reingeniería de una planta de lodos activados para abatir el fenómeno de esponjamiento de lodos. III Simposio Internacional de Ingeniería y Ciencias para la Sustentabilidad Ambiental. U.A.M., 8 – 10 Julio 2006 (CD de resumen). México D.F.
32. Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M. y Vanrolleghem, P. A. (2002) Comprehensive model calibration procedure for ASM1. (<http://biomath.rug.ac.be/~peter/f...pvr319.pdf>).
33. Phelps, E. B. (1944) Stream Sanitation, John Wiley and Sons, New York.
34. Pribyl, M. (2000) Doctoral Dissertation Thesis, Institute of Chemical Technology, Prague.
-

-
35. Reichert, P., von Schulthess, R. y Wild, D. (1995) The use of aquasim for estimating parameters of activated sludge models. *Water Science and Technology*, 31(2): 135 – 147.
36. Rittmann, B. E. y McCarty, P. E. (2001) Biotecnología del medio ambiente principios y aplicaciones. 1ª ed., Mc Graw Hill, España.
37. Roeleveld, P. J. y Loosdrecht, M. C. M. (2002) Experience with guidelines for wastewater characterization in the Netherlands. *Water Science and Technology*, 45(6): 77 – 87.
38. Schroepfer, G. J.; Robins, M. L. y Susang, R. H. (1964) The research program on de Mississippi River in the vicinity of Minneapolis and St. Paul. *Advances in Water Pollution Research*, Vol. I, Pergamon, London.
39. SEMARNAT. Leyes y normas. (www.semarnat.gob.mx/leyesyformas)
40. Siegrist, H., Krebs, P., Bühler, R., Purtschert, I., Röck, C. y Rufer, R. (1995) Denitrification in secondary clarifiers. *Wat. Sci. Tech*, 31(2): 205 – 214.
41. Sollfrank, U. (1998) Bedeutung Organischer Fraktionen in Kommunalem Abwasser im Hinblick auf die Mathematische Modellierung von Belebtschlammsystemen. Dissertation No. 8765, ETH-Zurich, Switzerland.
42. Spanjers, H. y Vanrolleghem, P. A. (1995) Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge. *Water Science and Technology*, 31(2): 105 – 114.
43. Spanjers, H., Takács, I. y Brouwer, H. (1999) Direct parameter extraction from respirograms for wastewater and biomass characterization. *Water Science and Technology*, 39(4): 137 – 145.
-

-
44. Spanjers, H., Vanrolleghem, P. A., Olsson, G. y Dold, P. L. (1998) *Respirometry in Control of the Activated Sludge Process: Principles*. IAWQ Scientific and Technical Report No. 7. London, UK.
45. Spérandio, M. y Etienne, P. (2000) Estimation of Wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various S_0/X_0 ratios. *Water Resources Research*, 34(4): 1233 – 1246.
46. STOWA (1999). *Wastewater characterization of raw and pre-treated wastewater, the influence of primary sedimentation and pre-precipitation (in Dutch)*. STOWA-report 99-13. Hageman Fulfilment. Zwijndrecht. The Netherlands.
47. Ubay Cokgör, E. (1997) *Respirometric evaluation of process kinetic and stoichiometry for aerobic systems*. PhD thesis. Istanbul Technical University.
48. Ubay, E.; Sözen, S.; Orhon, D y Henze, M. (1998) *Respirometric analysis of activated sludge behaviour – I. Assessment of readily biodegradable substrate*. *Water Science and Technology*, 32(2): 461 – 475.
49. Vanrolleghem, P., Insel, G., Petersen, B., Sin, B., De Pauw, D., Nopens, I., Dovermann, H., Weijers, S. y Gernaey, K. (2003) *A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models*. 76th Annual Technical Exhibition & Conference, October 11-15, 2003. Los Angeles, CA, USA.
50. Vanrolleghem, P.; Spangens, H.; Petersen, B.; Ginestet, P. y Takacs, I. (1999) *Estimating (combination of) activated sludge model No. 1 parameters and components by respirometry*. *Water Science and Technology*, 39(1): 195 – 214.
51. Vázquez, G. (2007) *Aplicación del protocolo de la STOWA para la determinación de las fracciones de DQO del modelo ASM1 en aguas residuales municipales de la ciudad de Toluca*. Tesis de maestría. Toluca, México. UAEM, 88 p.
-

52. Veret, S. H., Galisteo, M. y Viñas, M. (2000) Evaluación respirométrica de la biodegradabilidad aeróbica de un efluente de curtiembre. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 3 – 8 Diciembre de 2000. Porto Alegre, Brasil.
53. Wanner, O., Kappeler, J. y Gujer, W. (1992) Calibration of an activated sludge model based on human expertise and on a mathematical optimization technique – A comparison. *Water Science and Technology*, 25(6): 141 – 148.
54. Wiesmann, U. (1986) Die Raumplaner bemühen sich zu wenig darum, neue Erkenntnisse aus der Wissenschaft zur Kenntnis zu nehmen. In: *Geographica Helvetica* 41 (1)/ 33-36/ 1986.
55. Winkler, M. A. (1994) Tratamiento biológico de aguas de desecho, 1ª ed., Limusa, México.