



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



TESIS

PROCESO DE LODO ACTIVADO DE BAJA PRODUCCIÓN DE LODO: MECANISMOS DE REDUCCIÓN DE MASA Y MODELACIÓN

*QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS DEL AGUA*

PRESENTA:

CRISTIAN GENARO MARTÍNEZ GARCÍA

DIRECTOR DE TESIS:

DR. CHEIKH FALL

CO-DIRECTORA DE TESIS:

DRA. MARÍA TERESA OLGUÍN GUTIÉRREZ

Toluca, México, Enero del 2015

RESUMEN

El tratamiento y disposición de los lodos residuales de las plantas de tratamiento representa del 25 al 60 % del costo total de su operación, por lo que es importante minimizar las cantidades que se generan en los procesos de tratamiento.

Para hacer frente a esta problemática, se están desarrollando e investigando estrategias para disminuir el volumen de lodo residual a disponer, como son el proceso OSA (por sus siglas en inglés Oxid-Settling-Anaerobic) y el proceso “canibal”; en los cuales se coloca un tanque de intercambio (TI) en la línea de recirculación de lodos de la planta de tratamiento (en condiciones anaerobias e hipóxicas, respectivamente) con lo cual, la biomasa alterna entre ciclos aerobios en presencia de sustrato y las condiciones del TI (sin sustrato).

Se han realizado diversos estudios comparando la degradación del lodo biológico, empleando diferentes condiciones en los tanques de intercambio, sin embargo, la mayoría comparan dos o tres ambientes diferentes con un mismo tipo de lodo ó dos tipos de lodo bajo una sola condición en el tanque de intercambio. Además, hay muy poca información en la literatura sobre el efecto de los diferentes ambientes de digestión sobre la fracción X_P y sobre los mecanismos que ocurren en los mismos.

El presente proyecto de tesis tiene como propósito estudiar los efectos de los distintos ambientes (anaerobio, hipóxico, aerobio y aireación intermitente) sobre la reducción de sólidos del reactor de intercambio en un proceso modificado de baja producción de lodos, así como seguir el porvenir de los X_P , mediante el uso de la modelación con base en el ASM1 y datos obtenidos en reactores a nivel laboratorio.

Con este fin, se generó un lodo-modelo, el cual contenía únicamente las fracciones X_H y X_P . El lodo fue generado en dos reactores secuenciales batch (SBR) de 30 litros alimentados con agua sintética, la cual tenía como fuente de carbono acetato, con una demanda química de oxígeno (DQO) de 500 mg/L.

En la primera fase del estudio, el lodo-modelo fue digerido en condiciones aerobias y monitoreado por un lapso de 140 días, determinando total y soluble (DQOT y DQOs), sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV) y realizando mediciones de temperatura y pH. Al final de la corrida, se alcanzó una reducción de 44% en términos de SSV. Los datos obtenidos fueron simulados mediante el modelo del ASM1 en el software Aquasim. La modelación permitió estimar las constantes b_H (0.023 d^{-1}), y las tasas DQO/SSV de la biomasa activa ($icv_H = 1.48$) y los residuos endógenos ($icv_P = 1.06$). El valor de b_H fue 10 veces menor a lo reportado en la literatura para la biomasa heterótrofa ordinaria tipo OHO (0.2 d^{-1}), por lo cual se consideró que el tipo de biomasa generado fue de tipo acumulador (PAO y/o GAO), lo cual fue comprobado mediante una corrida de cinética de DQOs en paralelo con mediciones de respirometría (rO_2). Los valores de icv_H e icv_P sugieren que para las bacterias acumuladoras, la relación DQO/SSV es diferente para la biomasa activa (icv_H) y para la fracción X_P (icv_P).

En la segunda fase, se digirió el lodo-modelo bajo siete diferentes ambientes (anaerobio, aerobio, hipóxico y cuatro reactores intermitentes, 5min-3h, 30min-6h, 2h-10h y 12h-12h), los cuales fueron monitoreados por 120 días determinando DQOT, DQOs, SST, SSV y realizando mediciones de temperatura, potencial de oxidación-reducción (ORP) y pH. En este tiempo se alcanzó una reducción promedio del 58% de SSV en los digestores. Se observó que los ambientes hipóxico y el intermitente 5min-3h (5 minutos con aireación, seguido de 3 horas sin aireación) mostraron mayor porcentaje de degradación, lo que indica que el tener condiciones con limitaciones de oxígeno o alternar entre condiciones aerobias y anaerobias favorece más la degradación de la materia orgánica. Los datos de los siete digestores fueron simulados con un modelo que considera el decaimiento de la fracción X_P con una constante de decaimiento de primer orden b_P . Las constantes de decaimiento b_H y b_P y las tasas icv_H e icv_P fueron estimadas. El digestor hipóxico obtuvo las mejores tasa de decaimiento de b_H y b_P (0.047 y 0.0046 d^{-1} respectivamente), esto indica que son las mejores condiciones para la digestión de este tipo de lodo-modelo. Los valores de

icv_H e icv_P fueron 0.54 y 0.19 respectivamente, son muy semejantes a los obtenidos en la fase anterior.

En la última fase, se tomó licor mezclado de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales Toluca-Norte y se digirió bajo los mismos siete ambientes, monitoreando los digestores por 70 días, realizando determinaciones de DQOT, DQOs, SST, SSV y realizando mediciones de temperatura y pH. Para este tipo de lodo, el mayor porcentaje de reducción de masa lo obtuvo el digestor intermitente 12h-12h, reduciendo el 66% de SSV. Al simular los datos con el modelo que considera el decaimiento de la fracción X_P , se observó que la mejor tasa de decaimiento b_H fue de 0.18 d^{-1} (muy próximo al 0.2 d^{-1} para la biomasa OHO) en el digestor intermitente 12h-12h. Los datos obtenidos en la fase experimental no proporcionaron suficiente información para determinar un b_P para cada ambiente, sin embargo se estimó un b_P promedio de 0.035 d^{-1} para todos los digestores.

ABSTRACT

The treatment and disposal of sludge from wastewater treatment plants (WWTP) represents 25 to 60% of the total cost of operations of WWTP. It is then important to minimize the quantity of biosolids that are generated by the treatment processes.

To solve this problem, new strategies are being developed and tested to reduce the volume of sludge to dispose, such as the “OSA” and the “Cannibal” modified activated sludge processes. In these systems, an exchange tank (IT) is installed in the recirculation line from the sludge treatment plant. The IT is a digester (anaerobic in the case of OSA and hypoxic for the cannibal process), that makes that the biomass is alternating between aerobic conditions with substrate, and IT conditions without substrate.

There have been several studies comparing the degradation of biological sludge, in different conditions in the exchange tanks; however, usually only two to three different environments were compared, using a same type of sludge or two types of sludge. On the other hand, there is very little information in the literature about the effect of the different digestion environmental conditions in the interchange tanks, mainly with respect to the degradability of the X_P fraction and the mechanisms that occur in them.

This thesis project was aimed to study the effects of different environments (anaerobic, hypoxic, aerobic and intermittent aeration) when reducing the solids in an exchange reactor, for modified low sludge production processes and follow the fate of X_P , using modeling tools based on ASM1, and data obtained at the laboratory from the reactors.

A sludge-model was generated, which contained only the X_H and X_P fractions. The sludge was generated in two 30-liters sequential batch reactors (SBR), which

were fed with synthetic wastewater, with acetate as the carbon source (500 mg/L chemical oxygen demand, COD).

In the first phase of the study, the sludge-model was digested aerobically and monitored for 140 days, determining total and soluble COD (COD_T , COD_s), the suspended total and volatile solids (TSS, VSS) and measuring the temperature and pH. At the end of the run, a reduction of 44% was achieved in terms of VSS. A simulation was performed with ASM1 model, in Aquasim software to derive a model of the digestion process. Modeling was used to estimate the heterotrophic decay constants b_H (0.023 d^{-1}), and the COD/VSS ratios of the active biomass ($icv_H = 1.48$) and of the endogenous residual ($icv_P = 1.06$). The value of b_H obtained was 10 times lower than the reported values in the literature, for ordinary heterotrophic biomass type (b_H of OHO = 0.2 d^{-1}). It was considered that the biomass type generated in the SBR and digested later was accumulator type (PAO and/or GAO), which was checked by CODs kinetics run, in parallel with respirometry measurements (rO_2). The icv_H and icv_P values suggested that for accumulating bacteria, the COD/VSS ratio different for active biomass (icv_H) versus for the XP fraction (icv_P).

Subsequently, the sludge-model was digested under seven different environments (anaerobic, aerobic, hypoxic and four intermittent aeration condition, 5 min-3h, 30min-6h, 2h-10h and 12h-12h, with air versus without). The digesters were monitored for 120 days by determining the COD_T , COD_s , TSS, VSS and measuring the temperature, pH and oxide reduction potential (ORP). An average of 58% reduction of VSS was reached in the digesters. It was observed that the intermittent reactor (5 minutes with aeration, followed by 3 hours without aeration) and the hypoxic environment had the highest percentage of degradation, indicating that the oxygen limitations conditions improved the degradation process. The seven digester data were simulated with a model that considers the decay of the X_P fraction with a first order decay constant b_P . The decay constant b_H and b_P , and the ratio icv_P and icv_H were estimated. The hypoxic digester had the highest b_H and b_P decay rates (0.047 and 0.0046 d^{-1} , respectively). This was the best condition for digesting the

sludge-model. The icv_H and icv_P values were 0.54 and 0.19 respectively, which are very similar to those obtained in the previous phase.

In the last part of the study, mixed liquors was collected from a local municipal wastewater treatment plant (“Toluca-North”) and digested under the same seven environments, and monitoring the digesters for 70 days, for COD_T , COD_s , TSS, VSS, temperature and pH. This type of sludge is different for the previous one (sludge-model) by the inorganic suspended solids (ISS) it contains. The highest percentage of mass reduction was obtained by intermittent digester 12h-12h, reducing the VSS by 66%. By simulating the data (using a model that includes the decay of the X_P fraction), the highest b_H decay rate (0.18 d^{-1} , very close to 0.2 d^{-1} for the OHO biomass) was obtained in the intermittent 12h-12h digester. The data obtained in the experimental phase did not provide enough information to determine b_P for each environment, yet an average b_P of 0.035 d^{-1} was estimated for all digesters.

DEDICATORIAS

A Dios: *Me has dado la oportunidad de seguir con mis sueños y proyectos, colmándome de bendiciones y rodeado de personas que me aman. Lo que soy te lo debo a ti.....*

A mis padres. *Porque están siempre a mi lado apoyándome y alentándome a seguir adelante, sus sacrificios me han permitido llegar hasta aquí. Por ser los ángeles que me cuidan, tienen mi eterna gratitud...*

A mis hermanos. *Han sido mis compañeros a lo largo de mi vida, su apoyo y consejos me ayudan a seguir adelante.*

A mi esposa: *Liliana, gracias por todo el apoyo que me das, por la gran paciencia que me tienes y por todo el amor que me has dado, eres mi fortaleza, mi orgullo y mi felicidad.*

A José y David. *Gracias por ser mis mejores amigos, por estar conmigo en los momentos más difíciles y darme su apoyo incondicional.....*

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parte del apoyo CB152943 “Reducción de sólidos generados por el proceso de lodos activados: Mecanismos subyacentes y modelación dinámica de la degradación de la fracción del residuo endógeno (X_P) de los lodos”, apoyado financieramente por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Agradezco el apoyo que he recibido para realizar esta tesis a:

Al Dr. Cheikh Fall: porque nunca perdió la fe en mí, por su apoyo incondicional en los peores momentos de mi vida, por alentarme a seguir adelante pese a todos los problemas que se presentaron a lo largo de este proyecto, mil gracias....

A la Dra. María Teresa Olguín Gutiérrez: Por su apoyo, sus consejos y sobre todo, el tiempo que me brindó durante los momentos en que estuve en el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ)

A los profesores del CIRA: quienes con sus conocimientos y experiencia, me ayudaron a crecer personal y profesionalmente.

A Anita y Oscar: gracias por brindarme su paciencia, tiempo y amistad, su ayuda es invaluable.

A los Doctores Mario Esparza y Daury García: gracias por su ayuda y por sus consejos. También agradezco mucho las aportaciones del sínodo: Dras. Veronioca Martínez, Marina Islas.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico que me brindaron a lo largo del Doctorado.

Al ININ, en particular por apoyar los análisis de materiales a través del proyecto de CONACYT CB131174-Q.

CONTENIDO

RESUMEN	i
ABSTRACT	iv
DEDICATORIAS.....	vii
AGRADECIMIENTOS	viii
CONTENIDO	ix
RELACIÓN DE TABLAS	xii
RELACIÓN DE FIGURAS	xiii
ABREVIATURAS Y NOMENCLATURAS	xv
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	2
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES	6
2.1 Generación de lodos y su reducción	6
2.2 Metabolismos en la reducción de lodos.....	8
2.3 Procesos de baja producción de lodos.....	11
2.4 Efecto de los ambientes en el digestor de intercambio (TI).	13
2.5 Modelos matemáticos para representar los procesos de baja producción de lodos.....	16
2.5.1 Modelo ASM1	17
2.5.2 Elementos del modelo ASM1	18
2.5.3 Procesos de decaimiento en el ASM1 (muerte-regeneración y respiración endógena).....	20
2.5.4 Composición del lodo activado	21
2.5.5 Uso del ASM1 en años recientes	22
2.6 Aplicación del modelo ASM1 en los procesos de baja producción de lodo	24
CAPÍTULO 3. PLANTEAMIENTO, JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN	28
3.1 Justificación.....	28
3.2 Hipótesis	30
3.3 Objetivo general.....	30
3.3.1 Objetivos particulares	30
CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA.....	32
4.1 Diseño experimental general	32
4.2 Generación de lodo-modelo.....	33
4.3 Digestores aerobios	35
4.4 Análisis de materiales (MEB, IR, TGA).....	36
4.5 Estimación de parámetros	36
4.5.1 Regresión lineal	37
4.5.2 Simulación con base en el ASM1	37
4.6 Seguimiento de consumo de sustrato mediante DQOs y rO_2	41

4.7	Digestores de lodo-modelo con diferentes ambientes.....	42
4.7.1	Corridas de digestión	42
4.7.2	Modelación y estimación de parámetros	43
4.7.3	Exploración de un modelo con degradación de X_p	44
4.8	Digestores de lodo modelo con fracción ISS.....	45
4.9	Digestores con lodo de la planta Toluca-Norte.....	46
4.10	Muestreo	47
4.10.1	Análisis de error en los datos experimentales	47
4.10.2	Métodos y análisis	48
CAPÍTULO 5. DIGESTOR AEROBIO DEL LODO-MODELO		51
5.1	Generación de lodo-modelo.....	51
5.2	Digestores aerobios	52
5.3	Estimación de los parámetros de decaimiento	55
5.3.1	Método de regresión lineal	55
5.3.2	Identificabilidad de los parámetros del modelo ASM1 (regresión no-lineal)	57
5.3.3	Mejoras en la estimación de los parámetros del ASM1 (ajustes simultáneos)	60
5.4	Discusión con respecto a la naturaleza del lodo-modelo	63
5.5	Consideración con respecto a los criterios de estabilización de lodos (normas)	68
5.6	Resumen de puntos importantes	70
CAPÍTULO 6. DIGESTIÓN DE LODO-MODELO BAJO DIFERENTES AMBIENTES		72
6.1	Mecanismos de digestión en los diferentes ambientes	78
6.2	Modelación, simulación y estimación de la tasa de decaimiento (b_H) y de la fracción activa (F_a).....	80
6.3	Comparación del pH y ORP en los diferentes ambientes de degradación	86
6.4	Decaimiento de la fracción X_p	87
6.5	Resumen de puntos importantes	90
CAPÍTULO 7. DIGESTORES DE LODO-MODELO CON FRACCIÓN ISS.....		93
7.1	Generación de lodo-modelo con mayor cantidad de ISS (lodo-ISS).....	93
7.2	Degradación del lodo-ISS bajo diferentes ambientes (lodo-modelo2)	94
7.3	Modelación, simulación y estimación de b_H , b_p , F_a , icv_H e icv_P de los digestores del lodo-ISS.....	98
7.4	Resumen de puntos importantes	102
CAPÍTULO 8. DIGESTIÓN DE LODO PROVENIENTE DE LA PLANTA TOLUCA NORTE.		104
8.1	Modelación, simulación y estimación de b_H , b_p , F_a , icv_H e icv_P de los digestores del lodo-TN.....	109
8.2	Comparación de los diferentes tipos de lodo.....	114
CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		118
9.1	Conclusiones.....	118

9.2	Recomendaciones	120
	BIBLIOGRAFÍA.....	123
ANEXO 1.	MATRIZ DEL MODELO ASM1	134
ANEXO 2.	ESTIMACIÓN DEL ERROR EN LA DETERMINACIÓN DE DATOS EXPERIMENTALES.....	136
ANEXO 3.	ANÁLISIS DE MATERIALES.....	139
3.1.	Microscopia electrónica de barrido (MEB).....	139
3.1.1.	Técnica de MEB 1.....	139
3.1.2.	Técnica de MEB 2.....	140
3.1.3.	Técnica de MEB 3.....	140
3.1.4.	Técnica de MEB 4.....	141
3.1.5.	Técnica de MEB 5.....	142
3.2.	Análisis de elementos químicos.....	146
3.3.	Espectrofotometría infrarroja (IR)	148
3.4.	Análisis termogravimétricos (TGA)	152
ANEXO 4.	ARTÍCULO PUBLICADO.....	158

RELACIÓN DE TABLAS

Tabla 2.1 Variables de estado del ASM1.....	18
Tabla 4.1 Composición del agua sintética utilizada para producir el lodo-modelo.....	33
Tabla 4.2 Matriz del ASM1 para el modelo del reactor de degradación aerobia.....	38
Tabla 4.3 Matriz del ASM1 con decaimiento tipo respiración endógena.....	39
Tabla 4.4 Matriz simplificada del ASM1 para simular la digestión del lodo-modelo 1.....	39
Tabla 4.5 Matriz del ASM1 con el proceso de decaimiento de X_P	44
Tabla 4.6 Composición del agua sintética para lodo-ISS.....	45
Tabla 5.1 Caracterización del lodo-modelo y efluente de los SBR.....	51
Tabla 5.2 Corridas de digestión realizadas y características iniciales de los lodos.....	52
Tabla 5.3 Sensibilidad del método de linealización al valor de SSVu elegido.....	56
Tabla 5.4 Valores estimados de los parámetros a partir de las diferentes corridas.....	59
Tabla 5.5 Juego único de parámetros derivado del ajuste simultáneo y su desviación estándar.....	61
Tabla 6.1 Ambientes de digestión del lodo-modelo.....	72
Tabla 6.2 Concentraciones iniciales de DQOx, DQOs, SST y SSV de los reactores.....	72
Tabla 6.3 Degradación del 38% de SSV, tasas iniciales de degradación (K) y los respectivos R^2 de los diferentes ambientes.....	77
Tabla 6.4 Parámetros estimados de los digestores con diferentes ambientes.....	80
Tabla 6.5 Valores de los parámetros b_H , icv_H e icv_P de cada reactor al considerar un solo y mismo valor para F_a	81
Tabla 6.6 Estimación de parámetros considerando un solo y mismo valor de icv_H , icv_P y F_a para todos los digestores.....	83
Tabla 6.7 Comparación de los valores finales pH y ORP.....	87
Tabla 6.8 Estimación de parámetros considerando el decaimiento de X_P	89
Tabla 7.1 Composición del lodo-modelo2 (con ISS).....	94
Tabla 7.2 Ambientes de digestión del lodo-ISS.....	94
Tabla 7.3 Concentraciones iniciales de DQOx, DQOs, SST y SSV de los digestores de lodo-ISS.....	95
Tabla 7.4 Estimación de parámetros b_H con un solo valor de icv_H , icv_P y F_a del lodo-ISS.....	100
Tabla 7.5 Estimación de parámetros del lodo-ISS considerando el decaimiento de X_P	101
Tabla 8.1 Composición del lodo-TN reconcentrado y lavado.....	104
Tabla 8.2 Degradación del 38% de SSV, tasas iniciales de degradación (K) y los respectivos R^2 de los diferentes ambientes del lodo TN.....	108
Tabla 8.3 Estimación de parámetros b_H con un solo valor de icv_H , icv_P y F_a del lodo-TN.....	111
Tabla 8.4 Estimación de parámetros del lodo-TN considerando el decaimiento de X_P	113
Tabla 8.5 Comparación del porcentaje de SSV y tasas de decaimiento (b_H y b_P) de los tres tipos de lodo.....	116

RELACIÓN DE FIGURAS

Figura 2.1 Proceso caníbal.	12
Figura 2.2 Modelos matemáticos para el decaimiento de la biomasa: a) respiración endógena y b) muerte-regeneración (Ramdani et al., 2010)	21
Figura 2.3 Composición del licor mezclado en el sistema de lodos activados	22
Figura 4.1 Diseño experimental	32
Figura 4.2 Reactor SBR de 30 L	33
Figura 4.3 Reactor batch para digestión.	35
Figura 4.4 Digestores de lodo-modelo con diferentes ambientes.....	43
Figura 4.5 Proceso de lodos activados de la planta Toluca-Norte	46
Figura 5.1 Variación de las concentraciones en el lodo (a) y de las relaciones icv, ivt y DQOs durante la digestión (b) en el reactor de 140 días.....	54
Figura 5.2 Regresión lineal para estimar los parámetros de decaimiento del lodo.	56
Figura 5.3 Ajuste de los datos de los digestores aerobios con el modelo (a) y análisis de sensibilidad (b).	58
Figura 5.4 Ajuste simultáneo de la DQO y los SSV con un solo grupo de parámetros para todas las corridas a) resultados de la corrida de 140 d, b) corrida de 30 d.	61
Figura 5.5 Grafica de análisis de sensibilidad.....	62
Figura 5.6 Simulación de los datos del reactor de 140 días	63
Figura 5.7 Pruebas de OUR y cinética de la DQOs simultáneos: a) reactor totalmente aireado b) reactor anaerobio-aerobio	65
Figura 5.8 Comparación de la reducción de los SSV, $b_H = 0.02 \text{ d}^{-1}$ contra $b_H = 0.2 \text{ d}^{-1}$	68
Figura 6.1 Determinaciones de los parámetros: a) SST, SSV, DQOx del reactor anaerobio, b) DQOs, icv e ivt del reactor anaerobio, c) SST, SSV, DQOx del reactor aerobio, d) DQOs, icv e ivt del reactor aerobio, e) SST, SSV, DQOx del reactor hipóxico, f) DQOs, icv e ivt del reactor hipóxico.	74
Figura 6.2 Determinaciones de los parámetros de los digestores intermitentes: a) SST, SSV, DQOx del reactor 5m-3h, b) DQOs, icv e ivt del reactor 5m-3h, c) SST, SSV, DQOx del reactor 30m-6h, d) DQOs, icv e ivt del reactor 30m-6h, e) SST, SSV, DQOx del reactor 2h-10h, f) DQOs, icv e ivt del reactor 2h-10h, g) SST, SSV, DQOx del reactor 12h-12h, h) DQOs, icv e ivt del reactor 12h-12h.....	75
Figura 6.3 Porcentajes de degradación de los SSV, SST y DQOx alcanzados en los 7 ambientes después de 120 días.	76
Figura 6.4 Ajuste simultaneo del DQOx y el SSV para cada digestor: a) anaerobio b) aerobio, c) hipóxico, d) int 5m-3h, e) int 30m-6h, f) int 2h-10h y g) int 12h-12h	82
Figura 6.5 Análisis de sensibilidad de la variable SSV en el digestor hipóxico	86
Figura 6.6 Análisis de sensibilidad del digestor hipóxico con degradación de X_p (variable SSV).....	88

Figura 6.7 Simulaciones del digestor hipóxico a) sin degradación de X_p b) con degradación de X_p89

Figura 7.1 Determinaciones de los parámetros del lodo-ISS: a) SST, SSV, DQO del reactor anaerobio, b) DQOs, icv e ivt del reactor anaerobio, c) SST, SSV, DQO del reactor aerobio, d) DQOs, icv e ivt del reactor aerobio, e) SST, SSV, DQO del reactor hipóxico, f) DQOs, icv e ivt del reactor hipóxico96

Figura 7.2 Determinaciones de los parámetros de los digestores intermitentes de lodo-ISS: a) SST, SSV, DQOx del reactor 5m-3h, b) DQOs, icv e ivt del reactor 5m-3h, c) SST, SSV, DQOx del reactor 30m-6h, d) DQOs, icv e ivt del reactor 30m-6h, e) SST, SSV, DQOx del reactor 2h-10h, f) DQOs, icv e ivt del reactor 2h-10h, g) SST, SSV, DQOx del reactor 12h-11h, h) DQOs, icv e ivt del reactor 12h-12h.97

Figura 7.3 Porcentajes de degradación del lodo-ISS después de 70 días98

Figura 7.4 Simulación del DQOx y el SSV de los digestores de lodo-ISS: a) anaerobio b) aerobio, c) hipóxico, d) int 5m-3h, e) int 30m-6h y f) int 2h-10h99

Figura 7.5 Análisis de sensibilidad del digestor hipóxico con degradación de X_p 102

Figura 8.1 Determinaciones de los parámetros del lodo-TN: a) SST, SSV, DQO del reactor anaerobio, b) DQOs, icv e ivt del reactor anaerobio, c) SST, SSV, DQO del reactor aerobio, d) DQOs, icv e ivt del reactor aerobio, e) SST, SSV, DQO del reactor hipóxico, f) DQOs, icv e ivt del reactor hipóxico 105

Figura 8.2 Determinaciones de los parámetros de los digestores de lodo-NT intermitentes: a) SST, SSV, DQOx del reactor 5m-3h, b) DQOs, icv e ivt del reactor 5m-3h, c) SST, SSV, DQOx del reactor 30m-6h, d) DQOs, icv e ivt del reactor 30m-6h, e) SST, SSV, DQOx del reactor 2h-10h, f) DQOs, icv e ivt del reactor 2h-10h, g) SST, SSV, DQOx del reactor 12h-11h, h) DQOs, icv e ivt del reactor 12h-12h. 106

Figura 8.3 Porcentajes de degradación del lodo-TN después de 70 días 108

Figura 8.4 Simulación del DQOx y el SSV de los digestores de lodo-TN: a) anaerobio b) aerobio, c) hipóxico, d) int 5m-3h, e) int 30m-6h, f) int 2h-10h y g) int 12h-12h 110

ABREVIATURAS Y NOMENCLATURAS

40CFR	Código de regulaciones federales título 40 (por sus siglas en inglés Code of Federal Regulations title 40)
ASM	Modelo de lodos activados (por sus siglas en inglés Activated Sludge Model)
ATP	Adenosina trifosfato
b_H	Tasa de decaimiento heterótrofo (d^{-1})
b_P	Tasa de decaimiento de X_P (d^{-1})
D. E.	Desviación estándar
DBO_5	Demanda biológica de oxígeno en 5 días (mg/L)
DQO	Demanda química de oxígeno (mg/L)
DQOs	Demanda química de oxígeno soluble (mg/L)
DQO_T	Demanda química de oxígeno total (mg/L)
DQO_x	Demanda química de oxígeno particulado (DQO_T -DQOs) (mg/L)
F_a	Fracción activa
f_P	Fracción remanente del decaimiento celular (a dimensional)
icv	Relación DQO/SSV
icv_H	Relación DQO/SSV de la fracción X_H
icv_P	Relación DQO/SSV de la fracción X_P
IR	Espectrofotometría infrarroja
ISS	Sólidos suspendidos inorgánicos inertes (mg/L)
IVL	Índice volumétrico de lodos (mL/g)
IVT	Relación SSV/SST
K	Tasa de decaimiento inicial (d^{-1})
MEB	Microscopía electrónica de barrido
NTU	Unidades Nefelométricas de Turbidez
OD	Oxígeno disuelto (mg/L)
ORP	Potencial de óxido reducción (mV) (por sus siglas en inglés Oxidation / Reduction Potential).
OSA	Aerobio-sedimentación-anaerobio (por sus siglas en inglés Oxic-Settling-Anaerobic)

OUR	Tasa de consumo de oxígeno, rO_2 (por sus siglas en inglés Oxygen Uptake Rate) (mg/L·h)
P.S.R.P.	Proceso que Significativamente Reduce los Patógenos (por sus siglas en inglés Processes To Significantly Reduce Pathogens)
R^2	Coeficiente de determinación
RAS	Recirculación de lodo (por sus siglas en inglés Return Activeted Sludge)
SBR	Reactor secuencial batch (por sus siglas en inglés Sequential Batch Reactor)
SDT	Sólidos disueltos totales (mg/L)
SDV	Sólidos disueltos volátiles (mg/L)
SOUR	Tasa específica de consumo de oxígeno (por sus siglas en inglés Specific Oxygen Uptake Rate) (mg O_2 /mg SSV·d)
SSF	Sólidos suspendidos fijos (mg/L)
SST	Sólidos suspendidos totales (mg/L)
SSV	Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)
SSVu	El valor último de los SSV en un lodo, cuando se considera que ya no hay biomasa activa en él (mg/L)
TGA	Análisis termogravimétricos
TI	Tanque de intercambio
TRC	Tiempo de retención celular (d)
TRH	Tiempo de retención hidráulico (h)
X_A	Biomasa autótrofa (mg/L)
X_{DAA}	Productos de la degradación microbiana formados en ambientes aerobios y anóxicos
X_H	Biomasa heterótrofa (mg/L)
$X_{H\text{ ini}}$	Valor inicial de X_H (mg/L)
X_I	Materia orgánica inerte particulada (mg/L)
X_P	Materia orgánica inerte particulada producida por el decaimiento celular (mg/L)
$X_{P\text{ ini}}$	Valor inicial de X_P (mg/L)
X_S	Sustrato particulado lentamente particulado (mg/L)

X_{Sto}	Sustrato almacenado dentro de la bacteria (mg/L)
Y_H	Coefficiente de rendimiento de la fracción heterótrofa (mg SSV/mg DQO removido)
Y_{obs}	Coefficiente de rendimiento observable (mg SSV/mg DQO removido)
χ^2	Coefficiente de contingencia cuadrática

Nota: En este documento, en general se adoptó la nomenclatura utilizada en el modelo ASM1 (Anexo 1).

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Para las aguas residuales, la remoción de la materia orgánica mediante la oxidación biológica involucra la transformación de los componentes orgánicos suspendidos y disueltos en nuevas células (lodo), dióxido de carbono, productos microbianos solubles y agua, entre otros. Uno de los productos de este proceso es el lodo activado residual. El tratamiento y disposición de los lodos residuales de las plantas de tratamiento representa del 25 al 60 % del costo total de operación de las plantas (Metcalf y Eddy, 2003; Ramdani et al., 2010), por lo que es importante minimizar las cantidades que se generan en los procesos de tratamiento.

Para hacer frente a esta problemática, se está desarrollando e investigando estrategias para disminuir el volumen de lodo residual a disponer. Unas de las estrategias estudiadas son los procesos de reducción en la línea de tratamiento de agua, con lo cual se busca reducir la producción de lodo dentro del proceso de tratamiento biológico y disminuir el volumen de lodo generado en el sistema. El principio de estos procesos es limitar el crecimiento neto de microorganismos (reducir el coeficiente de rendimiento) mediante un incremento del mantenimiento y metabolismo endógeno, el crecimiento con encriptamiento y desacoplamiento metabólico.

El proceso OSA (por sus siglas en inglés Oxidic Settling Anoxic) y el proceso Caníbal son ejemplos de esta estrategia (Khurshed y Kazmi, 2011; Liu y Tay, 2001; Pérez et al., 2006; Wei et al., 2003; Easwaran et al., 2009)

El proceso “caníbal” pretende reducir los lodos generados en el sistema; el lodo activado convencional es modificado con dos tipos de procesos, uno físico y otro biológico; el físico consta de dos componentes: un tamiz muy fino y un hidrociclón, mientras el biológico es un digestor (conocido como tanque de intercambio, TI) interpuesto en la línea de recirculación de lodo (RAS) con diferente ambiente al del reactor principal. El lodo que normalmente es purgado en el sistema y enviado a este digestor.

En el proceso OSA, como en el Caníbal, se coloca un tanque de intercambio (TI) en la línea de recirculación de lodos de la planta de tratamiento (en condiciones anaerobias e hipóxicas respectivamente) con lo cual, la biomasa alterna entre ciclos aerobios en presencia de sustrato y las condiciones del TI (sin sustrato). Estas condiciones incrementan el decaimiento, pero se considera que también estimulan la actividad catabólica, produciendo un desacoplamiento metabólico, dando como resultado una minimización en la producción de lodo (Khursheed y Kazmi, 2011; Liu y Tay, 2001; Pérez et al., 2006; Wei et al., 2003). Otros autores plantean la reducción del lodo a la degradación (ahora posible) de la fracción de residuos endógenos (X_P) (Parker et al., 2008; Ramdani et al., 2010).

Se han publicado varios trabajos sobre el estudio del TI (digestor de intercambio), generalmente bajo un ambiente anaerobio (Goel y Noguera, 2006; Novak et al., 2007; Giraldo et al., 2007; Johnson et al., 2007; Easwaran et al., 2009; Parker et al., 2008; Jones et al., 2009; Sun et al., 2010; Ramdani et al., 2010). En algunos estudios, comparan el medio anaerobio con un sistema de aireación intermitente, para observar si se da, y en qué grado, la degradación de la fracción X_P (Arunachalam et al., 2004 y Ramdani et al., 2010), sin embargo, se ha encontrado pocas investigaciones que comparen más de tres ambientes con el mismo tipo de lodo.

Es difícil determinar todos los fenómenos que ocurren dentro de un digestor, además de considerar el cómo se ven afectados estos fenómenos en función de las condiciones de digestión. Aun así, es posible comparar la eficiencia de reducción de lodo de las diferentes condiciones en los TI mediante la estimación de la tasa de decaimiento.

El decaimiento de la biomasa es uno de los fenómenos más importantes en el tratamiento de aguas y en la estabilización de lodos. Esta representa todas las formas de pérdida de biomasa y los requerimientos de energía, que no están asociados con el consumo de sustrato externo (Van Loosdrecht y Henze, 1999).

Conocer el decaimiento de la biomasa es esencial para predecir con mayor precisión la cantidad de biosólidos producidos y estimar la tasa de consumo de oxígeno en los lodos activados y para determinar el oxígeno y el tiempo requerido para la digestión y estabilización de los lodos residuales (Martínez-García et al., 2014).

El objetivo general de este proyecto de investigación es estudiar y comparar la digestión de diferentes tipos de lodo (dos tipos generados en el laboratorio mediante agua sintética y un lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas municipales) bajo diferentes ambientes (anaerobio, aerobio, hipóxico y aireación intermitente), para determinar qué condiciones son más adecuadas para un tanque de intercambio. Para este fin, se utilizaron herramientas de modelación matemática con base en el modelo ASM1 (modelo de lodo activado No. 1, Henze et al., 2002) y versiones modificadas para determinar los parámetros como la fracción activa (F_a) y la tasa de decaimiento (b_H) durante la digestión. También, se utilizó la modelación para valorar si se da la digestión de los productos microbianos producidos durante el decaimiento celular (X_P), y la velocidad con la que esta fracción decae (b_P).

La primera sección del documento presenta los antecedentes e información de estudios que se han realizado en torno a esta temática. El segundo apartado plantea la justificación del proyecto, hipótesis, el objetivo general y objetivos particulares del proyecto. En la siguiente parte, se presenta la metodología que se siguió en esta investigación, así como las pruebas y análisis que se efectuaron. La cuarta parte del documento presenta los resultados y la discusión de los mismos. Finalmente, se plantean las conclusiones obtenidas a lo largo de la investigación, la bibliografía consultada y los anexos, entre los que se encuentran los artículos publicados.

CAPÍTULO 2: ANTECEDENTES

CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES

2.1 Generación de lodos y su reducción

La remoción de la materia orgánica mediante la oxidación biológica involucra la transformación de los componentes orgánicos suspendidos y disueltos en nuevas células, dióxido de carbono, productos microbianos solubles y agua, entre otros. Uno de los productos de este proceso es el lodo residual, que está constituido principalmente por agua (95% de su peso), microorganismos (biomasa heterótrofa X_H y biomasa autótrofa X_A), materia particulada inerte que es producto del decaimiento (X_P), materia orgánica inerte particulada (X_I) y sólidos suspendidos inorgánicos (ISS) provenientes del influente (Metcalf y Eddy, 2003 y Ramdani et al., 2012b).

Es necesario un manejo adecuado de los lodos residuales debido a que:

- a) Contienen sustancias con características ofensivas que no lograron ser removidas en el tratamiento.
- b) Es poco higiénico, debido a la presencia de virus, bacterias y otros microorganismos patógenos como son: protozoarios, helmintos, amibas, entre otros.
- c) La porción de biosólidos en el tratamiento biológico que requieren ser dispuestos, se compone de materia orgánica, la cual puede descomponerse y adquirir características ofensivas (olores y consumo de oxígeno).
- d) Sólo una pequeña parte es materia sólida, 95% del lodo está compuesto por agua.
- e) Se generan grandes volúmenes de lodos, por lo que su procesamiento, reúso y disposición es la problemática más compleja que se presenta en el área de tratamiento de aguas residuales (Metcalf y Eddy, 2003; Van Haandel y Lubbe, 2007; Ramdani et al., 2012a).

El tratamiento y disposición del lodo residual es un desafío para las plantas de tratamiento de aguas residuales, ya que esta tarea puede representar hasta el 65% del costo total de operación de la planta (Metcalf y Eddy, 2003; Canales et al., 1994; Low y Chase, 1999; Wei et al., 2003; Ramdani et al., 2012a). Para hacer frente a

esta problemática, se han desarrollado e investigado estrategias para disminuir los volúmenes de lodo residuales a disponer. Debido al aumento en la producción de lodos residuales y a las exigencias de las legislaciones ambientales, el estudio de estos procesos de minimización ha tomado gran importancia (Khursheed y Kazmi, 2011 y Horan, 1990).

Para el estudio de los procesos de reducción de lodos, se han considerado tres líneas de acción principales (Pérez et al., 2006; Wei et al., 2003; Liu y Tay, 2001; Roxburgh et al., 2006):

Procesos al final de la línea de tratamiento del lodo: estas tecnologías son un post tratamiento que no representa una estrategia de reducción de lodos, sin embargo proporciona un lodo residual estable, con poca humedad y libre de patógenos. Algunas de estas tecnologías son: incineración, oxidación con aire seco, gasificación con pirólisis.

Procesos de reducción en la línea de tratamiento de lodos: en este caso, se agregan procesos de pre-tratamiento en la línea de tratamiento de los lodos purgados para aumentar la degradabilidad del lodo, antes de llegar a los digestores (aerobios o anaerobios) o bien, la modificación del diseño del digestor. Algunos de estos procesos son:

- a) Procesos físicos:
 - i. Cavitación: homogeneizadores de alta presión y ultrasónicos.
 - ii. Térmicos: hidrólisis térmica y congelación-descongelación.
 - iii. Mecánicos: pulsos de alto rendimiento, pulverización con esferas y técnica con centrifuga lisa.
 - iv. Radiación: radiación gamma.
- b) Procesos químicos: hidrólisis ácida o alcalina, y ozonación.
- c) Procesos combinados: hidrolisis química-térmica.
- d) Modificación de digestores: digestor anaerobio de dos fases, digestor anaerobio con temperatura progresiva.

Proceso de reducción en la línea de tratamiento de agua: se busca reducir la producción de lodo dentro del proceso de tratamiento biológico del agua y disminuir el volumen de lodo a purgar del sistema. El principio de estos procesos es limitar el crecimiento neto de microorganismos (reducir el coeficiente de rendimiento) y/o degradar más la fracción X_P al agregar algún proceso en la línea de retorno de lodos entre el sedimentador y el tanque de aireación. Algunos ejemplos son:

- a) Crecimiento con encriptamiento: oxidación química con ozono o cloración, proceso de oxígeno de alta pureza, procesos con reacciones enzimáticas.
- b) Mantenimiento metabólico: bio-reactores de membrana.
- c) Desacoplamiento metabólico: desacoplamiento químico, proceso OSA (por sus siglas en inglés Oxic-settling-anaerobic) y proceso caníbal.
- d) Depredación de bacterias: sistema de dos estados y procesos con lombrices acuáticas.
- e) Procesos con bajo coeficiente de rendimiento: aireación extendida y sistema anaerobio-aerobio. (Pérez et al., 2006; Wei et al., 2003; Liu y Tay, 2001; Roxburgh et al., 2006)

Gran parte de estos procesos de reducción de lodo buscan aprovechar las funciones del metabolismo de la biomasa o bien, interrumpir estas funciones con el objetivo de reducir la cantidad de lodo excedente de las plantas de tratamiento. A continuación se describe algunos de los métodos que aprovechan o interrumpen las funciones del metabolismo.

2.2 Metabolismos en la reducción de lodos

El metabolismo es la suma de transformaciones bioquímicas, incluyendo el catabolismo y el anabolismo. El catabolismo es la serie de reacciones que reducen la complejidad de los compuestos orgánicos para producir energía libre. El anabolismo es la fase que involucra el uso de la energía libre para la formación de las moléculas requeridas por la célula. La transferencia de energía entre estas dos fases es en

forma de adenosina trifosfato (ATP). Para la mayoría de las bacterias aerobias, el ATP es generado por la fosforilación oxidativa, donde los electrones son transportados a través del sistema de transportación de electrones, desde un donador de electrones (sustrato) hasta el aceptor final de electrones (suele ser el O₂). El anabolismo bacteriano (en bacterias aerobias) es acoplado al catabolismo a través de la tasa de respiración limitante (Wei et al., 2003; De Erice y González, 2012; Khursheed y Kazmi, 2011).

Mantenimiento del metabolismo: se refiere a la parte de energía de la célula que es usada para el mantenimiento de las funciones vitales del microorganismo. La energía de mantenimiento incluye la energía para el rompimiento del material celular, transporte y movilidad. El sustrato consumido en el mantenimiento de las funciones vitales no es sintetizado para nueva masa celular. En condiciones donde el sustrato es limitado, parte de los componentes celulares es oxidado para producir energía para el mantenimiento de las funciones (mantenimiento endógeno). Esto puede lograrse incrementando la concentración de biomasa (controlando el tiempo de retención de lodos) para alcanzar un equilibrio entre la cantidad de energía proporcionada por el sustrato y la demanda de energía para mantenimiento de las funciones vitales, logrando una reducción en la purga de lodos (Pérez et al., 2006; Liu y Tay, 2001; Hao et al., 2009).

Crecimiento con encriptamiento: La lisis celular libera el contenido de la célula dentro del medio; esta materia orgánica puede ser usada por otros microorganismos como sustrato, liberando una parte del carbono como producto de la respiración y otra es usada en el metabolismo de la célula. Este proceso es conocido como crecimiento con encriptamiento (Pérez et al., 2006; Liu y Tay, 2001). Para lograr una reducción de lodos mediante esta estrategia, se requiere incrementar la lisis celular con procesos como la oxidación química con ozono, la cual consiste en pasar una fracción del lodo de recirculación a través de una unidad de ozonación y posteriormente al tanque digestor. En este proceso, se logra la solubilización de la materia orgánica (debido a la desintegración de los sólidos suspendidos) lo cual

induce el crecimiento con encriptamiento (Pérez et al., 2006; Liu y Tay, 2001; Wei et al., 2003; Richardson et al., 2009; Khursheed y Kazmi, 2011; Hao et al., 2009).

Desacoplamiento metabólico: incrementa las diferencias entre los niveles de energía del anabolismo y el catabolismo, por lo que la energía del anabolismo es limitada. Como resultado la tasa de crecimiento de la biomasa disminuye y la producción de lodo se reduce. El desacoplamiento metabólico se observa en algunas condiciones como en la existencia de compuestos inhibidores o metales pesados, temperatura anormal, exceso de fuentes de energía, limitación de nutrientes y alternación entre ciclos aerobios y anaerobios (Pérez et al., 2006; Liu y Tay, 2001; Wei et al., 2003; Khursheed y Kazmi, 2011).

Degradación de la fracción X_P : Cuando se planteó el ASM1 por el Task Group de IWA, se consideró que la fracción X_P es no biodegradable, sin embargo, algunos autores como Parker et al. (2008), Jones et al. (2009), Ramdani et al. (2010), Ramdani et al. (2012a) y Ramdani et al. (2012b) consideran que bajo ciertas condiciones de estrés, esta fracción puede degradarse. Para llegar a esta conclusión, los autores hacen uso de la modelación, debido a que es muy complicado demostrarlo mediante pruebas de laboratorio. Estos autores proponen que el decaimiento de X_P puede ser modelado mediante una reacción de primer orden, estimando algunos valores para la tasa de decaimiento como 0.0075 d^{-1} estimado por Jones et al. (2007) o 0.005 d^{-1} propuesto por Ramdani et al. (2010). La revisión realizada por Sperandio et al. (2013) sugiere que el valor de 0.007 d^{-1} es una buena estimación de la constante de primer orden, para la degradación de X_P bajo condiciones aerobias. Esto permite mejorar la estimación de la producción para diferentes plantas de tratamiento operadas con largos tiempos de retención celular.

De los procesos de reducción de lodo mencionados anteriormente, el proceso caníbal y OSA (tipo reducción en línea de tratamiento de agua) son de interés para esta investigación, por ello se detallan a continuación.

2.3 Procesos de baja producción de lodos

Han sido propuestos diferentes procesos que pretenden reducir la producción de lodo en la línea de tratamiento de agua: caníbal, OSA, reactores de membrana, entre otros. El **proceso OSA** es una simple modificación del proceso convencional de lodos activados. El OSA consiste en agregar un tanque anóxico en la línea de recirculación de lodos, con lo cual la biomasa alterna entre ciclos aerobios y anóxicos para estimular la actividad catabólica y lograr un desacoplamiento metabólico logrando una minimización en la producción de lodo (Pérez et al., 2006; Liu y Tay, 2001; Wei et al., 2003; Sun et al., 2010; Khursheed y Kazmi, 2011).

El **proceso caníbal** (Figura 2.1) es otra variante patentada que ayuda a la reducción del lodo excedente (Novak et al., 2007; Johnson et al., 2007). Este proceso reduce del 33 al 60% la producción de lodos y una disminución en el tasa de crecimiento observado del 42 al 56 %, en comparación con reactores convencionales de lodos activados (Novak et al., 2007; Goel y Noguera, 2006; Giraldo et al., 2007; Riedel, 2009). En el proceso caníbal, el sistema de lodo activado convencional es modificado en el retorno de lodos con dos tipos de procesos, uno físico y otro biológico (Figura 2.1). El proceso físico consta de dos componentes; el primero es un tamiz muy fino por el cual pasa una porción del licor mezclado produciendo un desecho similar a la pulpa de papel y conteniendo 30 a 40% de sólidos. Esta materia es esencialmente materia orgánica inerte (X_i), compuesta por cabello y fibras de celulosa (aproximadamente 90 % son sólidos volátiles). La segunda parte del proceso físico es un hidrociclón, por el cual circula el licor mezclado de modo intermitente. Este sistema remueve arena y partículas inorgánicas densas. El proceso físico reduce los sólidos suspendidos del licor mezclado de un 20 a 30 % (Roxburgh et al., 2006; Johnson et al., 2008; Johnson y Daigger, 2009).

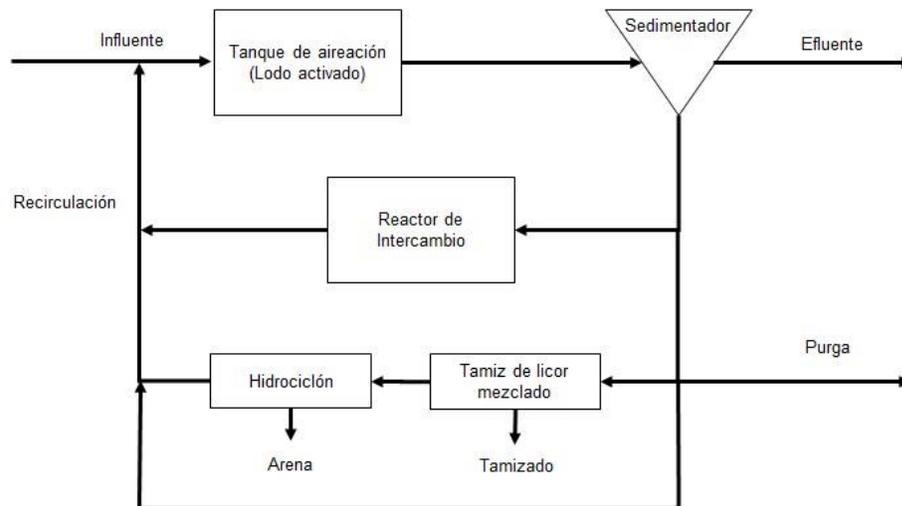


Figura 2.1 Proceso canibal.

El proceso biológico adicional en la línea de recirculación del lodo es operado en paralelo con los procesos físicos; es llevado a cabo en un tanque de intercambio (TI) de tipo hipóxico (condiciones con oxígeno disuelto muy bajas). El TI es típicamente un digestor ya que no recibe sustrato. Algunos investigadores han usado reactores anóxicos y anaerobios, en lugar de un reactor hipóxico (Goel y Noguera, 2006; Giraldo et al., 2007; Novak et al., 2007; Sun et al., 2010). Parte del lodo que normalmente es purgado del sistema es enviado al reactor de intercambio, donde se mantienen condiciones de bajo oxígeno disuelto, mediante una aireación intermitente. Posteriormente el lodo es retornado al sistema de bio-reactores principal (Roxburgh et al., 2006 y Johnson et al., 2008).

Aunque el desarrollador del CanibalTM decidió patentar su sistema (hidrociclón, tamiz y TI), no hay un consenso y explicación clara del mecanismo dominante. En el reactor de intercambio se pueden dar, probablemente, varios fenómenos que permiten la reducción de la tasa de crecimiento. Debido a la limitaciones de oxígeno en el tanque de intercambio y las altas cargas de sólidos, se reduce la pérdida de calor y se intensifica la generación de calor proveniente del metabolismo microbiano, por lo que se promueve la digestión del lodo (Arunachalam et al., 2004), además, puede darse un desacoplamiento metabólico (Pérez et al., 2006; Liu y Tay, 2001; Wei et al., 2003), al no haber una fuente de sustrato, los microorganismos utilizan

sus reservas de energía para el mantenimiento de las funciones vitales e incluso, entrar en mantenimiento endógeno (eliminación de X_H). Pueden darse también reacciones estresantes de los microorganismos aerobios bajo condiciones de oxígeno limitado, que provocan una lenta liberación de proteínas microbianas altamente biodegradables en condiciones aerobias (Giraldo et al., 2007; Novak et al., 2007; Sun et al., 2010). La materia orgánica liberada por la digestión, funciona como sustrato para otros microorganismos, lo cual promueve el crecimiento con encriptamiento. Autores como Ramdani et al. (2010) y Johnson et al. (2008) sugieren que bajo algunos ambientes de digestión se promueve la degradación de X_P , siendo que anteriormente, esta fracción se consideraba no biodegradable.

2.4 Efecto de los ambientes en el digestor de intercambio (TI).

Al estudiar el OSA, Saby et al. (2003) realizaron pruebas en un tanque de intercambio (TI) anóxico para evaluar el efecto del potencial de óxido reducción (ORP) en la disminución del lodo excedente, observando que con un ORP bajo (-250 mV) en el TI, se genera el 58% menos de lodo que un sistema convencional.

Arunachalam et al. (2004) compararon las constantes de decaimiento (b_H) de digestores en condiciones completamente aireadas (3 a 4 mg/L de OD), ciclos aireados y anóxicos (16 h aireando y 8 h en condiciones anóxicas) y en condiciones de bajo oxígeno (0.2 a 1 mg/L de OD). Observó que el b_H en el sistema de bajo oxígeno, es menor que en los otros dos sistemas, sin embargo, sufre menos variaciones de pH y reduce los costos de aireación.

Novak et al. (2007) realizaron una comparación entre el proceso caníbal y el proceso convencional de lodos activados, encontrando que el proceso caníbal produce 60% menos lodo que el sistema convencional, lo cual se explica por la solubilización de materia orgánica en el reactor de intercambio y posteriormente su degradación en el tanque de aireación. También consideran que en condiciones anaerobias, los microorganismos aerobios liberan proteínas asociadas al hierro, que son fácilmente degradables en condiciones aerobias.

Giraldo et al. (2007) utilizaron un modelo matemático clásico de digestión aerobia (Metcalf y Eddy, 2003) para describir el comportamiento del proceso caníbal. Utilizaron reactores secuenciales batch aerobios (por sus siglas en inglés SBR) para el proceso de lodo activado y como tanque de intercambio, usaron un SBR anaerobio. Buscaron explicar la reducción de masa a través de la constante de decaimiento b_H . Observaron un incremento de la tasa de decaimiento de la biomasa de un 60% en el proceso caníbal comparado con el control. El decaimiento adicional se dio en el tanque de intercambio.

Easwaran et al. (2009) evaluaron el rendimiento del proceso caníbal empleando un TI anaerobio y variando los tiempos de retención hidráulico (TRH) de 10, 7 y 5 días, concluyendo que la mayor destrucción de sólidos se logró con el TRH de 10 d, además la Y_{obs} disminuye conforme el TRH aumenta (para 5 días disminuye 25% y para 10 d disminuye 40%) en comparación con un sistema convencional.

Sun et al. (2010) realizaron investigaciones para determinar el impacto de la frecuencia de transferencia de lodo entre el tanque de intercambio y el reactor biológico principal. Observaron una mayor reducción en la producción de lodo cuando hay más de una transferencia al día en comparación al sistema operado con una sola transferencia diaria. Otros factores importantes de operación del TI son: el potencial de óxido-reducción, el TRH y la tasa de intercambio entre los reactores. También observaron que en condiciones anaerobias (en el tanque de intercambio) se da una mayor liberación de iones de hierro, por otro lado, los iones de magnesio y calcio tienen mayor presencia en el tanque aerobio, por lo cual consideraron que estos iones juegan un rol muy importante en la reducción del lodo.

Ramdani et al. (2010) realizaron pruebas con lodo-modelo alimentado con acetato y compararon su decaimiento en un TI en condiciones anaerobias con un TI aireado intermitentemente. Observaron que hay mayor reducción de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el TI con aireación intermitente, que en el TI

anaerobio, además, en el TI anaerobio predomina la liberación de polisacáridos y en el TI con aireación intermitente predomina la liberación de proteínas.

En otro estudio, se comparó el coeficiente de rendimiento observable (Y_{obs}) de un reactor aerobio (lodo activado) combinado con un TI aerobio y luego un TI anaerobio, además de un digestor aerobio y digestor anaerobio, los dos últimos son externos al proceso de tratamiento de agua (Chon et al., 2011); concluyeron que tanto el TI aerobio y anaerobio (en línea intercalado en el retorno) presentaron menor Y_{obs} que los digestores externos, además de mejorar las características de sedimentabilidad del sistema.

Novak et al. (2011) compararon la eficiencia de un digestor anaerobio con un sistema combinado anaerobio/aerobio y un sistema anaerobio/aerobio/anaerobio, concluyendo que el primer sistema alcanzó una reducción de materia orgánica del 50%, el segundo sistema aumentó la digestión hasta un 65%; al retornar el lodo una vez más al sistema anaerobio (anaerobio/aerobio/anaerobio), se alcanzó una reducción del 70%. Se obtuvieron resultados similares con la remoción de nitrógeno.

Ramdani et al. (2012a) compararon el comportamiento de un TI aerobio con un TI con aireación intermitente (2 h aireado-22 h sin aireación), usando lodo alimentado con acetato y pre-cultivado en un reactor de membrana. Observó mayor degradación de la materia orgánica en el TI intermitente, además de confirmar la liberación de proteínas. En el TI aerobio se presentó mayor liberación de polisacáridos. Realizaron la modelación y simulación del sistema con el software BioWin 3, suponiendo que en ambos sistemas, se da el decaimiento de X_p . Este autor explica la reducción de lodo por una degradación adicional de X_p .

Determinar la manera en que los distintos fenómenos interactúan dentro del tanque de intercambio es complicado, debido a que es difícil hacer una distinción entre los microorganismos que se encuentran en un desacople metabólico, de las que están en mantenimiento endógeno, o diferenciar las moléculas liberadas por la

lisis celular de los productos microbianos endógenos (X_P , antes considerados como no biodegradables). Para facilitar esta labor, pueden usarse herramientas como la modelación y simulación, para poder determinar indirectamente la magnitud de estos fenómenos y realizar su seguimiento. También en este trabajo de investigación, se pretendió utilizar herramientas de caracterización de materiales como el MEB (microscopio electrónico de barrido), refracción de rayos X, análisis infrarrojo, TGA (análisis termogravimétrico); para obtener más información sobre el proceso de degradación de X_P . Se anticipa que no se obtuvieron resultados concluyentes sobre estas pruebas, por lo que esta información se presenta como el Anexo 3.

2.5 Modelos matemáticos para representar los procesos de baja producción de lodos

Desde el siglo pasado se han desarrollado diversos modelos matemáticos para representar y simular los procesos de lodo activado. Los más completos permiten la simulación dinámica de los complejos procesos que se dan en proceso biológico como son los esquemas de flujo, la degradación de la materia orgánica, la nitrificación, desnitrificación y la remoción biológica de fósforo (Gujer y Henze, 1991).

En 1982, la IAWQ (actual IWA, por sus siglas en inglés International Water Association) incentivó la formación de un grupo internacional de estudio (Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Activated Sludge Process), encargado de desarrollar modelos matemáticos para lograr una simulación dinámica de las plantas de tratamiento. Las conclusiones del grupo fueron publicadas en el año 1987 (Task Group, 1987) como un modelo que se conoce como ASM1 (por sus siglas en inglés Activated Sludge Model No 1). Los logros destacados fueron (Gujer y Henze, 1991):

- a. Un consenso en los procesos que integran el modelo.
- b. La estandarización de símbolos.
- c. La presentación matricial del modelo.
- d. La recopilación de valores de inicio propuestos para los parámetros cinéticos.

- e. El fraccionamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) para caracterizar las aguas residuales y los lodos.

2.5.1 Modelo ASM1

El modelo ASM1 es una descripción matemática de una serie de procesos que ocurren en los tanques y reactores de los sistemas de lodo biológico. Es importante hacer notar que el modelo sólo busca representar el comportamiento del sistema, es decir, el hecho de que un modelo se ajuste bien a los datos experimentales y que prediga bien el comportamiento del sistema estudiado, no significa que los mecanismos del modelo son correctos del punto de vista microbiológico (Van Loosdrecht et al., 1999). Un ejemplo es el proceso de decaimiento que fue modelado en el ASM1, en el cual se consideró que la biomasa muere a una velocidad constante (b_H), liberando sustrato particulado (X_S) quien a su vez se hidroliza y se transforma en sustrato fácilmente degradable (S_S). Sin embargo, desde el punto de vista microbiológico se dan varios fenómenos como es el crecimiento por encriptamiento, el mantenimiento endógeno, desacoplamiento metabólico, la depredación por protozoarios y eucariontes así como la posible liberación de sustrato soluble inerte (S_I) (Lu et al., 2007; Ramdani et al., 2010; Ni et al., 2011).

Al aplicar el ASM1 a la modelación de una planta, se utilizan ecuaciones de balances de masas (leyes de la conservación de la materia) que toman en cuenta:

- a. La cinética de reacción de los procesos de transformación (matriz de modelación ASM1).
- b. La hidrodinámica del reactor y el transporte de materia a través de los límites del sistema (flujos de entrada y salida).
- c. Concentraciones de biomasa, oxígeno, DQO, nitrógeno en el influente, reactor y efluente.

Los balances de masas de un modelo resultan en un sistema de ecuaciones diferenciales totales y/o parciales y de ecuaciones algebraicas. Su resolución necesita en general algún programa o software (Fall, 2003).

2.5.2 Elementos del modelo ASM1

El modelo ASM1 en su versión original (Task Group, 1987), cuenta con un total de trece componentes, siete de ellos describen los compuestos disueltos y seis representan los compuestos particulados, ambos en el influente, efluente, reactor y en las purgas (Tabla 2.1). La matriz completa del ASM1 se muestra en el Anexo 1.

Los primeros siete compuestos se relacionan con sustancias carbonáceas del agua y lodo (medidos como DQO), el octavo se refiere al oxígeno disuelto disponible en el sistema (al estar disponible, se considera negativo), los siguientes cuatro se relacionan con sustancias nitrogenadas. El último componente de alcalinidad no es esencial al modelo, sirve para detectar alguna caída de pH durante la nitrificación, (Fall, 2003).

Tabla 2.1 Variables de estado del ASM1.

Variable	Descripción	Unidades
S_I	Materia orgánica soluble inerte	g DQO/m ³
S_S	Substrato soluble rápidamente biodegradable	g DQO/m ³
X_I	Materia orgánica inerte particulada	g DQO/m ³
X_S	Substrato particulado lentamente biodegradable	g DQO/m ³
X_H	Biomasa activa heterótrofa	g DQO/m ³
X_A	Biomasa activa autótrofa	g DQO/m ³
X_P	Residuos endógenos (inerte) producto del decaimiento	g DQO/m ³
S_O	Oxígeno disuelto	(-) g DQO/m ³
S_{NO}	Nitritos y nitratos	g N/m ³
S_{NH}	Nitrógeno amoniacal libre y ionizado	g N/m ³
S_{ND}	Nitrógeno orgánico soluble biodegradable	g N/m ³
X_{ND}	Nitrógeno orgánico particulado biodegradable	g N/m ³
S_{ALK}	Alcalinidad (CaCO ₃)	Mol/m ³

Además de los componentes, el ASM1 incluye ocho procesos (Anexo 1), agrupados en cuatro tipos:

- a) Crecimiento
 - i. Crecimiento aerobio de heterótrofos.

- ii. Crecimiento anóxico de heterótrofos.
- iii. Crecimiento aerobio de autótrofos.
- b) Decaimiento
 - i. Decaimiento de heterótrofos.
 - ii. Decaimiento de autótrofos.
- c) Hidrólisis
 - i. Hidrólisis de la materia orgánica particulada.
 - ii. Hidrólisis del nitrógeno orgánico particulado.
- d) Amonificación del nitrógeno orgánico soluble.

En condiciones aeróbicas o anóxicas, la hidrólisis de la DQO particulada (X_S) producirá DQO fácilmente biodegradable (S_S) (proceso 7 del ASM1, ver Anexo 1), que sirve para sostener el crecimiento de la biomasa heterótrofa (proceso 1 del ASM1) y que se asocia al consumo de oxígeno, o nitratos (proceso 2 del ASM1), según el ambiente.

Una parte de la biomasa heterótrofa (X_H) sufre después una lisis (decaimiento) en la que se recicla la materia orgánica de las células en forma de substrato particulado lentamente biodegradable (X_S) (proceso 4 y 5 del ASM1) y una pequeña fracción de inertes (X_P). La fracción X_S es hidrolizada y convertida en substrato soluble, el cual es consumido por la biomasa. Es importante hacer notar que desde el punto de vista del ASM1 original, la fracción X_P es totalmente inerte, mientras que en los modelos modificados para representar el proceso caníbal, se llega a considerar que el residuo endógeno puede sufrir una degradación parcial.

Por otro lado, la biomasa autótrofa (X_A) crece utilizando el nitrógeno amoniacal (S_{NH}) y lo transforma en nitratos S_{NO} (el modelo ASM1 describe la nitrificación sin la generación de nitritos). En este proceso de crecimiento, hay consumo de oxígeno (S_O) igual que para los heterótrofos. La biomasa autótrofa está sujeta al mismo proceso de decaimiento que la biomasa heterótrofa, produciendo X_S y X_P .

Al hidrolizarse la fracción X_S , el nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) contenido en ella sufre también una solubilización dando como resultado la producción de nitrógeno orgánico soluble (S_{ND}), el cual se transformará posteriormente en amoníaco (S_{NH}) disponible para la nitrificación.

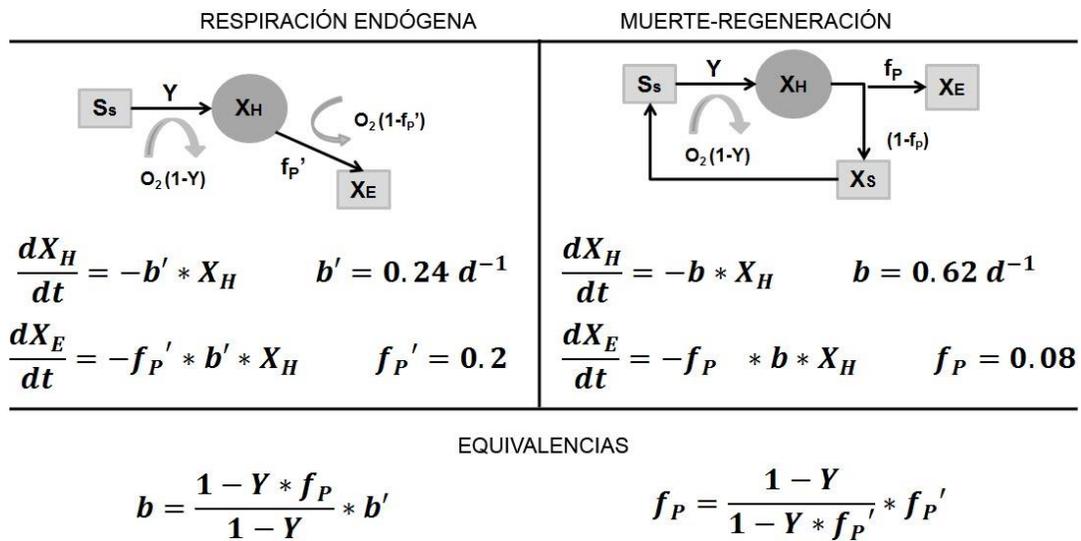
Desde la publicación del ASM1, diversos investigadores han propuesto componentes y procesos nuevos, por lo cual, en pocas ocasiones se ha utilizado en su versión original. Con más frecuencia se prefirió versiones modificadas, como la respiración endógena en lugar de muerte-regeneración, hidrólisis de primer orden y eliminación de la amonificación.

2.5.3 Procesos de decaimiento en el ASM1 (muerte-regeneración y respiración endógena)

En el modelo clásico de estado estacionario del lodo activado, el decaimiento es representado mediante una reacción de primer orden, bajo el modelo de muerte endógena, la tasa de decaimiento (K_d para este modelo) está en unidades de sólidos suspendidos volátiles ($g\ SSV/gSSV \cdot d$) en un rango de 0.06 a 0.15 (Metcalf y Eddy, 2003). Estas ecuaciones pueden ser modificadas para que sean compatibles con la modelación del ASM1, usando razones como icv (DQO/SSV) y el ivt (SSV/SST), para transformar los valores medidos en SSV y SST a sus equivalentes en DQO .

En el caso del ASM1, en su versión original representa el decaimiento por el modelo muerte-regeneración (Figura 2.2 b), planteado por Dold et al. (1980), donde al decaer la biomasa, una fracción se transforma en sustrato particulado ($1-f_P$), esta fracción es hidrolizada y transformada en sustrato fácilmente degradable, el cual es consumido por la biomasa y genera una demanda de oxígeno. La fracción f_P es la proporción de X_H que se transforma en residuos endógenos (X_P) considerado no biodegradable, los cuales se acumulan en el sistema. La fracción f_P tiene un valor de 0.08 ó 8% en el ASM1 original

El modelo de la respiración endógena (Figura 2.2 a) fue planteado por McKinney (1960). En este modelo, la degradación se da en un solo paso, en ausencia de sustrato, la biomasa inicia un mantenimiento, es decir, la biomasa se auto consume, generando un consumo de oxígeno, una fracción de la biomasa ($f_P' = 0.02$ o 20%) es el remanente del decaimiento celular, que al acumularse forma la fracción X_P . Al igual que las fracciones f_P y f_P' tienen valores diferentes en cada modelo, los valores de b_H y $b'H$ (en la figura son b y b') también tienen valores diferentes (0.6 y 0.2 d^{-1} respectivamente).



Nota: equivalencias de nomenclatura: $b'=b'H$, $X_E=X_P$, Y = rendimiento.

a)

b)

Figura 2.2 Modelos matemáticos para el decaimiento de la biomasa: a) respiración endógena y b) muerte-regeneración (Ramdani et al., 2010)

2.5.4 Composición del lodo activado

Con base en el ASM1, el lodo activado está compuesto por materia orgánica (principalmente biomasa) y sólidos inorgánicos, los cuales son determinados mediante los sólidos suspendidos totales (SST), volátiles (SSV) y fijos (SSF). Con el enfoque del ASM1, la composición del licor mixto de las plantas de tratamiento se representa mediante los siguientes elementos (Figura 2.3 a):

- a) Biomasa: está compuesta por los microorganismos heterótrofos (X_H) y autótrofos (X_A).

- b) Residuos endógenos producto del decaimiento (X_P), considerados generalmente no biodegradables en los procesos de lodos activados.
- c) Materia orgánica no biodegradable proveniente del influente (X_I): elementos como papel higiénico, cabellos y otros.
- d) Materia inorgánica proveniente del influente (ISS): principalmente arenas y partículas de metales (Ramdani et al., 2010).

Para facilitar el estudio de los fenómenos que se dan alrededor de la biomasa, una de las estrategias que suelen utilizar es generar lodos activados con una composición más simple. Autores como Novak et al. (2003), Giraldo et al. (2007), Novak et al. (2007), Ramdani et al. (2010), Ramdani et al. (2012a) y Özdemir et al. (2013), por mencionar algunos, han utilizado esta estrategia. Cultivaron lodos alimentados con agua sintética (posee una fuente de carbono fácilmente biodegradable y compuestos esenciales para el crecimiento de los microorganismos) para generar un lodo-modelo, que sólo contiene biomasa y residuos endógenos (Figura 2.3 b). El uso del lodo-modelo facilita la modelación y estimación de algunas constantes como es la tasa crecimiento o la tasa de decaimiento.

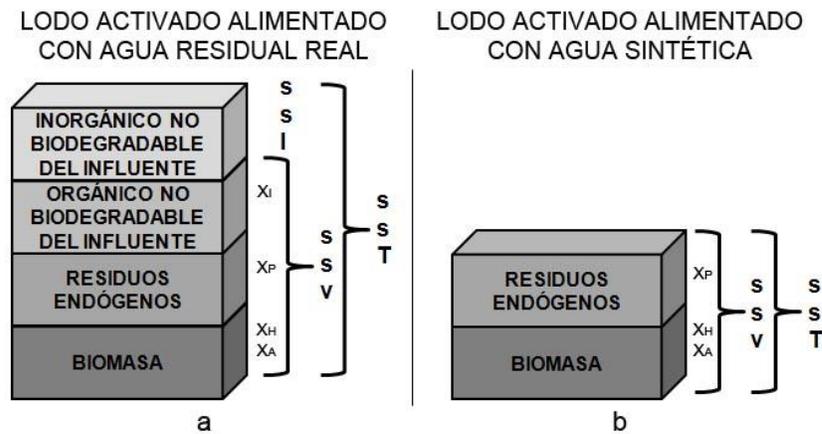


Figura 2.3 Composición del licor mezclado en el sistema de lodos activados

2.5.5 Uso del ASM1 en años recientes

Desde la publicación del ASM1, se han desarrollado modificaciones y otras versiones del modelo, con la finalidad aumentar sus alcances. Entre estas versiones están el

ASM2 y ASM2d que incluye los procesos de remoción de fósforo y el ASM3 que permite modelar aspectos como la hidrólisis de la materia orgánica y el almacenamiento dentro de la célula, entre otros procesos.

Para poder resolver las ecuaciones diferenciales que conforman el modelo ASM1 y sus versiones, se han creado diversos programas computacionales, los que contienen conceptos básicos del modelo original y algunas modificaciones que se han propuesto, ya sea para fines de diseño, operación o simplemente investigación. Algunos de estos softwares son el BioWin (Ramdani et al., 2010; Parker et al., 2008), GPS-X (Fall et al., 2009) que son empleados principalmente para diseño y operación de plantas de tratamiento debido a su facilidad de manejo, el Simba (Hulsbeek et al., 2002) y Aquasim (Fall et al., 2014) suelen ser empleados para investigación por su gran libertad en el manejo de los procesos y variables.

Los softwares mencionados anteriormente, permiten la modelación dinámica, la cual permite observar el comportamiento de la planta a lo largo del tiempo. Este tipo de modelación presenta limitaciones y ventajas. Algunas de estas se mencionan a continuación.

La modelación dinámica ayuda a predecir la calidad del efluente, la demanda de oxígeno y la producción de lodo en respuesta a las variaciones en tiempo real y del caudal del influente. Cuando se tiene el modelo calibrado de una planta, el modelo se puede utilizar para fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, probar cambios en la operación, evaluación de las prácticas actuales, optimización de operación y gastos, así como para la capacitación del personal, (Fall, 2003, Henze et al., 2002).

Cuando la planta todavía no existe físicamente, se puede utilizar la modelación para probar cambios en la configuración y/o comparar variaciones. Además permite reducir las necesidades de estudios de plantas piloto, el tiempo y la inversión que se requiere para esto. Con la modelación se pueden realizar estudios en diversos escenarios sin perturbar el funcionamiento de la planta, ni poner en

riesgo sus equipos. Es también un medio de formación y concientización de los operadores sobre algunos aspectos críticos.

Se puede realizar modelos calibrados de reactores de laboratorio, los cuales permiten hacer la determinación y el seguimiento de fracciones (como la X_P y el sustrato particulado, X_S) que son muy difíciles de medir o determinar con pruebas de laboratorio. Una vez que se tiene modelado y calibrada una planta o sistema de laboratorio, el modelo permite representar y evaluar la forma en que nuevas tecnologías podrían beneficiar la operación y costos de una planta de tratamiento.

Dentro de las limitaciones se puede considerar la necesidad de realizar estudios previos para calibrar los modelos, que por lo general son diferentes a los datos rutinarios de caracterización que se realizan en las plantas de tratamiento. (Fall, 2003, Henze et al., 2002). En el presente trabajo se utilizó Aquasim principalmente por su flexibilidad y análisis de sensibilidad (permite evaluar la calidad de las regresiones).

2.6 Aplicación del modelo ASM1 en los procesos de baja producción de lodo

Varios investigadores han realizado trabajos en los cuales hacen uso de la modelación (principalmente las variantes del ASM), para tratar de describir y comprender el funcionamiento de los sistemas de reducción de lodos, en algunos casos proponen modificaciones o nuevos procesos y constantes para representar los mecanismos de reducción.

Por ejemplo, Johnson et al. (2007) utilizaron la modelación para evaluar el proyecto de construcción de una planta de tratamiento con el concepto “caníbal” en la ciudad de Clovis, CA. Se emplearía el proceso caníbal para reducir la producción de lodos y el tanque de intercambio sería aprovechado para la remoción de fósforo (debido a sus características anaerobias). El modelo se elaboró con base en el ASM2d, prediciendo un adecuado crecimiento de organismos acumuladores de fosfatos en el tanque de intercambio, con lo cual se logró tener una reducción del

fósforo total de 6 mg/L a 0.3 mg/L. El diseño final de la planta de Clovis fue realizado cono base la información obtenida en este modelo.

En otro trabajo, Johnson et al. (2008) realizaron una modelación del proceso caníbal basada en el ASM2d; agregaron una nueva variable de estado la cual denominaron X_{DAA} (“D” decaimiento, “AA” aerobio-anóxico, el cual es equivalente a X_P) para referirse a los productos de la degradación microbiana formados en ambientes aerobios y anóxicos y un nuevo proceso en el cual se representa la hidrólisis de esta materia orgánica en condiciones anaerobias. Este modelo captura la esencia del proceso caníbal, pero al compararlo con datos de las plantas reales, el modelo hace predicciones 10% más elevadas, especialmente en el fósforo, pues el modelo no toma en cuenta las reacciones de precipitación que se pueden dar en el tanque de intercambio.

Autores como Parker et al. (2008), Jones et al. (2009), Ramdani et al. (2010), Ramdani et al. (2012a), hacen uso de los modelo ASM en sus diferentes versiones a través del software BioWin3 para modelar los reactores en condiciones anaerobias, aerobias y aireación intermitente. Con este modelo han estudiado la degradación de X_P , y el uso de la respirometría para obtener información fiable como la tasa de decaimiento (b_H) y la biomasa activa inicial ($X_{H\ ini}$).

De manera general, se han usado modelos clásicos de régimen estacionario o dinámico basados en ASM, para modelar el proceso caníbal (Giraldo et al., 2007 y Johnson et al., 2008) y la remoción de fósforo en los casos pertinentes (Goel y Noguera, 2006 y Johnson et al., 2007), el decaimiento de la biomasa en diferentes condiciones como son anaerobio (Arunachalam et al., 2004; Easwaran et al., 2009; Giraldo et al., 2007; Goel y Noguera, 2006; Johnson et al., 2007; Jones et al., 2009; Novak et al., 2007; Parker et al., 2008; Ramdani et al., 2010; Saby et al., 2003; Sun et al., 2010), anóxicas (Saby et al., 2003 y Sun et al., 2010) hipóxico (Arunachalam et al., 2004), aerobio (Novak et al., 2003; Arunachalam et al., 2004; Ramdani et al.,

2012a) y ciclos de aireación intermitente (Arunachalam et al., 2004; Ramdani et al., 2010; Ramdani et al., 2012a; Jung et al., 2006; Lim et al., 2007).

Sin embargo, los mecanismos planteados hasta hoy y los modelos usados no son unánimes, no se tiene una caracterización completa de los proceso de minimización de lodo y hasta el momento, no se ha encontrado en la literatura un estudio que someta un solo tipo de lodo a cada uno de los diferentes ambientes para observar cómo es afectada la degradación de la biomasa por estas condiciones.

CAPÍTULO 3: PLANTEAMIENTO Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

CAPÍTULO 3. PLANTEAMIENTO, JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

3.1 Justificación

Una de las desventajas de los procesos convencionales de lodos activados es la alta producción de lodos. El tratamiento y disposición de los lodos residuales de las plantas de tratamiento consume del 25 al 60 % del costo total del tratamiento de aguas. Por lo anterior, es interesante cualquier variante de proceso que resulta en reducir los lodos generados, lo que es de interés para esta tesis.

Modificación o variantes como el proceso caníbal o como el OSA han demostrado ser útiles para reducir la producción de lodo; sin embargo, todavía no se conocen bien los mecanismos en estos sistemas (Goel y Noguera, 2006), además de que no se conocen las condiciones más apropiadas para el correcto funcionamiento de los digestores (tiempo de residencia y niveles de oxígeno disuelto). Novak et al. (2007) han observado que bajo condiciones anaerobias, los lodos aerobios producen proteínas solubles biodegradables. Mientras que Jones et al. (2009) observó que en digestores anaerobios se da una reducción de X_P con tiempos de residencia mayores a 30 días. Sin embargo, hay muy poca información en la literatura sobre el efecto de otros ambientes sobre X_P y sobre los mecanismos que ocurren en los mismos debido a que muchos investigadores prefieren usar reactores anaerobios (Goel y Noguera, 2006; Giraldo et al., 2007; Novak et al., 2007; Sun et al., 2010).

Es importante considerar que para determinar la manera en que los distintos fenómenos interactúan dentro del tanque de intercambio es complicado, ya que es difícil hacer una distinción entre los microorganismos que se encuentran en un desacople metabólico y las que están en mantenimiento endógeno, o diferenciar las moléculas liberadas de la lisis celular de los productos microbianos no degradables (X_P). Para facilitar esta labor, pueden usarse herramientas como la modelación y simulación, para poder determinar indirectamente la magnitud de estos fenómenos y realizar su seguimiento.

El presente proyecto de tesis pretende estudiar los efectos de los distintos ambientes (anaerobio, hipóxico, aerobio y aireación intermitente) sobre la reducción de sólidos del reactor de intercambio, en un proceso modificado de baja producción de lodos, así como seguir el porvenir de los X_P , mediante el uso de la modelación con base en el ASM1 y datos obtenidos en reactores montados en el laboratorio.

Se han usado modelos clásicos de régimen estacionario o dinámico basados en ASM2d, para modelar el proceso caníbal (Giraldo et al., 2007; Johnson et al., 2008) y la remoción de fósforo por el proceso (Goel y Noguera, 2006; Johnson et al., 2007). Sin embargo, los mecanismos planteados hasta hoy como los modelos usados no son unánimes, no se tiene una caracterización completa del proceso caníbal, ni evaluado alternativas a este proceso, lo que es uno de los retos en la investigación planteada en este anteproyecto.

Por otro lado, investigadores como Ramdani et al. (2012 a) se han dado a la tarea de buscar identificar la composición de la fracción X_P mediante pruebas de laboratorio, como fue el análisis elemental de carbono, nitrógeno, fosforo y azufre.

En esta investigación se propone aplicar una serie de análisis de materiales, con la finalidad de identificar y caracterizar la materia orgánica inerte particulada producida por el decaimiento celular (X_P). Los análisis que se proponen son: Microscopia Electrónica de Barrido (MEB), análisis elemental (mediante el MEB), espectrofotometría infrarroja (IR) y Análisis TermoGravimétricos (TGA).

Como meta final de la investigación que se pretende realizar con esta tesis, es contribuir al dominio de los mecanismos alternos para el desarrollo de variantes de procesos de lodos activados de baja producción de lodo, su modelación e identificación de la fracción X_P . Con lo que se conocerán las variantes al proceso caníbal y se dispondrá de una herramienta de modelación para su representación.

3.2 Hipótesis

Las hipótesis que se plantearon para este estudio son las siguientes:

“Al operar y estudiar un reactor de intercambio en diferentes ambientes, se podrá determinar las condiciones óptimas para la reducción de masa de los residuos generados, así como proponer un modelo aplicable al tanque de intercambio de los procesos de lodos activados de baja producción de lodo.”

“Es posible usar la modelación y simulación con base en el ASM1 para determinar si hay una reducción de la fracción X_P en los procesos de lodos activados con baja producción de lodo”.

3.3 Objetivo general

Estudiar y modelar los mecanismos de reducción de masa en reactores de intercambio utilizados en variantes del proceso de lodo activado de baja producción de lodo.

3.3.1 Objetivos particulares

- 1) Determinar el efecto de diferentes tipos de ambiente (anaerobio, hipóxico, aerobio y aireación intermitente) en la reducción de masa de lodo de un reactor de intercambio.
- 2) Identificar los mecanismos de reducción de masa en los diferentes ambientes y en particular, estudiar el porvenir de la fracción X_P , explorando herramientas de análisis de materiales (MEB, TGA, IR) y con base en la modelación.
- 3) Complementar y/o modificar el ASM1 para desarrollar un sub modelo que describa la digestión en el TI en el proceso de lodos activados de baja producción de lodo.

CAPÍTULO 4: METODOLOGÍA

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA

4.1 Diseño experimental general

La Figura 4.1 muestra un diagrama que resume los pasos, metodos y la organización de los experimentos.

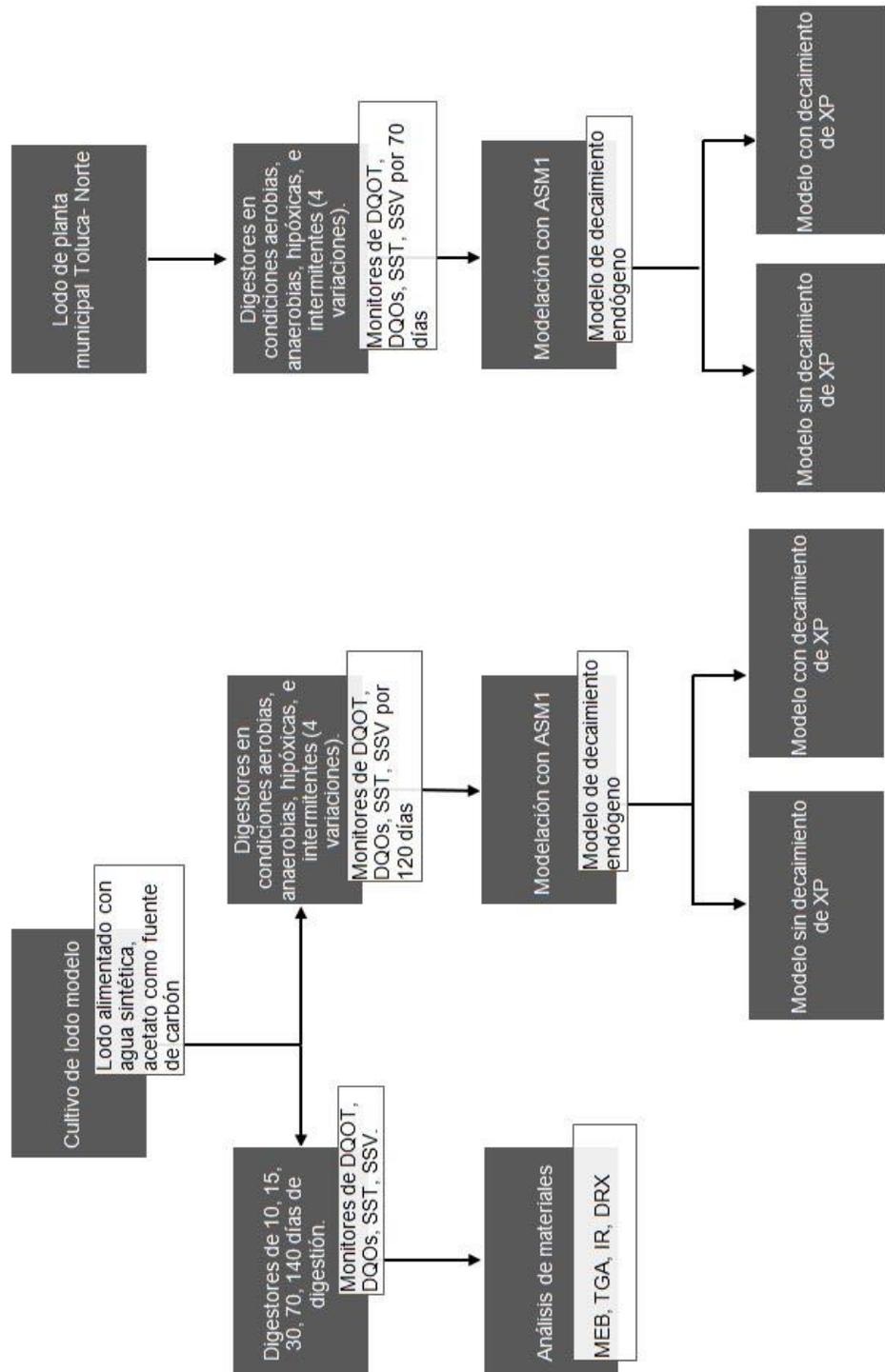


Figura 4.1 Diseño experimental

4.2 Generación de lodo-modelo

El proyecto se inició con la generación de lodo activado que contuviera únicamente las fracciones X_H y X_P , al que se denominó *lodo-modelo*. Con este fin, se montaron dos reactores de 30 L (Figura 4.2). Para inocular los reactores se tomaron 100 mL de licor mezclado de la planta de tratamiento del Centro Interamericano de Recursos del Agua y fue alimentado con agua sintética (Tabla 4.1), la cual tenía como fuente de carbono acetato, con una demanda química de oxígeno (DQO) de 500 mg/L y con una relación DQO/N/P de 100/5/0.5 (100/8/0.8 en relación a Demanda Biológica de Oxígeno en 5 días (DBO_5)/N/P). Debido al gran volumen de agua que se requería para alimentar a los SBR (40 L/d), el agua sintética fue preparada con agua potable.



Figura 4.2 Reactor SBR de 30 L

Tabla 4.1 Composición del agua sintética utilizada para producir el lodo-modelo

Componentes mayoritarios	mg/L	Componentes minoritarios	mg/L
CH ₃ COONa	641	H ₃ BO ₃	0.45
NH ₄ Cl	107	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0.36
KH ₂ PO ₄	12	MnCl ₂ ·4H ₂ O	0.36
KCl	36	CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.09
FeCl ₃ ·6H ₂ O	5	KI	0.54
MgSO ₄ ·7H ₂ O	90	Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	0.18
CaCl ₂ ·2H ₂ O	14	CoCl ₂ ·6H ₂ O	0.45
Extracto de levadura	1		
EDTA	1		
Allyl thiourea (ATU)	5		

Los reactores se operaron de forma secuencial batch (SBR), el ciclo de trabajo fue el siguiente: 10 min de llenado, 21 h 40 min de reacción, 2 h de sedimentación y 10 min para retirar el sobrenadante. El tiempo de retención hidráulico (TRH) fue de 1.5 días y el tiempo de retención celular (TRC) fue de 15 días. Al trabajar bajo estas condiciones, se generaron problemas de sedimentación debido al crecimiento de bacterias filamentosas, por lo que se reiniciaron ambos reactores.

Para prevenir que surgiera este problema nuevamente, se cambió la operación de los reactores, agregando una fase de reacción anaerobia como selector. Se inició con generar un stock de agua sintética concentrada con una DQO de 5000 mg/L y los ciclos de operación fueron los siguientes:

1. Fase de llenado: los reactores se alimentaron con 2 L del stock concentrado, vaciándolos lo más rápido posible (< de 1 min).
2. Fase de reacción no aireada: los reactores se mezclaron lentamente de forma mecánica por un lapso de 1 h.
3. Fase de reacción aerobia: se agregaron 18 L de agua de la llave para alcanzar un volumen final de 30 L, se inició la aireación de los reactores por un lapso de 21 h 45 min.
4. Purga: se realizó la purga durante la fase de reacción aerobia, tomando 2 L de licor mezclado de cada reactor.
5. Fase de sedimentación: se detienen los aireadores y se deja reposar por 1 h.
6. Fase de eliminación del sobrenadante: se sacan 20 L de sobrenadante en un lapso de 15 min, mediante bombas peristálticas.

El TRH y TRC no fueron variados. Los ciclos de operación fueron controlados mediante temporizadores comerciales. La temperatura en los SBR se mantuvo en $20 \pm 2^{\circ}\text{C}$ y el nivel de oxígeno disuelto (OD) durante la fase aireada se mantuvo en 1.5 mg/L. Al trabajar de esta forma se cultivó un lodo que sólo consta de las fracciones X_H y X_P , además, se evitó exitosamente la formación de bacterias filamentosas.

4.3 Digestores aerobios

Se decidió iniciar las pruebas de degradación del lodo-modelo mediante la digestión aerobia. Se armó un digestor con un frasco para conservas de 1.8 L, se le perforó la tapa para conectar una manguera y piedras porosas para pecera y un orificio para permitir la salida del aire (Figura 4.3), el mezclado y aireación se realizó mediante bombas de pecera comerciales. Se tomaron 4 L de licor mezclado (2 L de la purga de cada reactor SBR) y se concentraron mediante sedimentación hasta alcanzar un volumen de 1.7 L, con el cual se llenó el digestor aerobio.



Figura 4.3 Reactor batch para digestión.

En total, se realizaron 7 corridas de digestión aerobia, con duraciones en días de 136, 72 (por duplicado), 28 (por duplicado), 16, y 8 días. Redondeando los días para simplificar la nomenclatura, desde ahora, estos serán referidos como corridas de 140, 70, 30, 15 y 10 días respectivamente. Además de replicar el tratamiento de digestión en general, el otro objetivo que se tenía con realizar las corridas de corta duración sobre todo, era generar diferentes muestras de lodo tratado que contendrían diferentes proporciones de X_p . Estas muestras fueron destinadas a análisis de materiales

Durante las corridas, se realizó la determinación de los sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), demanda química de oxígeno total y suspendida (DQOT y DQOs respectivamente), mediciones de pH, oxígeno

disuelto (OD) y potencial de óxido-reducción (ORP). Los datos obtenidos se emplearon en la modelación y simulación para determinar algunos parámetros.

4.4 Análisis de materiales (MEB, IR, TGA)

El lodo obtenido en las digestiones de 10, 15, 30, 70 y 140 días se empleó en las pruebas de análisis de materiales. La mayoría de estas pruebas (MEB, IR, TGA) se aplican preferentemente sobre materia seca, por lo cual, el lodo obtenido en los digestores fue extendido en charolas y secado a temperatura ambiente por 72 horas y posteriormente pulverizado con un mortero. La información obtenida de estas pruebas no fue concluyente, por lo cual, se presenta como Anexo 3.

4.5 Estimación de parámetros

El modelo de decaimiento más utilizado hoy es el de Marais y Ekama (1976), en el que la fracción X_H del lodo (biomasa activa) se reduce en el tiempo con base en una reacción de orden 1, cuya constante es b_H (d^{-1}). Mientras decae X_H , se consume oxígeno y se transforma en residuos endógenos X_P en una proporción f_p igual a 0.2 g de X_P por gramo de X_H oxidado. Las fracciones del lodo (X_H , X_P y su total) pueden expresarse tanto en SSV (en modelos tradicionales) como en DQO (preferencia en los modelos ASM).

En esta investigación se utilizaron dos técnicas de análisis de datos para estimar la constante cinética b_H del lodo y la fracción inicial de biomasa activa ($X_{H\ ini}$) o su complemento, la fracción inicial de residuos endógenos ($X_{P\ ini}$). El primer método (tradicional) es vía una regresión lineal, exactamente como fue utilizado por Marais y Ekama (1976), Van Haandel et al. (1998) y Ramdani et al. (2010), mientras que el segundo método consiste en realizar una regresión non-lineal o mediante un software de simulación como Aquasim.

4.5.1 Regresión lineal

El método de regresión lineal consiste en representar los datos con base en la siguiente ecuación.

$$SSV(t) = SSVu + (1 - f_p) X_{Hini} e^{-bt} \quad \text{Ec 1}$$

Donde:

SSV (t): El valor de los SSV en el tiempo t (=X_H + X_P al tiempo t).

SSVu: El valor último de los SSV, cuando se considera que ya no hay biomasa activa.

X_{Hini}: Valor inicial de la biomasa activa al tiempo cero.

f_p: Fracción remanente del decaimiento celular (0.2 a dimensional).

La Ec. 1 es linealizada y se obtiene la Ec. 2

$$\text{Ln} [SSV(t) - SSVu] = -b_H t + \text{Ln} [(1 - f_p) X_{Hini}] \quad \text{Ec. 2}$$

Los parámetros del modelo, b_H es la pendiente y X_{H ini} se obtiene de la ordenada al origen de la regresión lineal (Ln[(1 - f_p)X_{Hini}]). Un requerimiento para poder utilizar la Ec. 2 es llevar a cabo una experimentación suficientemente prolongada para asegurarse que se alcanzó la meseta que representa el valor final SSVu.

4.5.2 Simulación con base en el ASM1

El otro método de cálculo que se utilizó para estimar los parámetros fue por regresión no lineal, a través del modelo matemático ASM1 y con Aquasim. Esta vía tiene la ventaja de poder calificar la validez (identificabilidad única) de los valores de los parámetros estimados y los errores asociados, con base en un análisis de sensibilidad. También permite extrapolar el modelo para calcular y graficar otras variables como el consumo de oxígeno y la variación de X_H y X_P en el tiempo. Además, al estimar los parámetros "P", Aquasim calcula las desviaciones estándares (P ± 1 DesvEst).

Para modelar el digestor aerobio, se tomó como base la matriz original del ASM1; de acuerdo a las condiciones del digestor se eliminaron algunos procesos. Las condiciones que se tomaron en cuenta y la forma en que cambio la matriz se mencionan a continuación.

Por el tipo de sistema, se considera que siempre hay oxígeno suficiente, no hay biomasa autótrofa y no hay nitrificación (inhibido por el ATU del agua sintética, Novak et al., 2007; Ramdani et al., 2010). Bajo estas consideraciones, de los 8 procesos del ASM1 original, sólo se conservan 3 procesos (Tabla 4.2).

Tabla 4.2 Matriz del ASM1 para el modelo del reactor de degradación aerobia.

Componentes Procesos	S _s	S _o	X _s	X _H	X _P	Tasas de reacción
Crecimiento Heterótrofo	- 1/Y _H	- (1-Y _H)/Y _H			11	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] X_H$
Decaimiento			1- f _P	-1	f _P	$b_H X_H$
Hidrólisis	1		1			$k_h \frac{X_s / X_H}{K_x + (X_s / X_H)} X_H$
Rendimiento de los heterotróficos... Y _H Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes:..... f _P		S _S : Mat. Org. rápidamente biodegradable, g DQO/L S _O : Oxígeno disuelto (DQO negativa), g(-DQO)/L X _S : Mat. Org. lentamente biodegradable, gDQO/L X _H : Biomasa heterótrofa activa, gDQO/L X _P : Productos particuladas inertes procedentes del decaimiento, gDQO/L				$\mu_{H,max}$ Tasa máxima crecimiento heterótrofo, d ⁻¹ K _S Coeficiente semi-saturación, gDQO/L b _H Coeficiente decaimiento de heterótrofos, d ⁻¹ k _h Tasa máxima de hidrólisis gDQO/gDQO-d K _x Coeficiente semi-saturación de hidrólisis del sustrato lentamente biodegradable, gDQO/gDQO

En este modelo, la degradación es de tipo muerte–regeneración, lo que indica que la biomasa muere y una fracción de la biomasa (1-f_p) es transformada en X_S y otra fracción (f_p) en X_P a una tasa de decaimiento b_H. Por simplificación, se decidió cambiar la degradación por el modelo de respiración endógena, esto significa que al morir la biomasa consume oxígeno y una fracción (f_p) de la biomasa es transformada en X_P a una tasa de decaimiento b'_H, esto se muestra en la Tabla 4.3

Tabla 4.3 Matriz del ASM1 con decaimiento tipo respiración endógena.

Componentes Procesos	S _S	S _O	X _S	X _H	X _P	Tasas de reacción
Crecimiento Heterótrofo	1/Y _H	-(1-Y _H)/Y _H		1		$\mu_{H,max} \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] X_H$
Decaimiento endógeno		-(1-f_P)		-1	f_P	b'_H X_H
Hidrólisis	1		1			$k_h \frac{X_S / X_H}{K_X + (X_S / X_H)} X_H$

Rendimiento de los heterotróficos:.. Y _H	S _S : Mat. Org. rápidamente biodegradable, g DQO/L	μ _{H,max} Tasa máxima crecimiento heterótrofo, d ⁻¹
Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes: f _P	S _O : Oxígeno disuelto (DQO negativa), g(-DQO)/L X _S : Mat. Org. lentamente biodegradable, gDQO/L X _H : Biomasa heterótrofa activa, gDQO/L X _P : Productos particuladas inertes procedentes del decaimiento, gDQO/L	K _S Coeficiente semi-saturación, gDQO/L b' _H Coeficiente decaimiento heterótrofo, d ⁻¹ k _h Tasa máxima de hidrólisis gDQO/gDQO·d K _X Coeficiente semi-saturación de hidrólisis del sustrato lentamente biodegradable, gDQO/gDQO

La segunda modificación consistió en el análisis de la presencia de X_S. La materia lentamente biodegradable puede venir del influente y como resultado del decaimiento de la biomasa (en el modelo muerte-regeneración). Al usar agua sintética, la única fuente de carbono es el acetato, por lo cual no hay presencia de X_S en el influente o es prácticamente despreciable. En el modelo de respiración endógena, el decaimiento de la biomasa no genera X_S. Por estas condiciones, es posible eliminar el proceso de hidrólisis de X_S de la matriz.

Al considerar que el licor mezclado que se usó en la prueba de decaimiento fue tomado al terminar el ciclo de reacción, la presencia de sustrato fácilmente biodegradable (S_S) es considerado despreciable y en el modelo de decaimiento de respiración endógena no hay producción de S_S; por consiguiente, el crecimiento en el digester es considerado despreciable, permitiendo eliminar este proceso de la matriz. En la Tabla 4.4 se describe la matriz final, con su nomenclatura.

Tabla 4.4 Matriz simplificada del ASM1 para simular la digestión del lodo-modelo 1.

Componentes ► Procesos ▼	S _O	X _H	X _P	Tasa de reacción
Decaimiento de la biomasa heterótrofa X _H	-(1-f _P)	-1	f _P	b _H X _H
S _O : concentración de oxígeno disuelto X _H : concentración de biomasa heterótrofa X _P : residuos endógenos inertes	f _P = 0.2 (Henze et al., 2000): fracción de X _H que queda como residuo endógeno X _P inerte b _H : constante de decaimiento (d ⁻¹).			

Para la constante f_p se empleó el valor por defecto del ASM1. La expresión cinética de la tasa de decaimiento es la misma que en la Ec. 2 (orden 1 con respecto a X_H ; Marais y Ekama, 1976; Henze et al., 2002).

Para realizar la estimación de parámetros y simulación con el ASM1, se desarrolló un programa en Aquasim (Reichert, 1998; Fall et al., 2007), primero declarando y definiendo los parámetros de estado (X_H y X_P), sus valores iniciales ($X_{H\text{ ini}}$ y $X_{P\text{ ini}}$), así como las constante b'_H . El digestor fue modelado como un reactor batch de mezcla completa (volumen 1.7 L). La matriz fue insertada como tal (Tabla 4.4) en el módulo de procesos del Aquasim. La concentración S_O (no limitante) fue constante (4 mg/L). Los parámetros a estimar, con base en el ajuste de modelo ASM1 a los datos de SSV y/o DQO en el tiempo, fueron los 3 siguientes: b_H , $X_{H\text{ ini}}$ y $X_{P\text{ ini}}$. A veces, como alternativa, en lugar de los 2 componentes del lodo, la fracción activa inicial F_a ($= X_{H\text{ ini}} / (X_{H\text{ ini}} + X_{P\text{ ini}})$) fue el parámetro reportado. Aquasim tiene algoritmos de estimación de los parámetros por regresión no-lineal, cuyo criterio de convergencia es la minimización de las sumas de cuadrados (χ^2).

Cabe mencionar que en principio, las concentraciones de materia orgánica en el ASM1 son en DQO, por lo que los datos de DQO se pueden utilizar directamente. Cuando se requiere utilizar datos de SSV con posibilidad de calcular el consumo de oxígeno, se requiere utilizar factores de conversiones. En los casos, donde se utilizaron datos de SSV como de DQO, los ajustes simultáneos permitieron estimar las constantes icv (DQO/SSV).

Después de obtener los valores estimados de las constantes (b_H , $X_{H\text{ ini}}$ y $X_{P\text{ ini}}$), Aquasim permite simular (calcular) y graficar el comportamiento de las variables del modelo (X_H , X_P , SSV y r_{O_2} en función del tiempo, siendo r_{O_2} la tasa de consumo de oxígeno del lodo en mg/L.h).

Además, Aquasim permite realizar un análisis de sensibilidad de los parámetros estimados (b_H , $X_{H\ ini}$ y $X_{P\ ini}$). Para esto, utiliza la función de sensibilidad absoluta-relativa (δ o SensAR) definida por la Ec. 3:

$$\delta_{y,p}^{a.r} = p \frac{\partial y}{\partial p} \quad \text{Ec. 3}$$

Donde “ y ” es la variable de interés (X_H , X_P , SSV_{total} o r_{O_2}) sobre la que se busca el impacto de cada uno de los diferentes parámetros p del modelo (b_H , $X_{H\ ini}$ y $X_{P\ ini}$). Las curvas de sensibilidad informan sobre el impacto cuantitativo de los parámetros (mayor magnitud, mayor sensibilidad) y sobre la identificabilidad de sus valores (simetrías y paralelismo de los perfiles). Aun cuando la calidad de los ajustes es excelente (alto R^2 o muy bajo Chi^2), un parámetro se considera identificable solamente cuando los datos disponibles permiten estimar su valor de forma única, es decir sin que ésta sea contaminada por su dependencia con otro de los parámetros (compensación entre los juegos de valores) (Reichert, 1998).

4.6 Seguimiento de consumo de sustrato mediante DQOs y r_{O_2}

Después de analizar los datos de la digestión aerobia, se observó que la tasa de decaimiento (b_H) fue menor a lo esperado (se explicará más ampliamente en la sección de resultados). Al examinar la operación de los SBR, se comprendió que al agregar la fase no aireado para evitar el crecimiento de bacterias filamentosas, cambió el tipo de biomasa generado en los reactores. Por esta razón se montó un experimento para determinar de qué manera afecta esta fase a la biomasa. El experimento consistió montar un reactor batch de un litro y operó de la misma forma que los SBR. Se monitoreo la tasa de consumo de oxígeno (OUR) en paralelo a una cinética de consumo de DQOs.

Con este fin, se tomaron 5 L de lodo de los reactores, se concentraron hasta obtener una tercera parte del volumen original, se quitó el sobrenadante y se aéreo el lodo por 24 h para asegurarse de la ausencia de sustrato en el licor mezclado. Se montaron dos reactores, el primero se operó como aerobio por 3 h y el segundo se

operó con 1 h como anaerobio y 2 h como aerobio. La temperatura se mantuvo a 20° C mediante un control de temperatura. En cada reactor se agregaron 250 mL de licor mixto y 450 mL de agua sintética (Tabla 4.1). Se tomaron 5 mL de muestra del licor mixto a diferentes tiempos. Las muestras fueron filtradas con filtros de fibra de vidrio con tamaño de poro 1.2 μm y en algunas ocasiones, con membranas con tamaño de poro de 0.45 μm . Al filtrado se le realizaron determinaciones de DQO para observar como decrece a lo largo del tiempo. En paralelo se midió la tasa de consumo de oxígeno (OUR) para comparar la velocidad de respiración de la biomasa con el consumo de DQOs.

4.7 Digestores de lodo-modelo con diferentes ambientes.

4.7.1 Corridas de digestión

Una vez probado el modelo del ASM1, se iniciaron corridas de digestión del lodo-modelo con diferentes ambientes, con la finalidad de observar cuales condiciones son más adecuadas para implementar un sistema de baja producción de lodo. Los ambientes que se consideraron en este estudio son los siguientes:

- a. Anaerobio: Se empleó un reactor con un sello hidráulico para evitar la entrada de oxígeno y la acumulación de gases producto de la degradación.
- b. Hipóxico: Se controló la concentración de oxígeno disuelto en un rango de 0.2–0.6 mg-O₂/L mediante un controlador de oxígeno (GLI modelo 33).
- c. Aerobio: Se bombeo aire para mantener una concentración de OD en valores aproximados de 6 mg/L.
- d. Aireación intermitente tipo 1: ciclos con 5 min aireando y 3 horas sin aireación.
- e. Aireación intermitente tipo 2: ciclos con 30 min aireando y 6 horas sin aireación.
- f. Aireación intermitente tipo 3: ciclos con 2 h aireando y 10 h sin aireación.
- g. Aireación intermitente tipo 4: con 12 h aireando y 12 h sin aireación

Los digestores fueron hechos con frascos para conserva de 1.8 L, a las tapas se le conectaron dos mangueras, una para aireación (en los casos pertinentes) y la otra se sumergió en un recipiente con agua con el objetivo de formar un sello hidráulico, de tal forma que el exceso de gas (ya sea por aireación o el formado en

los procesos de fermentación) pueda salir y evitar el retorno de aire por este conducto. La implementación de este sello hidráulico, permite que en los digestores de aireación intermitente, al cortar el suministro de aire, el poco OD que permanece en el reactor es consumido, generando un ambiente anaerobio o anóxico durante este tiempo sin aireación.

Al igual que en la fase anterior, se tomaron 4 L de licor mezclado (de la purga de los SBR) y se concentraron mediante sedimentación hasta alcanzar un volumen de 1.7 L, con el cual se llenó cada digestor. Se usó papel estaño para cubrir los digestores para mantener la temperatura y evitar la formación de algas por la luz del sol, se mantuvo una mezcla homogénea mediante mezcladores magnéticos (Figura 4.4).



Figura 4.4 Digestores de lodo-modelo con diferentes ambientes.

Los reactores fueron operados por 120 días, a una temperatura promedio de 18 °C, no se controló el pH para observar las variaciones según cada ambiente. Se realizaron las determinaciones de DQOT, DQOS, SST, SSV, así como el seguimiento del OD en los casos pertinentes, pH, ORP y temperatura.

4.7.2 Modelación y estimación de parámetros

Para la estimación de los parámetros (b_H , $X_{H\ ini}$, $X_{P\ ini}$, o F_a) se usó el modelo previamente planteado (Tabla 4.4), con una excepción importante para los procesos

no aireados. La columna relativa a S_O en la Tabla 4.4 es sólo pertinente para los procesos aerobios, ya que permite estimar el OUR en estos casos; para los procesos anaerobios o anóxicos el resto de la matriz sigue siendo aplicable, pero se elimina la columna de S_O . En un proceso anóxico, esta columna podría ser remplazada por S_{NO} .

4.7.3 Exploración de un modelo con degradación de X_P

Cuando se planteó el ASM1 por el Task Group, se consideró que la fracción X_P es no biodegradable, sin embargo, algunos autores como Parker et al. (2008), Jones et al. (2009), Ramdani et al. (2010), Ramdani et al. (2012a) y Ramdani et al. (2012b) consideran bajo ciertas condiciones de estrés, esta fracción puede degradarse. Para llegar a esta conclusión, los autores hacen uso de la modelación, debido a que es muy complicado demostrarlo mediante pruebas de laboratorio. Estos autores proponen un decaimiento de primer orden (Ec 4), la cual se incluyó como proceso en la matriz propuesta anteriormente (Tabla 4.5), para evaluar esta hipótesis en los digestores con diferentes ambientes.

$$\frac{dX_P}{dt} = -X_P * b_p \tag{Ec 4}$$

Donde:

b_p = tasa de decaimiento de la fracción X_P (d^{-1}).

Tabla 4.5 Matriz del ASM1 con el proceso de decaimiento de X_P

Componentes ► Procesos ▼	S_O	X_H	X_P	Tasa de reacción
Decaimiento de la biomasa heterótrofa X_H	$-(1-f_p)$	-1	f_p	$b_H X_H$
Decaimiento de la fracción X_P			-1	$b_P X_P$
S_O : concentración de oxígeno disuelto X_H : concentración de biomasa heterótrofa X_P : residuos endógenos inertes	$f_p = 0.2$ (Henze et al., 2000): fracción de X_H que queda como residuo endógeno X_P inerte b_H : constante de decaimiento (d^{-1}). b_P : constante de decaimiento (d^{-1}).			

Al degradarse, la fracción X_P podría transformarse en X_S , la cual retorna al circuito de hidrólisis y crecimiento con encriptamiento. Este proceso no se integra a la

matriz ya que se emplea el modelo de respiración endógena, por lo cual no es necesario en la modelación del digestor.

Al igual que en el modelo anterior, la columna de S_O sólo es aplicable para los ambientes aireados, en el caso del ambiente anaerobio, esta se omite y para el ambiente anóxico, puede ser remplazada por S_{NO} .

4.8 Digestores de lodo modelo con fracción ISS

Al inicio de la investigación, la primera composición del agua sintética (Tabla 4.6) contenía una concentración elevada de cloruro férrico hexa-hidratado (40mg/L), por lo cual, se acumuló en el floculo del lodo y favorecer la sedimentación del mismo. Con el lodo generado en estas condiciones, se realizó la primer corrida, montado seis digestores, con los ambientes aerobio, anaerobio, hipóxico y aireación intermitente con ciclos de 5 min-3 h, 30 min-6 h y 2 h-10 h. Los reactores fueron monitoreados por 70 días, con una temperatura de 19 ± 1.5 °C, con cuantificaciones de SST, SSV, DQOT y DQOs.

Tabla 4.6 Composición del agua sintética para lodo-ISS

Componentes mayoritarios	mg/L	Componentes minoritarios	mg/L
CH ₃ COONa (500 mg/L DQO)	641	H ₃ BO ₃	0.45
NH ₄ Cl (28 mg N / L)	107	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0.36
KH₂PO₄ (20 mg P / L)	88	MnCl ₂ ·4H ₂ O	0.36
KCl	36	CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.09
FeCl₃·6H₂O	40	KI	0.54
MgSO ₄ ·7H ₂ O	90	Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	0.18
CaCl ₂ ·2H ₂ O	14	CoCl ₂ ·6H ₂ O	0.45
Extracto de levadura	1		
EDTA	1		
Allyl thiourea (ATU)	1.4		

Al término de las corridas, se observó que el lodo contenía la presencia de sólidos inorgánicos suspendidos inertes (ISS), lo que contradecía a lo propuesto en este estudio (generar lodo con únicamente fracciones X_H y X_P), por lo cual el análisis de los datos obtenidos en esta corrida fue pospuesto.

La composición del agua sintética de la Tabla 4.6 fue modificada para evitar la presencia de la fracción ISAS proveniente del influente. Se redujo la cantidad de cloruro férrico hepta-hidratado y de fosfato de potasio monobásico, además de aumentar la concentración de allythiourea. La composición final (Tabla 4.1) fue la que se utilizó para alimentar a los SBR de 30 L para generar el lodo-modelo.

Una vez que se generó el lodo deseado (lodo-modelo) y se usaron los modelos de decaimiento propuestos para simular su degradación exitosamente; se decidió retomar los datos obtenidos del lodo con fracción ISAS (denominado lodo-ISAS) y probar si los modelos (Tabla 4.4 y Tabla 4.5) permiten simular adecuadamente el decaimiento de un lodo con esta característica.

4.9 Digestores con lodo de la planta Toluca-Norte

El siguiente paso fue usar lodo proveniente de la planta de tratamiento de aguas municipales “Toluca- Norte” en las pruebas de digestión. El proceso de lodos activados de la planta Toluca-Norte (Figura 4.5) está conformada por un canal que recibe el influente y la recirculación del licor mixto. Este canal tiene la función de un selector, ya que al mezclarse el influente con el licor mixto en ausencia de oxígeno reduce el crecimiento de bacterias filamentosas. Después del canal selector la mezcla del lodo y el influente entra a un reactor de flujo pistón seguido de un sedimentador.

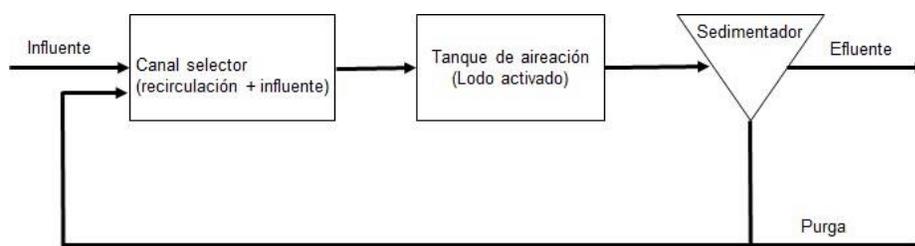


Figura 4.5 Proceso de lodos activados de la planta Toluca-Norte

El lodo biológico fue recolectado a la salida de los reactores biológicos (entre el reactor y el sedimentador), el cual fue concentrado y aireado por 24 h para eliminar el sustrato remanente en el licor mezclado. Se montaron siete digestores, con los

ambientes aerobio, anaerobio, hipóxico y aireación intermitente en los ciclos 5 min- 3 h, 30 min – 6 h, 2 h- 10 h y 12 h- 12 h. Este lodo difiere del lodo-modelo y del lodo-ISAS, en que también contiene una fracción de materia inerte particulada (X_i)

Las corridas tuvieron una duración de 70 días, realizando determinaciones de SST, SSV, DQOT y DQOs, mediciones de pH, y temperatura. Los datos obtenidos fueron usados en simulaciones con ambos modelos (con y sin degradación de X_p).

4.10 Muestreo

La toma de muestra en todos los digestores se realizó de la siguiente forma:

- i. Se mezcló vigorosamente el reactor para homogenizar el licor mezclado, romper los acumulamientos y despegar el lodo de las paredes del reactor.
- ii. Se repuso el agua pérdida debido a evaporación (principalmente los reactores con aireación).
- iii. Nuevamente se mezcló el licor para homogenizar.
- iv. Se tomaron 20 mL de licor mixto.
- v. Se marcó el nivel del licor mixto para identificar el volumen de agua a reponer en la próxima toma de muestra.

4.10.1 Análisis de error en los datos experimentales.

Las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV se realizaron por duplicado, lo cual permite calcular el error estadístico debido al manejo de la muestra. Mediante la Ec. 5 se calculó el error de cada muestra analizada, posteriormente, se promediaron los errores para cada digestor. En el Anexo 2, se presenta el promedio de los errores (como porcentaje) de las muestras para cada determinación de cada uno de los digestores que se monitorearon a lo largo de esta investigación.

$$Er = \frac{D.E.}{Prom} * 100 \quad \text{Ec. 5}$$

Donde:

Er = error (%).

D.E. = desviación estándar de las determinaciones de la muestra.

Prom = promedio de las determinaciones de la muestra.

4.10.2 Métodos y análisis

Durante el estudio, se realizó la determinación de DQOT y DQOs por el método HACH, los SST (SM 2540D) y los SSV (SM 2540E) (APHA, 1995), además del monitoreo de los niveles de OD (sensor YSI 51B), temperatura, pH (sensor Thermo-Orion 710) y ORP (sensor Oakton 1000 series). Para la respirometría se emplearon medidores de oxígeno disuelto (YSI 58), sondas de OD (YSI 12E) y control de temperatura (Neslab RTE 7, Termo Electrón Corporation)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 5: DIGESTOR AEROBIO DEL LODO-MODELO

Los resultados de este capítulo fueron publicados como:

Martínez-García C. G., Olguín M. T., Fall C., 2014. Aerobic Stabilization of biological sludge characterized by an extremely low decay rate: Modeling, identifiability analysis and parameter estimation. *Bioresource Technology* 166, 112-119.

La versión publicada puede consultarse en el Anexo 4 (en inglés).

CAPÍTULO 5. DIGESTOR AEROBIO DEL LODO-MODELO

5.1 Generación de lodo-modelo

El lodo-modelo fue cultivado por 6 meses (de Febrero a Agosto del 2013) y monitoreado semanalmente cuando alcanzó el estado estacionario (variación de los parámetros menor al 10%) durante el tiempo que se montaron los digestores. Las características del licor mixto y del efluente de los SBR durante este tiempo se presentan en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1 Caracterización del lodo-modelo y efluente de los SBR.

Parámetros	Concentración	Unidades
Licor mixto		
SST	1668 ± 107	mg/L
SSV	1405 ± 90	mg/L
DQOT	1976 ± 153	mg/L
DQOs	29 ± 11	mg/L
lvt	0.87	--
lcv	1.4	--
IVL	397 ± 80	mL/g
pH	8.7	--
Efluente (valor típico)		
SST	50	mg/L
SSV	40	mg/L
SDT	930	mg/L
SDV	152	mg/L
DQOT	40	mg/L
DQOs	21	mg/L
Alcalinidad	856	mg CaCO ₃ /L
Turbidez	4.2	NTU
Conductividad eléctrica	1732	μS/cm

Se puede observar que el valor de pH es elevado, esto se relaciona a la alcalinidad que proviene del agua con la que se alimentaban los reactores. Además se observa que hay una alta concentración de sólidos totales disueltos (SDT), de los cuales el 82% son sólidos inorgánicos y considerando la alta conductividad eléctrica, es probable que los sólidos sean iones que proceden principalmente del agua de la llave con la que se alimentan los SBR y de los compuestos usados en el agua sintética.

Los valores de las relaciones lcv (DQO_x/SSV) e lvt (SSV/SST) coinciden con lo reportado por Ramdani et al. (2010) quien usó lodo cultivado con acetato ($lvt = 0.9$

e icv = 1.4). Los valores típicos para cultivos puros de bacterias heterotróficas ordinarias es de 0.92 para el ivt y 1.42 como valor teórico para el icv (Wentzel et al., 1989a). En comparación, el licor mezclado proveniente de las plantas tiene valores bajos de ivt (por ejemplo 0.75, Fall et al., 2009; WERF, 2003; Rieger et al., 2013).

El valor del índice volumétrico de lodo (IVL) es alto, lo que indica que el lodo-modelo posee una sedimentabilidad pobre, según la clasificación que propone Von Sperling y Fróes (1999), debido al alto contenido de sodio utilizado en el agua sintética.

5.2 Digestores aerobios

Los digestores aerobios fueron montados en diferentes fechas y el licor mezclado fue concentrado, por lo cual, las condiciones iniciales de los reactores variaron ligeramente, en la Tabla 5.2 se resumen estas condiciones. Se realizaron siete corridas de digestores aerobios, mismos que se identifican con su duración.

Tabla 5.2 Corridas de digestión realizadas y características iniciales de los lodos

PARÁMETROS	CORRIDAS						
	140 días	70 días-	70 días	30 días	30 días	15 días	10 días
SSV (mg/L)	2410	3370	3150	3150	2900	2720	2640
SST (mg/L)	2800	3750	3540	3580	3270	3060	2980
DQOx (mg/L)	3527	4369	4399	4179	4156	3882	3686
ivt	0.86	0.90	0.89	0.88	0.89	0.89	0.89
icv	1.46	1.30	1.40	1.33	1.43	1.43	1.40

Los reactores de 70 y 30 días se realizaron por duplicado.

Los SSV iniciales de las corridas estuvieron en el rango de 2400 y 3400 mg/L, aproximadamente. El valor del DQOs de los digestores fue generalmente bajo (16-47 mg/L), el cual fue considerado en el cálculo del valor de la DQO particulada (DQOx = DQOT - DQOs). Las relaciones ivt e icv fueron estimadas en 0.88 ± 0.01 y 1.39 ± 0.06 respectivamente. En el Anexo 2 se presenta el error promedio en cada una de las determinaciones (DQOs, DQOT, SST y SSV) para cada digestor de esta fase experimental.

El comportamiento general del digestor aerobio del lodo-modelo se presenta en la Figura 5.1, mostrando los resultados de la corrida más larga. La temperatura en el digestor fue relativamente estable durante el periodo de monitoreo (20.8 ± 1.7 °C). El oxígeno disuelto fue en promedio de 5.3 mg/L. Consecuentemente, el potencial de óxido reducción se mantuvo entre 100 y 350 mV (220 mV en promedio). El pH registró un descenso lento pero progresivo, desde un valor inicial de 8.3, hasta 7.6 a 30 días, 6.9 a 60 días y 5.7 a 75 días; este sugiere que hubo nitrificación en el digestor. El agua sintética con la que se alimentaron los SBR incluyó 5 mg/L de ATU para inhibir la nitrificación (Novak et al., 2007; Hao et al., 2009; Ramdani et al., 2010). El efecto del ATU se perdió en los digestores y con oxígeno suficiente y el amonio que se liberó durante la lisis celular, favoreció la nitrificación, el consumo de alcalinidad y el descenso del pH (Van Haandel et al., 1998; Henze et al., 2000).

Otra posible causa del descenso del pH es la formación de H_2CO_3 . Debido al alto valor de pH (8.7), el CO_2 liberado durante el proceso de digestión es transformado a H_2CO_3 debido a la reacción de la Ec. 6, lo que implicaría un descenso en los niveles de pH.



No se realizaron análisis al efluente de los digestores para comprobar cuál de estos fenómenos o si la combinación de ellos produjo el descenso del pH.

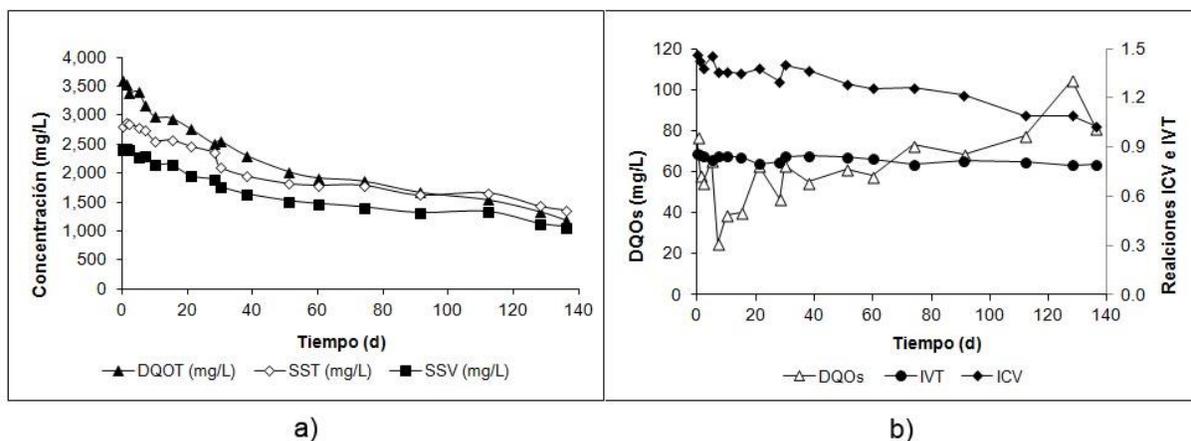


Figura 5.1 Variación de las concentraciones en el lodo (a) y de las relaciones icv, ivt y DQOs durante la digestión (b) en el reactor de 140 días.

La Figura 5.1a muestra la variación en el tiempo de las concentraciones de sólidos en el lodo sometido a la digestión mediante las determinaciones de DQO, SST y SSV. Se registró una tendencia de decremento que duró hasta 60 días. Después se registró una tendencia de descenso muy lenta (quasi meseta). La reducción de SSV fue de 29 % a 30 días, 38% a 50 días y 44% al final (140 días). En términos de la DQO, la reducción final fue del orden de 33%. Una de las opciones recomendadas para reducir la atracción de vectores nocivos (mal olor, ratas, enfermedades, moscas, etc), es alcanzar una reducción de la masa de SSV de 38% (Federal Register, 1993; NOM 004, 2002). En este estudio (con una temperatura de 21°C), este nivel de reducción se alcanzó después de 50 días.

En la Figura 5.1a, se observa un estrechamiento de las distancias entre los datos de la DQO y los SSV, lo cual se refleja en descenso de los valores del icv (relación DQO_x/SSV) en la Figura 5.1b. Esta es una señal de que la fracción X_H , presente al inicio, tiene un icv diferente y más alto que el icv de la fracción X_P que predomina al final. La variación del icv y las velocidades de estabilización se discutirán posteriormente. En cuanto a la relación SSV/SST, este fue relativamente constante a lo largo del tiempo de digestión ($ivt = 0.83 \pm 0.02$, corrida de 140 d).

En cuanto a la DQOs en los digestores, su valor inicial bajó y luego registró un leve incremento (Figura 5.1b), sin embargo, los niveles alcanzados fueron relativamente bajos (< 40 mg/L en general, < 100 mg/L cuando más). El incremento se debió a la acumulación de los productos provenientes de la lisis celular, donde se liberan productos microbianos solubles en el medio provenientes del decaimiento de la biomasa, en particular polisacáridos y en menor grado proteínas, además de iones de calcio y magnesio (Laspidou y Rittmann, 2002; Novak et al., 2003; Novak et al., 2007; Lim et al., 2007; Ramdani et al., 2010, Sun et al., 2010). Pero, al mismo tiempo, en presencia de suficiente oxígeno como fue el caso (> 4 mg/L), la materia orgánica liberada es rápidamente consumida en el crecimiento por “encriptamiento” y el mantenimiento endógeno (Liu y Tay, 2001; Pérez et al., 2006; Wei et al., 2003). Lo que justifica la baja acumulación de DQOs.

5.3 Estimación de los parámetros de decaimiento

5.3.1 Método de regresión lineal

El primer método que se empleó para la estimación de los parámetros (b_H y F_a) fue mediante una ecuación linealizada (Ec. 2 en la sección de métodos). Este cálculo es simple, pero tiene la desventaja de que el valor de b_H que se obtiene depende mucho de la correcta elección del valor de SSV_u . La experimentación debe ser suficientemente prolongada para asegurarse de que se alcanzó la meseta que representa el valor final SSV_u . En la Figura 5.1, aparentemente se aprecia una meseta en los datos de la corrida de 140 días. El parámetro SSV_u fue puesto igual al último valor más bajo que fue registrado (1080 mg/L SSV) en esta prueba. Conforme a la Ec. 2, se elaboró la siguiente Figura 5.2 para estimar los parámetros de decaimiento del lodo.

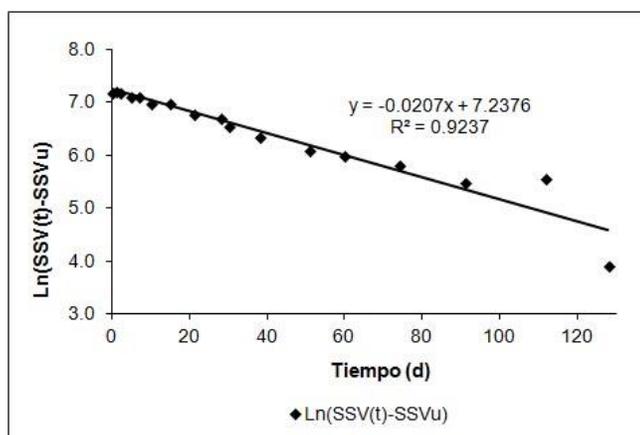


Figura 5.2 Regresión lineal para estimar los parámetros de decaimiento del lodo.

El coeficiente de determinación R^2 de la regresión fue alto (92%). El valor de b_H dado por la pendiente fue 0.0207 d^{-1} . La ordenada al origen, $y_0 = 7.23 = \text{Ln} [X_{H \text{ ini}} (1-f_P)]$ ($f_P = 0.2$), permite calcular la composición inicial del lodo sometido a digestión. La fracción $X_{H \text{ ini}}$ fue de 1738 mg/L , mientras que para $X_{P \text{ ini}}$ fue de 672 mg/L SSV , lo que representa una fracción activa inicial F_a de 72.1% .

Este método presenta una gran sensibilidad al valor de SSV_u (materia orgánica residual última) que se usa en los cálculos. Para mostrar este punto, se plantearon tres escenarios, en el primer escenario se utilizó el valor de SSV_u como referencia y dos variaciones de este valor, aumentándolo en 120 y 220 mg/L (es decir, $SSV_u = 1200$ y 1300). El escenario 2 y 3 son los últimos valores medidos de las corridas de 70 días. En la Tabla 5.3 se muestran los resultados de las constantes b_H y F_a que se obtienen al aplicar la regresión lineal a estos valores.

Tabla 5.3 Sensibilidad del método de linealización al valor de SSV_u elegido

Escenarios	1	2	3
Duración	----- 140 días -----	----- 70 días -----	
SSV_u (mg/L)	1080	1200	1300
r^2 (%)	92.3%	96.6%	99.0
b_H (d^{-1})	0.0207	0.0226	0.0314
F_a (%)	72.1%	63%	63%

Para el escenario 1, el coeficiente de determinación de la regresión es alto para los tres valores de SSVu ($R^2 > 92$). La variación relativa entre las estimaciones de F_a es mínima ($\pm 5\%$ entre ellas), mientras que es mucho mayor en la constante b_H ($\pm 30\%$ entre los valores).

Con respecto a las dos réplicas de 70 días (escenarios 2 y 3), que fueron iniciadas independientemente con diferentes concentraciones de lodo-modelo (Tabla 5.2), los R^2 son altos ($>92\%$), pero más bajos que las del escenario 1. Los SSVu de cada corrida son los valores más bajos registrados durante el monitoreo, los b_H de las réplicas 2 y 3 no son muy diferentes (0.042 vs 0.038 d^{-1} además hay contradicción en las estimaciones de F_a (60% vs 71%)).

Este análisis permite concluir que para el método de linealización, la elección de un valor de SSVu afecta los valores de los parámetros estimados. Además, independientemente de esta limitación, se observa una tendencia de decaimiento muy lenta del lodo-modelo (orden de 0.02 a 0.04 d^{-1}). Cuando el decaimiento se observa lento (como en este caso), alcanzar un valor adecuado de SSVu podría requerir mucho tiempo.

5.3.2 Identificabilidad de los parámetros del modelo ASM1 (regresión no-lineal)

El otro método empleado para la estimación de los parámetros de interés, fue una regresión no lineal, mediante el modelo No. 1 de lodo activado (ASM1), usando el programa Aquasim. Este procedimiento tiene la ventaja de evaluar la validez de los parámetros y estimar el error asociado, con base en un análisis de sensibilidad. Además, por medio de extrapolaciones, permite calcular y graficar otras variables como el consumo de oxígeno y las variaciones de X_H y X_P a lo largo del tiempo. El modelo cinético de decaimiento de biomasa utilizado en el ASM1 modificado (con respiración endógena), es el mismo que en el método de estimación de parámetros por linealización. Sin embargo, cuando se utiliza un software de simulación como Aquasim, la estimación de los parámetros se basa en regresiones no lineales.

Mediante la simulación con Aquasim, los parámetros son estimados simultáneamente, buscando minimizar la suma de las diferencias (χ^2) entre las predicciones del modelo y los datos experimentales. No es necesario conocer el valor de SSV_u , sin embargo, es importante validar los valores estimados por este método, mediante la comprobación de la identificabilidad única de los parámetros con base en un análisis de sensibilidad (Dochain et al., 1995; Reichert, 1998; Guisasola et al., 2005; Sin et al., 2005).

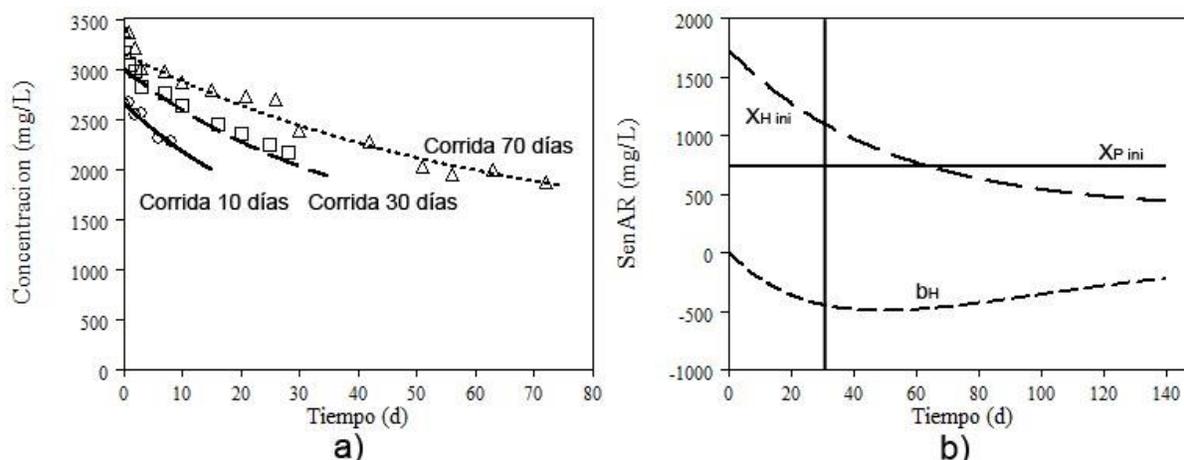


Figura 5.3 Ajuste de los datos de los digestores aerobios con el modelo (a) y análisis de sensibilidad (b).

Se tomaron individualmente las 7 corridas (Tabla 5.2) y se les aplicó el modelo simplificado (Tabla 4.2). Se observó un buen ajuste entre los datos y la simulación, como se ilustra en la Figura 5.3a (corridas de 10, 30 y 70 días de digestión). Sin embargo, no basta lograr un alto grado de ajuste (r^2), es necesario saber si el grupo de valores de los parámetros es válido, lo que por lo regular no suele verificarse en muchos trabajos de investigación. En el presente caso, la interpretación de las gráficas de análisis de sensibilidad de la corrida de 140 días (Figura 5.3b) mostró tres evidencias:

- 1) En general, el modelo es sensible a los tres parámetros (b_H , $X_{H\ ini}$ y $X_{P\ ini}$), siendo el más sensible $X_{H\ ini}$ (valores de la función SensAR de hasta 1700), y menos respecto a b_H (hasta 500 en valor absoluto). Esto implica que los datos obtenidos en la fase experimental proporcionan información que permite estimar estos parámetros.

- 2) Entre 0 y 30 días, las curvas de b_H y $X_{H\ ini}$ de la función SensAR muestran un paralelismo, el cual identifica potencialmente un problema de dependencia y de identificabilidad en todos los experimentos que duran menos de 30 días. Los grupos de valores de los parámetros, que resultan de las regresiones, se compensan entre sí para lograr buenos ajustes.
- 3) Después del día 30, la similitud entre las curvas de b_H y $X_{H\ ini}$ se reduce, y es cuando los datos experimentales permiten identificar mejor y de forma única, el valor de cada parámetro. Esto muestra que los experimentos con monitoreos largos, como fue el caso de la corrida 1, son más aptos para lograr una correcta estimación de los parámetros. La duración mínima requerida (30 días en este caso) depende de la velocidad con la que se llevan las reacciones (la cual fue lenta para este lodo-modelo).

La Tabla 5.4 muestra los resultados de la estimación de parámetros, realizada de forma independiente para cada una de las corridas indicadas. Para facilitar la comparación entre las corridas, los resultados de $X_{H\ ini}$ y $X_{P\ ini}$ fueron sintetizados con el cálculo de la fracción activa $Fa = (X_{H\ ini} / (X_{H\ ini} + X_{P\ ini}))$. Con base en los datos de SSV, las estimaciones de b_H y Fa variaron de 0.019 a 0.054 d^{-1} y de 46 a 100%, respectivamente. Los resultados mostraron mayor similitud en las corridas largas (140 y 70 d). Por otro lado, las corridas de menor duración mostraron mayor variación en los parámetros, lo cual reafirma el diagnóstico realizado mediante el análisis de sensibilidad. Por lo anterior, es necesario un procedimiento de reconciliación que permite aprovechar los datos de todas las corridas, así como obtener estimaciones robustas y representativas (lo cual se discutirá en la siguiente sección).

Tabla 5.4 Valores estimados de los parámetros a partir de las diferentes corridas

Parámetro	Corrida			
	140 d	70 d	30 días	10 días
$b_H (d^{-1})$	0.020	0.019	0.054	0.027
Fa inicial (%) *	71%	73%	46%	100%

* Basados en SSV

5.3.3 Mejoras en la estimación de los parámetros del ASM1 (ajustes simultáneos)

Aun cuando se dispone de corridas largas, una forma de mejorar la certidumbre en la estimación de parámetros es incluir otro tipo de información o medición (Reichert, 1998 y Sin et al., 2005). Desde esta perspectiva, se realizó el ajuste simultáneo de las determinaciones de la DQO junto con los datos de SSV (Figura 5.4).

El realizar la simulación conjunta, permite estimar el factor de conversión o índice icv , para pasar de SSV a DQO, y viceversa. Para este modelado, se tomó en cuenta la evidencia de estrechamiento en el tiempo, de la distancia entre los datos de DQO y SSV (Figura 5.1); ahora para mejorar la modelación se consideró una relación DQO/SSV diferente, para la fracción de biomasa activa (icv_H) y para la fracción de residuos endógenos (icv_P).

Además, para hacer más robusta la estimación de parámetros y lograr una mayor representatividad estadística (Dochain et al., 1995), se realizó el ajuste simultáneo de todos los experimentos a la vez, considerando un solo y mismo juego de parámetros, común a todas las muestras de lodo (b_H , F_a , icv_H y icv_P).

Al tomarse individualmente las corridas cortas, no se determinó un grupo identificable de las constantes del modelo, pero con esta nueva estrategia de ajuste simultáneo, los datos se complementan entre sí y replican la información aportada por las pruebas largas.

El ajuste simultáneo con un juego único de parámetros fue muy bueno, tanto para las series de datos de DQO, como de los SSV. Para ilustrar lo anterior, se muestran las curvas de la DQO y los SSV de las corridas de 140 y 30 días (Figura 5.4).

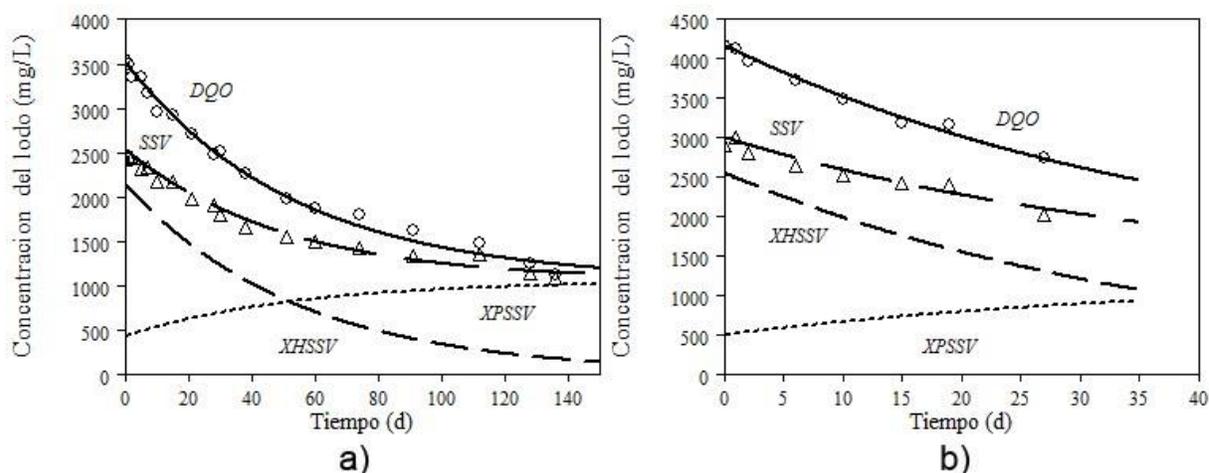


Figura 5.4 Ajuste simultáneo de la DQO y los SSV con un solo grupo de parámetros para todas las corridas a) resultados de la corrida de 140 d, b) corrida de 30 d.

El juego único de parámetros derivado de los ajustes simultáneos y su desviación estándar (D.E.) se muestran en Tabla 5.5. El hecho de incluir más información en las regresiones aumentó la precisión de las estimaciones (desviaciones estándares muy bajas). Se decidió excluir la primera corrida de 70 d (por ser la que presentó menor ajuste), los valores estimados de las constantes prácticamente no cambiaron, sin embargo, se mejoró la precisión (desviaciones estándares 30% menores).

Tabla 5.5 Juego único de parámetros derivado del ajuste simultáneo y su desviación estándar

Parámetros	valor	D.E.
b_H (d^{-1})	0.023	± 0.002
Fa inicial (%)	82%*	$\pm 3\%$
icv_H (--)	1.48	± 0.02
icv_P (--)	1.06	± 0.07

* Basado en DQO

Por otro lado, se confirmó la baja tasa de decaimiento del lodo-modelo (orden de $0.02 d^{-1}$), el cual resultó ser diez veces más bajo que el valor habitualmente considerado para una biomasa heterótrofa ordinaria (respiración endógena, $b_H = 0.2 d^{-1}$, Henze et al., 2000). La fracción activa re-estimada fue del orden de 80%, basado en los datos de la DQO (73 % basado en los SSV). Es importante hacer notar que cuando los índices icv_H y icv_P son diferentes, el porcentaje de fracción activa basada en DQO no es exactamente el mismo valor que en términos de SSV (este último es

lógicamente más bajó). Ramdani et al. (2010), reportaron un F_a de 70% (base SSV) para un lodo cultivado también con acetato a un TRC de 6 d, sin embargo, es coincidencia ya que los factores que determinan el nivel de fracción activa en los licores mixtos son diferentes en ambos casos ($b_H = 0.2$ vs 0.02 d^{-1} y $\text{SRT} = 6 \text{ d}$ vs 15 d , respectivamente).

El análisis de sensibilidad (Figura 5.5) muestra que, con base en los datos de DQO y SSV combinados, los 4 parámetros del modelo, en particular los índices icv_H e icv_P son sensibles e identificables. Considerando los valores estimados y las desviaciones estándares, los índices icv obtenidos para cada uno de los 2 componentes del lodo-modelo fueron significativamente diferentes. Lo anterior confirma que fue adecuada la decisión de considerar dos valores de icv , uno para los residuos endógenos (1.06) y otro para la fracción activa (1.48).

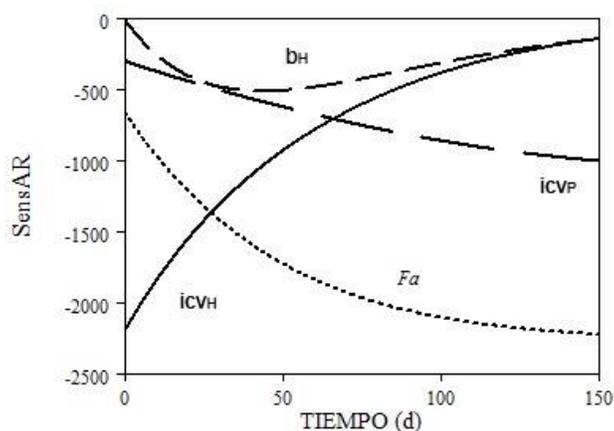


Figura 5.5 Grafica de análisis de sensibilidad

Al conocer los dos índice icv_H y icv_P del lodo, y tras calcular X_H y X_P (o la fracción activa F_a) a cada tiempo t , el modelo es capaz de calcular y graficar el icv promedio de la mezcla de lodo (icv_{modelo}), en cualquier tiempo (Ec 7).

$$icv_{modelo}(t) = icv_H * Fa(t) + icv_P * (1 - Fa(t)) \quad \text{Ec 7}$$

El modelo fue capaz de reproducir la tendencia decreciente del icv en el tiempo (Figura 5.6). La relación DQO/SSV tiende a bajar debido a que en un reactor, la fracción X_P del lodo tiende a aumentar como resultado del proceso de la digestión.

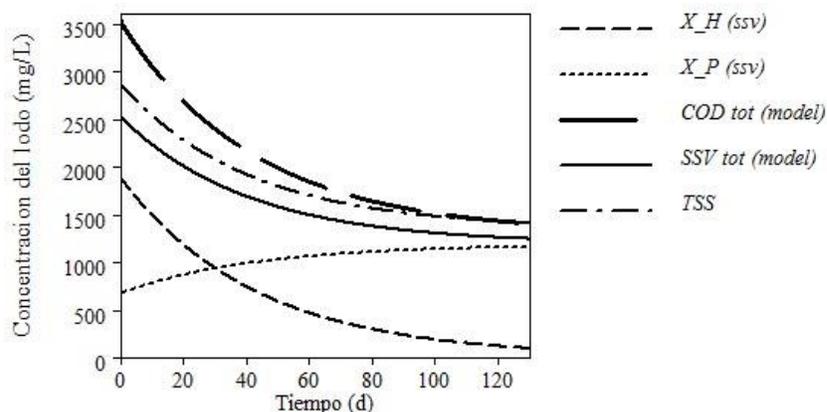


Figura 5.6 Simulación de los datos del reactor de 140 días

En la literatura y en los software de modelación (Rieger et al., 2013), es frecuente que se considere un mismo valor de icv para las fracciones inerte y biodegradable de los influentes (icv para X_I y $X_S = 1.83$ por ejemplo) y otro diferente para el licor mixto, el mismo para X_H y X_P (típicamente $icv = 1.42$). Hubo pocos trabajos en los que se considera la hipótesis de un icv diferente para cada una de las fracciones biológicas. Ramdani et al. (2012), quienes también utilizaron lodo-modelo de solo dos fracciones, propusieron un icv_H de 1.42 contra un icv_P mayor de 1.47 para los residuos endógenos. Basado en este último trabajo, Sperandio et al. (2013) llegó a utilizar un icv_H de 1.42 y un icv_P de 1.55 (valor mayor para la fracción X_P). Las evidencias en la presenta investigación coinciden con los autores anteriores sobre la pertinencia de utilizar dos valores distintos de icv, pero no hay coincidencia sobre los órdenes de valores relativos. En esta investigación el icv para la fracción endógena siempre fue menor que la de la biomasa activa.

5.4 Discusión con respecto a la naturaleza del lodo-modelo

Es importante determinar el tipo probable de microorganismos heterótrofos que conforman el lodo-modelo. Debido al bajo nivel de b_H medido (0.02 d^{-1}), no se considera que se trate de micro Organismos Heterótrofos Ordinarios (OHOs) cuyo b_H

es típicamente 0.2 d^{-1} . Por la forma de operar los reactores de cultivo, el lodo-modelo producido y utilizado en esta investigación, potencialmente puede estar enriquecido con bacterias que poseen una capacidad acumuladora. Entre los microorganismos más probables están los acumuladores de fósforo y los acumuladores de glucógeno (PAOs y GAOs, respectivamente, también identificados como género *Accumulibacter* y *Competibacter*). Como fue presentado en la sección Métodos, los reactores eran operados con ciclos anaerobio-aerobio y condiciones alternadas de hambruna y abundancia de comida, las cuales favorecen la acumulación de biopolímeros en las bacterias. Los compuestos acumulables son los Poly-Hydroxy-Alcanoates (PHA), el Glucógeno (GLY) y los Polifosfatos (PP), (Comeau et al, 1986; Wentzel et al., 1989a; Lopez et al., 2006; Lopez-Vazquez et al., 2007; Wang et al., 2012). Ambas clases de bacterias (PAOs y GAOs), como es detallado más adelante, tienen una baja tasa de decaimiento. También, suelen coexistir y competir en los sistemas de tratamiento. Dependiendo de factores como la temperatura, el pH y la concentración de fósforo, ya sea los PAOs o los GAOs predominan, determinando la eficiencia de las plantas removedoras de fósforo (EBPR) y mejorando en su caso, el desempeño de los selectores (Lopez-Vazquez et al., 2008b; Wang et al., 2013; Weissbrodt et al., 2013). Si bien los GAOs son indeseables en las plantas EBPR, su desarrollo en los selectores es benéfico en plantas con problemas de sedimentabilidad.

Para comprobar si se trata de un tipo de bacteria acumuladora, se realizaron pruebas en un reactor batch operado de la misma forma que SBR de 30 L (con fase aireada y fase no aireada); donde se monitoreó el OUR y la DQOs para observar la tasa de consumo de sustrato a lo largo del tiempo tanto en la fase aerobia como en la fase no aireada. Esto corresponde al experimento descrito en la sección 4.6 del capítulo "Metodología". En la Figura 5.7a se muestra las mediciones de rO_2 y consumo de DQOs en un reactor con lodo-modelo aireado desde el tiempo cero. Se puede observar que conforme decrece la concentración de la DQOs en el licor mixto, también el consumo de oxígeno de la biomasa se reduce. En los primeros 30 minutos se presentó un rápido descenso de la concentración de DQOs y del rO_2 (de 290 a 50 mg/L y de 80 a 20 mg/L-h respectivamente), seguido de una lenta variación

de los parámetros (50 a 0 mg/L de DQO y 20 a 5 mg/L·h de O_2) durante las restantes 2.5 horas.

Aparentemente la fase rápida corresponde a la adsorción o almacenaje del sustrato y no al uso de los S_S para el crecimiento, mientras que la meseta lenta (parte final) representa el reúso de la fracción almacenada (X_{Sto}), sin entrar a la fase de decaimiento (respiración endógena).

Las mediciones de rO_2 y análisis de DQOs del reactor con fases anaerobia-aerobia se muestra en la Figura 5.7b. Las curvas muestran que se dio un lento consumo de DQOs durante la fase no aireada (almacenamiento del sustrato) reduciendo la concentración de DQOs de 290 a 180 mg/L en una hora. Al momento de iniciar la aireación, el consumo del sustrato aumentó, bajando de 180 a 20 mg/L en 30 minutos, sin embargo, a diferencia del reactor totalmente aerobio, el rO_2 se mantuvo por encima de 60 mg/L·h durante este tiempo. El comportamiento del rO_2 muestra el consumo del sustrato almacenado durante la fase anaerobia es más lento y al iniciar la aireación, aumenta la velocidad de almacenamiento. Después de 1.5 h. los niveles de rO_2 se mantuvieron por encima de 10 mg/Rh durante 2 horas (Figura 5.7b). Esto muestra que el alternar entre las condiciones anaerobia-aerobia promueve un mantenimiento metabólico y explica el por qué las tasas de decaimiento de este lodo-modelo es tan bajo.

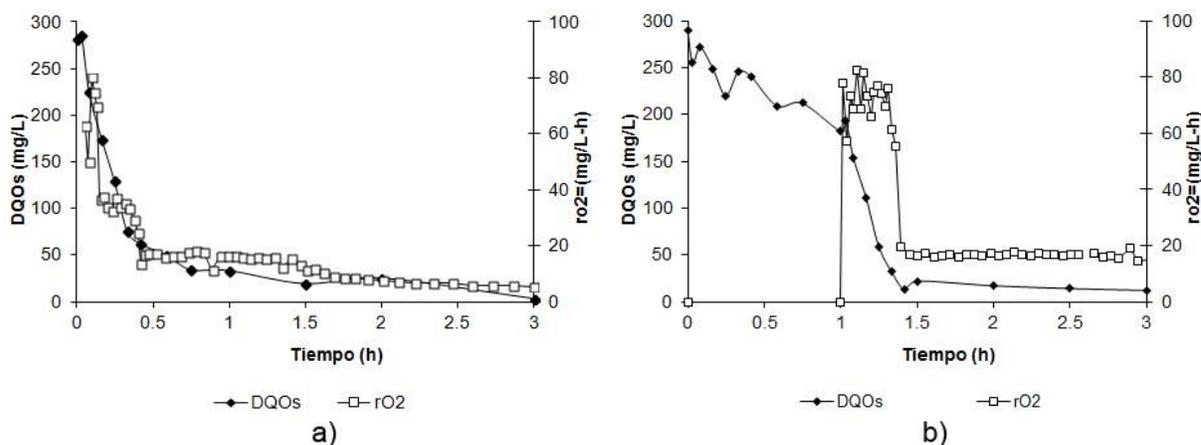


Figura 5.7 Pruebas de OUR y cinética de la DQOs simultáneos: a) reactor totalmente aireado b) reactor anaerobio-aerobio

El comportamiento observado en las tasas de consumo de oxígeno (OUR, por sus siglas en inglés oxygen uptake rate), durante la digestión, fue similar al perfil de los respirogramas mostrados en la literatura para lodos de microorganismos acumuladores (Wentzel et al., 1989a; Friedrich and Takáks, 2013; Özdemir et al., 2013). Estos respirogramas presentaron una primera etapa descendente muy rápida, de 1 a 2 días, en la que se degrada el material almacenado (X_{sto}), seguida por una segunda etapa de decaimiento muy lento de la biomasa ($b_H = 0.01-0.04 \text{ d}^{-1}$), la cual es asociada al decaimiento endógeno de las células de la biomasa. Fuera de estas corridas de degradación y pruebas respirométricas, no se realizaron otros ensayos microbiológicos específicos, para cuantificar los PAOs y GAOs o para caracterizar su actividad. Lo anterior se debe a que el objetivo perseguido al inicio, con la forma de operar los reactores RBS, no era desarrollar y estudiar estas clases de microorganismos, sino incluir un efecto selector que resuelve los problemas de sedimentación mencionados anteriormente (sección 5.1). El almacenamiento y los mecanismos de decaimiento de los PAOs y GAOs son ampliamente discutidos en la literatura (Dold et al., 1980; Comeau et al., 1986; Wentzel et al., 1989b; Lopez-Vazquez et al., 2007; Wang et al., 2013; Weissbrodt et al., 2013)

En estudios de PAOs y GAOs para estimar la tasa de decaimiento, otros métodos de corta duración son usados, como es la medición de la máxima tasa de absorción de acetato (Hao et al., 2010). En el presente estudio, la determinación de b_H a través del monitoreo de los SSV y la DQO proporcionó nueva información sobre la estimación de icv_H e icv_P , sobre la cual hay poca información en la literatura.

Por otra parte, el estudio de los mecanismos de minimización de lodo formado principalmente por bacterias acumuladoras es muy importante, debido a que ese tipo de microorganismos pueden predominar en muchas plantas de tratamiento de lodos activados, debido a la presencia de selectores o al diseño (remoción simultaneo de sustrato carbonoso y nutrientes) (Friedrich and Takaks 2013; Lopez-Vazquez et al., 2008).

Una de las principales características que presentó el lodo-modelo fue su baja constante de decaimiento (b_H de 0.023 d^{-1}). Este orden de valor corresponde a los rangos publicados para el decaimiento de bacterias PAOs y GAOs. Anteriormente, Wentzel et al. (1989) reportaron que los PAOs poseen un decaimiento bajo, casi nulo, sugiriendo una tasa del orden de 0.04 d^{-1} . Wang et al. (2012) mencionaron un valor muy pequeño de 0.001 d^{-1} . Lu et al. (2007) estimó la constante de decaimiento de los PAOs en 0.03 d^{-1} . En años recientes, Vargas et al. (2013) reportaron un b_H de 0.03 d^{-1} para los PAOs y consideraron despreciable la constante para los GAOs. En otro estudio, el decaimiento de los GAOs fue estimada en 0.034 d^{-1} (Hao et al., 2010). Soló un autor llegó a reportar un valor alto de 0.15 d^{-1} (Lopez et al., 2006).

Debido a la acumulación de materia inorgánica (polifosfatos, cationes como Mg, K, Ca y Na) la relación SSV/SST de los PAOs suele ser mucho más baja (ivt de 0.46; Comeau et al., 1986; Wentzel et al., 1989a), comprado al observado en el lodo-modelo (ivt = 0.88 ± 0.01 en promedio, Tabla 5.5). Los valores iniciales de ivt reportados por Lopez-Vazquez et al. (2007) fueron 0.71 para un cultivo enriquecido en PAOs, contra 0.90 para un lodo dominado por GAOs. También durante la digestión, el ivt de lodos enriquecidos en PAOs debe incrementar en el tiempo, mientras se consume los polifosfatos (Lopez et al., 2006 y Vargas et al., 2013), lo que no fue el caso para el lodo-modelo donde el ivt fue constante (0.83 ± 0.02 para la corrida de 140 d, Figura 5.1b).

Con base en la literatura consultada y los experimentos realizados (cinética de DQOs y rO_2) se considera que la biomasa dominante en el lodo-modelo es de tipo acumuladora. La baja tasa de decaimiento es una característica tanto de los GAOs como de los PAOs, sin embargo, al considerar que la relación SSV/SST del lodo-modelo fue muy alta y constante durante la digestión, se puede concluir que los microorganismos tipo GAOs fueron dominantes.

5.5 Consideración con respecto a los criterios de estabilización de lodos (normas)

En muchas regulaciones, se considera que un lodo aeróbicamente digerido está adecuadamente estabilizado cuando se alcanza al menos una concentración de SSV del 38% de su valor inicial (NOM 004-México, 40CFR-USA, Metcalf-Eddy, 2003). A este nivel, se satisfacen los criterios de reducción de patógenos y de atracción de vectores. Otro criterio de estabilización aerobia es que la tasa específica de consumo de oxígeno ($SOUR = OUR+/SST$, por sus siglas en inglés, specific oxygen uptake rate) sea menor a $1.5 \text{ mg-O}_2/\text{mg-SST}$ por día a una temperatura de 20°C . En el Anexo B, parte 2 del Código Federal de Regulación título 40 (40CFR, Federal register, 1993), la digestión aerobia se considera como un Proceso que Significativamente Reduce los Patógenos (P.S.R.P.), en el cual se recomienda un tiempo de retención de 40 días a 20°C para alcanzar biosólidos clase B.

Estos criterios y sugerencias probablemente se plantearon con base en los procesos cinéticos que operan con una constante b_H del orden de 0.2 d^{-1} . En esta investigación, la tasa de decaimiento fue 10 veces menor, por lo que es pertinente reconsiderar los criterios de estabilización de lodos establecidos en la NOM 004-México y 40CFR-USA.

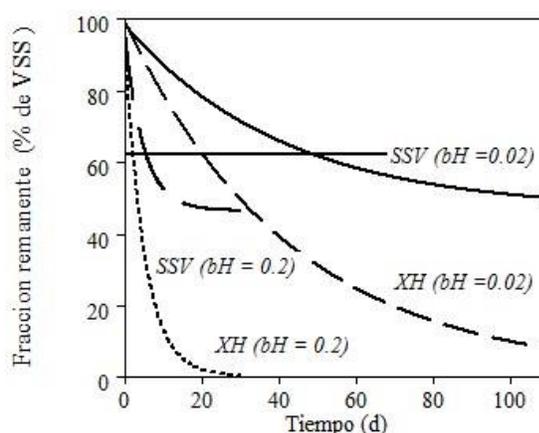


Figura 5.8 Comparación de la reducción de los SSV, $b_H = 0.02 \text{ d}^{-1}$ contra $b_H = 0.2 \text{ d}^{-1}$

En la Figura 5.8 se observan los porcentajes remanentes de SSV y X_H , a lo largo del proceso de digestión, del lodo-modelo ($b_H = 0.02 \text{ d}^{-1}$) comparado con un lodo con un b_H de 0.2 d^{-1} (valor de default del ASM1). Para alcanzar una reducción de 38 % de los SSV (residual de 62%), se requiere digerir el lodo por lo menos durante 50 días en el caso del lodo-modelo ($b_H = 0.02 \text{ d}^{-1}$), comparado con los 6 días para un lodo con b_H de 0.2 d^{-1} (valor reportado por Van Haandel et al., 1998 y Ramdani et al., 2010). En el caso de una $b_H = 0.05 \text{ d}^{-1}$ (criterio de diseño en Metcalf y Eddy, 2003) se requeriría de 20 días para alcanzar dicho nivel de SSV. Cuando se alcanzan los 38% de reducción de SSV, la fracción X_H habrá bajado aproximadamente de 68 %, en ambos lodos. Para reducir la población de microorganismos activos (X_H) al 90 % (remanente de 10%), el lodo-modelo debe digerirse por más de 100 días (> 3 meses), mientras que sólo se requiere de 10 días para el caso de referencia.

Al inicio de la digestión el consumo de oxígeno total ($X_H + X_{Sto}$) es alto, principalmente por los compuestos almacenados (X_{Sto}), sin embargo, ya que el decaimiento de X_{Sto} es muy rápido, su contribución en el SOUR terminaría en pocos días (menos de 5 días, Friedrich and Takaks 2013). La tasa de consumo específico de oxígeno debido a la fracción X_H ($SOUR_{X_H}$) es muy baja desde el inicio, debido al lento decaimiento que presenta el lodo-modelo. Se estimó un $SOUR_{X_H}$ inicial para la corrida de 140 d, de solo $0.75 \text{ mg-O}_2/\text{g/SST}\cdot\text{h}$. Después de que se consume el X_{Sto} , el SOUR total será menor a $1.5 \text{ mg-O}_2/\text{g/SST}\cdot\text{h}$ (criterio para la no atracción de vectores), sin que se tenga una reducción significativa en la cantidad de microorganismos.

En el caso de lodos con un lento decaimiento (como en este caso), el tomar como referencia el SOUR como un criterio de estabilización, implica un posible error en la estimación del grado de estabilización de los biosólidos.

5.6 Resumen de puntos importantes

A continuación se presentan los aspectos relevantes de este capítulo:

- a. La estimación simultánea de todas las series de datos de DQO y SSV permitió superar los problemas de identificabilidad y proporciona un conjunto único de parámetros para el modelo.
- b. La constante de decaimiento del modelo de lodos fue (0.025 d^{-1}) un décimo del valor típico para los heterótrofos ordinarios (0.2 d^{-1}).
- c. Hay evidencias de que la relación o índice $icv \text{ DQO/SSV}$ es diferente para cada una de las fracciones X_H y X_P ($icv_H = 1.48 > icv_P = 1.06$).
- d. Para la lenta descomposición de la biomasa, el tiempo de digestión es significativamente más largo que el planteado en las normas, mientras que el SOUR de $1.5 \text{ mgO}_2 / \text{gTSS.h}$ ya no representa un límite para este tipo de lodo.

CAPÍTULO 6: DIGESTIÓN DE LODO- MODELO BAJO DIFERENTES AMBIENTES

CAPÍTULO 6. DIGESTIÓN DE LODO-MODELO BAJO DIFERENTES AMBIENTES

La siguiente fase en la investigación fue someter el lodo-modelo a digestiones con siete diferentes ambientes (Tabla 6.1). Las características del lodo-modelo producido en los reactores de 30 L en el momento de iniciar estas corridas fueron las siguientes: demanda química de oxígeno particulado (DQOx) 1900 ± 230 mg/L, DQOs de 30 ± 12 mg/L, SST de 1600 ± 130 mg/L, SSV de 1400 ± 110 mg/L, icv de 1.36 ± 0.13 , ivt de 0.86 ± 0.04 , pH de 8.7 ± 0.2 , ORP de 190 ± 40 mV y una temperatura de 18 ± 1 °C. Las concentraciones iniciales de los digestores se presentan en la Tabla 6.2. Las variaciones se deben a que los digestores se montaron de forma desfasada a lo largo de 4 semanas, la variación en las concentraciones fue menor al 11%.

Tabla 6.1 Ambientes de digestión del lodo-modelo

AMBIENTES	CONDICIONES
Anaerobio	Se empleó un reactor con un sello hidráulico (sin aeración)
Aerobio	Concentración de O.D. de 6 mg/L
Hipóxico	Control de oxígeno disuelto en un rango de 0.2–0.6 mg-O ₂ /L
Int 5m-3h	Ciclos con 5 min aireando y 3 horas sin aireación
Int 30m-6h	Ciclos con 30 min aireando y 6 horas sin aireación
Int 2h-10h	Ciclos con 2 h aireando y 10 h sin aireación
Int 12h-12h	Con 12 h aireando y 12 h sin aireación

Tabla 6.2 Concentraciones iniciales de DQOx, DQOs, SST y SSV de los reactores

REACTORES	DQOx (mg/L)	DQOs (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
Anaerobio	4478	38	3750	3210
Aerobio	3527	47	2800	2410
Hipóxico	3586	34	2880	2520
Int 5m-3h	4513	36	3550	3060
Int 30m-6h	3773	40	3150	2760
Int 2h-10h	4021	30	3180	2800
Int 12h-12h	3635	47	3170	2760

Los digestores fueron monitoreados por 120 días, los resultados del monitoreo de los SST, SSV, DQOs y la DQOx del reactor se presentan en la Figura 6.1 y en la Figura 6.2. En el Anexo 2 se presenta el error promedio en cada una de las determinaciones (DQOs, DQOT, SST y SSV) para cada digestor de esta fase experimental. Se realizaron duplicados de los digestores anaerobio, hipóxico e

intermitente 5m-3h, sin embargo, estos datos no son mostrados ya que presentaron las mismas tendencias que los presentados en la Figura 6.1 y Figura 6.2. Los digestores anaerobio, aerobio e hipóxico alcanzaron una degradación máxima del 57% para los SST, del 59% para los SSV y el 70% para el DQOx (Figura 6.1 a, c, e), siendo el ambiente anaerobio el que tuvo menor degradación y al hipóxico el que presentó mayor degradación. Por otro lado, se observa en la Figura 6.1b, que la DQOs del reactor anaerobio incrementó hasta 1150 mg/L, debido al acumulamiento de residuos de la lisis celular durante los primeros 50 días, posteriormente descendió hasta 116 mg/L.

En el caso de los digestores aerobio e hipóxico, los valores de la DQOs se mantuvieron por debajo de 120 mg/L. En el digester aerobio (Figura 6.1 d), se observó un descenso de la DQOs en los primeros 10 días, posteriormente se fueron acumulando los productos microbianos solubles hasta alcanzar un nivel de 100 mg/L. En condiciones hipóxicas (Figura 6.1f), a partir del día 30, los valores de la DQOs incrementaron de 20 mg/L a 100 mg/L alrededor del día 60, la concentración descendió hasta 60 mg/L.

En la Figura 6.2 se presentan los datos obtenidos del monitoreo de los reactores de aireación intermitente. Se observa que la degradación máxima alcanzada fue del 62% de SST, 61% de SSV y 70% de la DQOx, siendo el digester 5m-3h el más eficiente. Se puede observar que la DQOs del digester 5m-3h se disparó hasta los 400 mg/L en los primeros 15 días, esto es debido a que durante el tiempo sin aireación, se genera un ambiente anaerobio o anóxico (si hay presencia de nitratos o nitritos) por el sello hidráulico que tenían los digestores. En estas condiciones, se da una mayor acumulación de productos microbianos solubles, las cuales no alcanzan a ser consumidas durante la fase aerobia (mayor tasa de acumulación que de consumo). En los demás digestores intermitentes, la DQOs no pasa de 160 mg/L, esto se debe a que es mayor el tiempo de aireación y la tasa de consumo de la materia liberada es mayor que la tasa de producción (Ramdani et al., 2010; Ramdani et al., 2012).

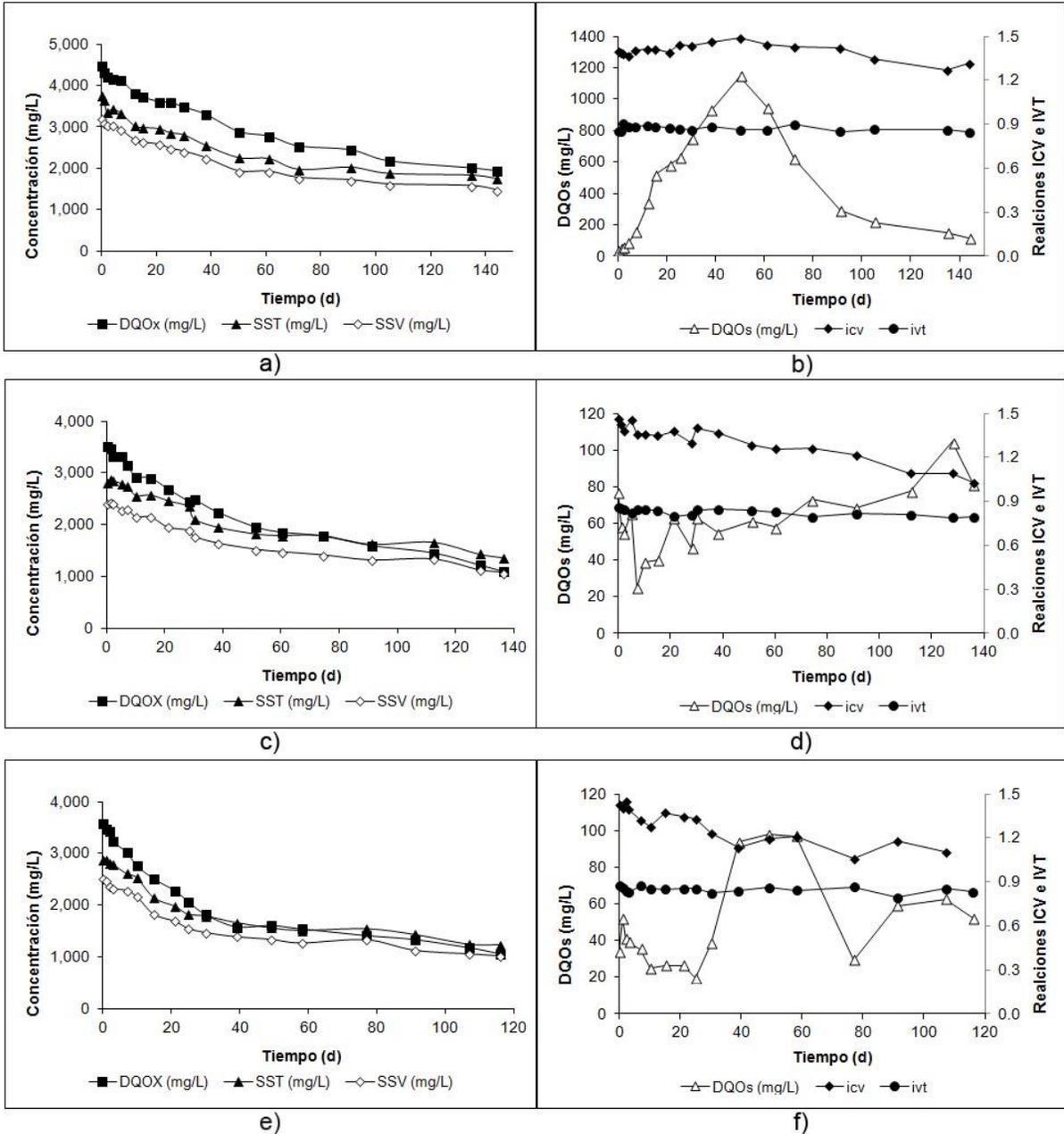


Figura 6.1 Determinaciones de los parámetros: a) SST, SSV, DQOx del reactor anaerobio, b) DQOs, icv e ivt del reactor anaerobio, c) SST, SSV, DQOx del reactor aerobio, d) DQOs, icv e ivt del reactor aerobio, e) SST, SSV, DQOx del reactor hipóxico, f) DQOs, icv e ivt del reactor hipóxico.

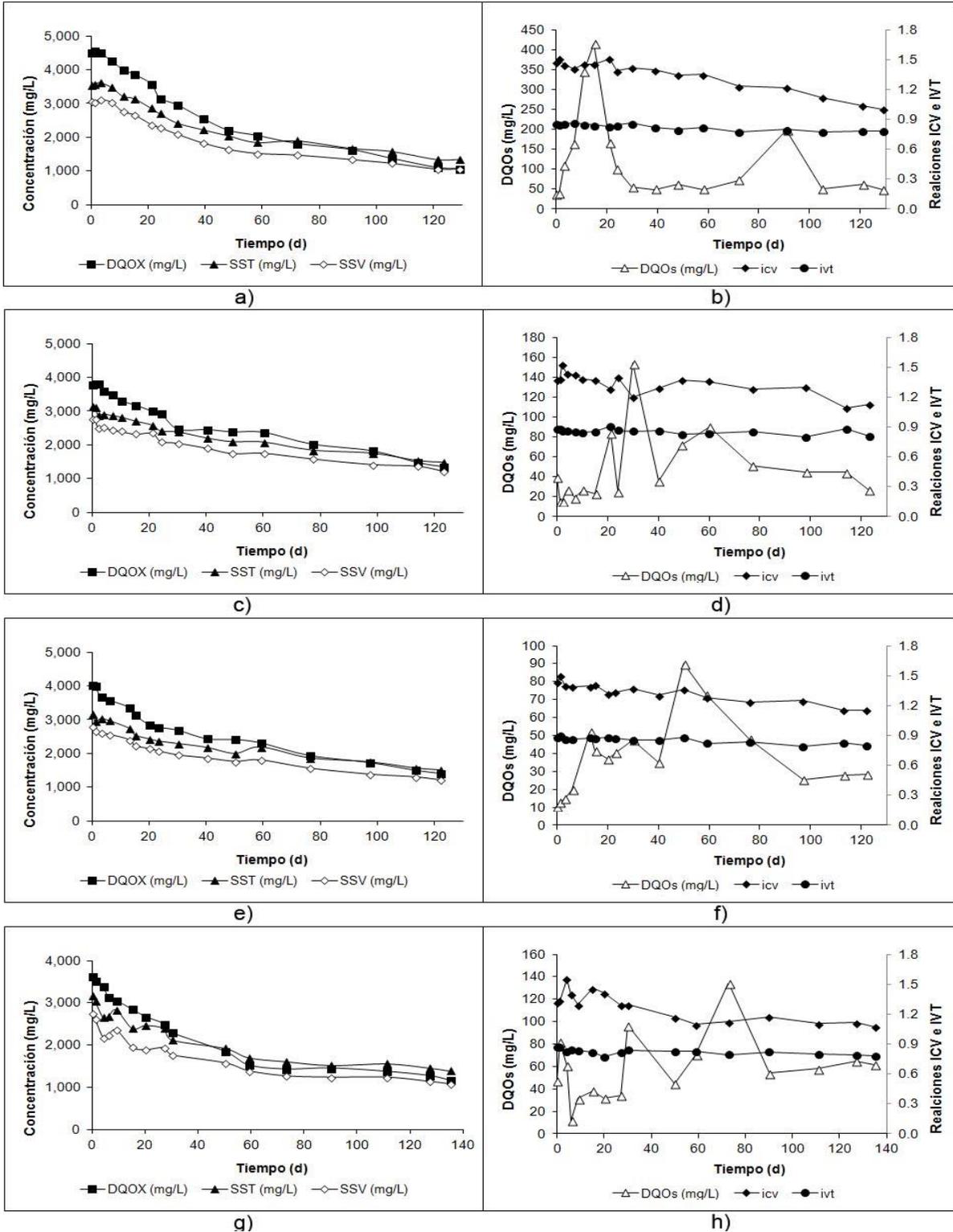


Figura 6.2 Determinaciones de los parámetros de los digestores intermitentes: a) SST, SSV, DQOX del reactor 5m-3h, b) DQOs, icv e ivt del reactor 5m-3h, c) SST, SSV, DQOX del reactor 30m-6h, d) DQOs, icv e ivt del reactor 30m-6h, e) SST, SSV, DQOX del reactor 2h-10h, f) DQOs, icv e ivt del reactor 2h-10h, g) SST, SSV, DQOX del reactor 12h-12h, h) DQOs, icv e ivt del reactor 12h-12h.

De forma general, al comparar el comportamiento de los digestores de la Figura 6.1 y Figura 6.2, se observó que en casi todos los casos, el descenso fue aparentemente más rápido durante los primeros 30 a 40 días, siendo más lento el resto del tiempo. Los digestores hipóxico e intermitente de 5 min y 3 horas alcanzaron mayor degradación de en términos de los parámetros determinados.

El valor de icv al inicio de las corridas es de 1.36 ± 0.04 , que es próximo al 1.42 encontrado en la literatura (Metcalf-Eddy, 2003; Ramdani et al., 2010). Al finalizar los experimentos, a acepción del digestor anaerobio (con un valor de icv final de 1.27), el icv de los digestores presentó un descenso hasta un valor de 1.08 ± 0.05 , lo cual confirma lo antes mencionado, que el icv de la fracción X_H (la cual predomina al inicio de la corrida) tiene un valor mayor al de la fracción X_P (que domina al final de los 120 días). Un punto importante es mostrar que este comportamiento ocurre no solamente en el ambiente aerobio (Martínez-García et al., 2014), también en los otros ambientes (menos en el anaerobio). La relación ivt de todos los digestores tuvo un valor promedio de 0.85 ± 0.02 , el cual se mantuvo relativamente constante a lo largo de la digestión.

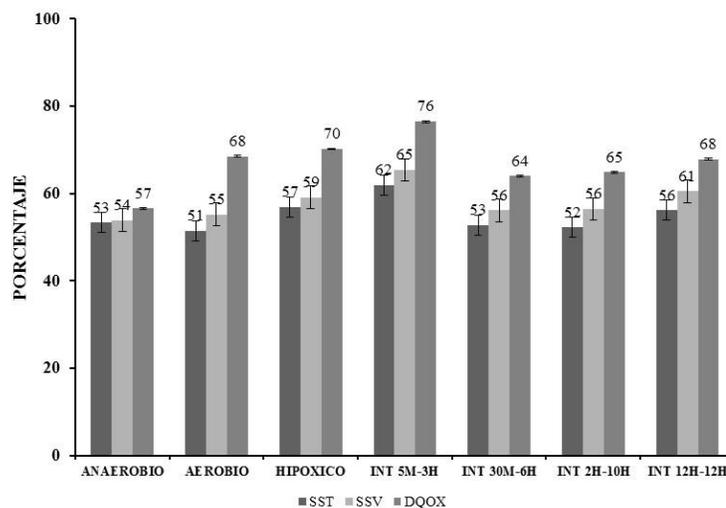


Figura 6.3 Porcentajes de degradación de los SSV, SST y DQOx alcanzados en los 7 ambientes después de 120 días.

El resumen de los porcentajes de degradación de cada uno de los parámetros (SST, SSV y DQOx), que se alcanzaron en cada uno de los ambientes de digestión

después de los 120 días, se muestran en la Figura 6.3. Se puede observar que los ambientes hipóxico y el intermitente 5m-3h (5 minutos con aireación, seguido de 3 horas sin aireación) son los que mostraron mayor porcentaje de degradación, lo que indica que el tener condiciones con limitaciones de oxígeno o alternar entre condiciones aerobias y anaerobias favorece más la degradación de la materia orgánica (Arunachalam et al., 2004; Park et al., 2006; Novak et al., 2011; Chon et al., 2011; Ramdani et al., 2012a). El desempeño final de los intermitentes 30m-6h y 2h-10h fueron muy similares al aerobio y anaerobio (en términos de SSV). Entre los dos mejores ambientes, el control de 5m-3h sería más simple que el del hipóxico. Resultados similares fueron obtenidos por Jung et al. (2006), quienes realizaron experimentos con diferentes combinaciones de tiempos, observando que los mejores porcentajes de reducción se obtuvieron con ciclos cortos (2 h/4h) de aireación y sin aireación. Los ambientes que presentaron menor porcentaje de remoción fueron el anaerobio y aerobio.

Como se comentó en la sección 5.2, es importante conocer en qué tiempo se alcanzó la degradación del 38 % de la masa de SSV para evitar la atracción e vectores nocivos (mal olor, presencia de ratas, moscas, contagio de enfermedades bacterianas. Federal Register, 1993; NOM 004, 2002). En la Tabla 6.3 se muestran los días que transcurrieron para que en cada ambiente se dé la reducción del 38% de SSV. Los ambientes que tardaron más en alcanzar esta reducción fueron el anaerobio, aerobio e intermitente 2h-10h, por otra parte, los que requirieron menor tiempo para fueron los ambientes hipóxico y aireación intermitente de 5m-3h.

Tabla 6.3 Degradación del 38% de SSV, tasas iniciales de degradación (K) y los respectivos R² de los diferentes ambientes

REACTORES	DEGRADACIÓN		
	DEL 38 % DE SSV (DÍAS)	K (d ⁻¹)	R ²
Anaerobio	50	-0.0093	0.961
Aerobio	51	-0.0099	0.971
Hipóxico	25	-0.0183	0.982
Int 5m-3h	39	-0.0134	0.963
Int 30m-6h	49	-0.0086	0.875
Int 2h-10h	59	-0.0116	0.977
Int 12h-12h	30	-0.0122	0.807

El tiempo que tardan en alcanzar este nivel de degradación, depende de las tasas de decaimiento iniciales (en los primeros 30 días), las cuales se pueden determinar mediante una regresión lineal de primer orden (Ec 8)

$$\ln(SSV) = -Kt \quad .Ec 8$$

Donde la K es la tasa de decaimiento de los primeros 30 días (d^{-1}). En la Tabla 6.3 se presentan las tasas de decaimiento iniciales de cada ambiente de degradación y su coeficiente de determinación (R^2). Los coeficientes de R^2 variaron de 0.80 a 0.98, siendo los ambientes: aerobio, anaerobio, hipóxico e int 3m-3h los que mejor se ajustaron al modelo, para fines prácticos, se considera que todos los ajustes son aceptables ($R^2 > 0.8$). Se observa que los ambientes con mayor tasa de decaimiento inicial son el hipóxico y el intermitente 5m-3h, mientras que los más lentos son el anaerobio, aerobio e intermitente 30m-6h. Las R^2 obtenidas fueron mayores al 0.8, por lo cual se considera que fue un ajuste aceptable entre el modelo y los datos experimentales. En las próximas secciones se realizará una comparación más rigurosa basada en la velocidad de decaimiento global estimada mediante la modelación.

6.1 Mecanismos de digestión en los diferentes ambientes

Autores como Park et al. (2006) y Ramdani et al. (2010) coinciden en que el grado de degradación de la biomasa depende de las condiciones del reactor. En la digestión en condiciones anaerobias, la biomasa estrictamente aerobia muere, la falta de sustrato y de oxígeno favorece el desacoplamiento metabólico (Pérez et al., 2006 y Wei et al., 2003), también se favorece la solubilización de proteínas que posteriormente son fácilmente biodegradables en condiciones aerobias, además de polisacáridos e iones de potasio y amonio (Novak et al., 2003 y Ramdani et al., 2010). Es por estas razones que se da el incremento de la DQOs en los primeros 50 días (Figura 6.1 b), posteriormente, la biomasa con propiedades facultativas consumen la materia orgánica liberada mediante procesos de fermentación.

Se sabe que en condiciones aerobias, el mecanismo de reducción del lodo se da por la falta de sustrato en el digester aunado a la presencia de oxígeno disuelto, lo cual favorece el desacoplamiento metabólico, el crecimiento con encriptamiento y el mantenimiento endógeno (Liu y Tay, 2001; Laspidou y Rittmann, 2002; Wei et al., 2003; Pérez et al., 2006). Durante el decaimiento, se liberan productos microbianos solubles, polisacáridos principalmente, proteínas en menor grado, además de iones de calcio y magnesio (Lim et al., 2007; Novak et al., 2003; Novak et al., 2007; Ramdani et al., 2010) provenientes de la lisis celular y de la ruptura de la matriz del floculo. La materia liberada es lentamente degradable en condiciones aerobias, por esta razón se da una lenta acumulación de DQOs que va de 20 a 110 mg/L (Figura 6.1 d)

En condiciones hipóxicas o de bajo oxígeno, se mantienen los mecanismos de degradación del ambiente aerobio, con la diferencia de que al inicio, el oxígeno disuelto no alcanza para sustentar toda la biomasa, por lo que se da un rápido descenso inicial de la población microbiana, produciendo una acumulación de productos microbianos (entre los 30 y 60 días de la Figura 6.1 f), los cuales, posteriormente son consumidos y empleados para el mantenimiento metabólico y la respiración endógena.

Se considera que dentro de los mecanismos de reducción de biomasa en los reactores aireados intermitentemente, se da la muerte de los microorganismos aerobios estrictos, el crecimiento con encriptamiento y la respiración endógena, además algunos predadores pueden sobrevivir en estas condiciones contribuyendo a la reducción de lodos (Jung et al., 2006).

Autores como Ramdani et al. (2010) y Lim et al. (2007) reportan la liberación de proteínas y polisacáridos provenientes de la destrucción de las paredes celulares y la matriz que conforma los flóculos. La proporción de estos elementos varía en función del tiempo de aireación (Lim et al., 2007), como se observa en las Figuras 6.9 b, d, f, h, donde al aumentar la duración de la fase anaerobia aumenta la

acumulación de productos microbianos, los cuales son consumidos durante la fase aerobia, fenómeno que se representa en las variaciones de la DQOs de los reactores intermitentes.

6.2 Modelación, simulación y estimación de la tasa de decaimiento (b_H) y de la fracción activa (Fa)

Los parámetros estimados para cada reactor de digestión fueron la tasa de decaimiento de la biomasa heterótrofa (b_H), las relaciones DQO/SSV de las fracciones X_H y X_P (icv_H e icv_P respectivamente) y la fracción activa (Fa) con base al modelo de la Tabla 4.4, simulando conjuntamente los datos de la DQOx y los SSV como se planteó en la sección 6.2.3. Se inició modelando los reactores por separado, es decir, estimando los parámetros para cada reactor. En la Figura 6.4, se presentan las simulaciones de los siete digestores, observando un muy buen ajuste entre los datos experimentales y la simulación de los digestores, tanto para los valores de la DQOx como para los SSV. Los resultados de la estimación de parámetros y su desviación estándar (D. E.), utilizando Aquasim, se presentan en la Tabla 6.4.

Tabla 6.4 Parámetros estimados de los digestores con diferentes ambientes

DIGESTOR	b_H (d^{-1})	icv_H	icv_P	Fa
Anaerobio	0.0178 ± 0.001	1.46 ± 0.3	1.36 ± 0.05	0.845 ± 0.2
Aerobio	0.0190 ± 0.001	1.50 ± 0.02	0.98 ± 0.07	0.869 ± 0.02
Hipóxico	0.0397 ± 0.002	1.48 ± 0.02	1.07 ± 0.05	0.833 ± 0.01
5m_3h	0.0322 ± 0.002	1.61 ± 0.04	1.17 ± 0.09	0.868 ± 0.02
30m_6h	0.0161 ± 0.002	1.47 ± 0.03	1.03 ± 0.13	0.871 ± 0.05
2h-10h	0.0172 ± 0.002	1.45 ± 0.03	1.09 ± 0.12	0.852 ± 0.05
12h-12h	0.0260 ± 0.002	1.47 ± 0.03	1.03 ± 0.07	0.852 ± 0.02

El primer aspecto que se observó fue el valor de los b_H , los cuales fueron muy bajos (en comparación de los b_H de los OHOs que son del rango de $0.2 d^{-1}$) y del mismo rango obtenido en la fase anterior, estos valores son típicos de bacterias acumuladoras (Wentzel et al., 1989a). De igual modo, se confirmó la diferencia entre icv_H e icv_P , resultando ser mucho menor el icv de la fracción X_P que el icv de la fracción X_H . Otro aspecto que se consideró fue la Fa; se observa que sus valores fueron muy semejantes (promedio de 0.85 ± 0.014), este aspecto era esperado, ya

que el lodo fuente es el mismo para todos. Para fortalecer la estimación de los parámetros, se repitió la simulación, pero utilizando un sólo y mismo valor de F_a para todos los reactores. El programa en Aquasim fue modificado en consecuencia.

Los resultados de la segunda simulación se presentan en la Tabla 6.5. La F_a fue estimada en $85.7 \pm 0.9\%$, valor que coincide con el obtenido en la fase anterior (sección 6.2.3). Al analizar la información, se observa que los valores del icv_H de los siete digestores ahora son muy semejantes (desviación estándar de 0.05), al igual que los valores del icv_P , por lo cual se decidió realizar una tercer simulación, considerando también un solo y mismo valor de icv_H e icv_P para las 7 corridas.

Tabla 6.5 Valores de los parámetros b_H , icv_H e icv_P de cada reactor al considerar un solo y mismo valor para F_a

PARÁMETRO DIGESTOR	b_H (d^{-1})	ICV_H	ICV_P
Anaerobio	0.0137 ± 0.0006	1.49 ± 0.03	1.21 ± 0.1
Aerobio	0.0196 ± 0.001	1.50 ± 0.03	1.01 ± 0.07
Hipóxico	0.0373 ± 0.002	1.49 ± 0.04	0.93 ± 0.07
5m_3h	0.0249 ± 0.001	1.41 ± 0.03	1.36 ± 0.08
30m_6h	0.0165 ± 0.0007	1.47 ± 0.03	1.05 ± 0.09
2h-10h	0.0207 ± 0.001	1.54 ± 0.04	1.05 ± 0.09
12h-12h	0.0257 ± 0.001	1.47 ± 0.03	1.02 ± 0.6

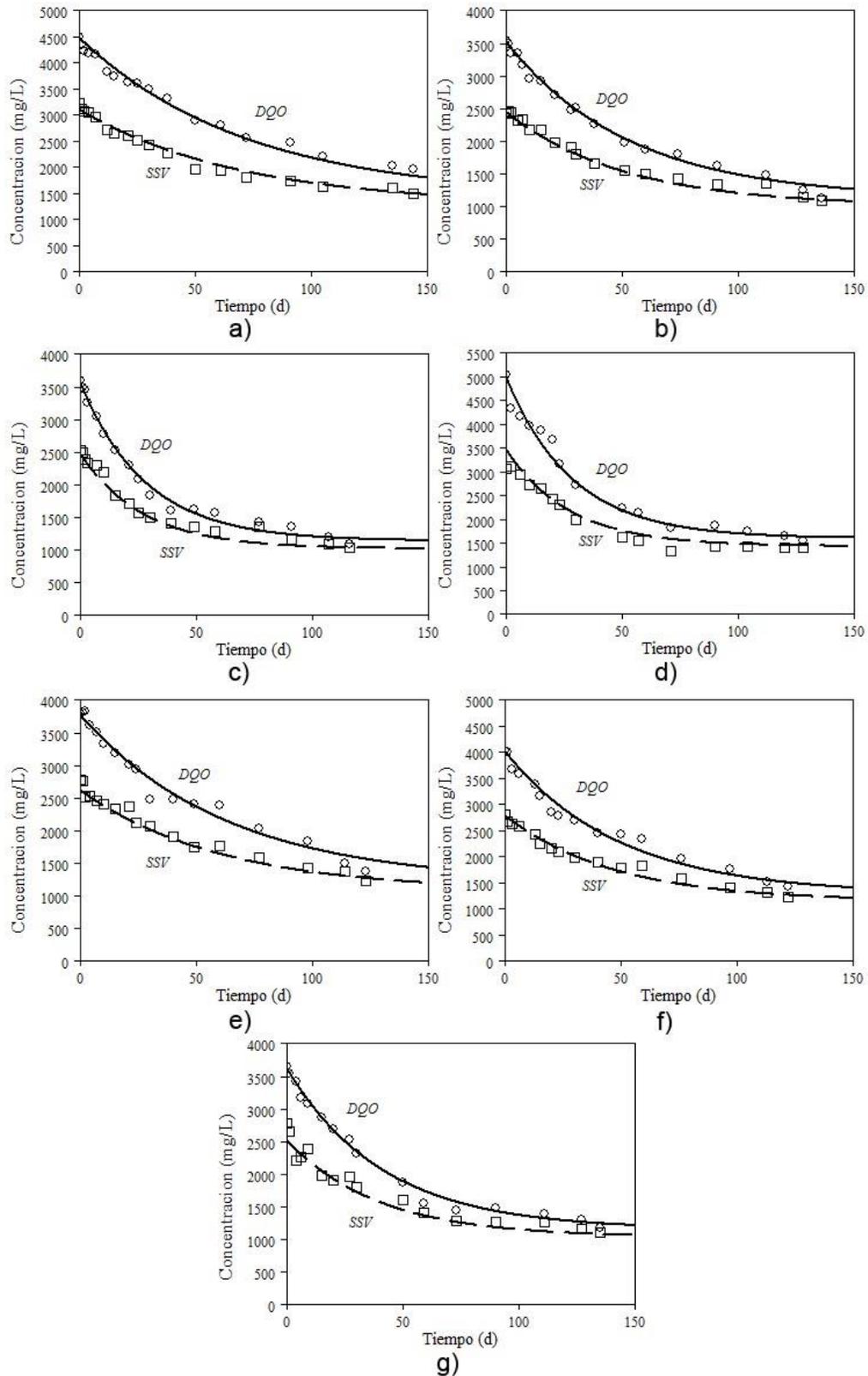


Figura 6.4 Ajuste simultaneo del DQOx y el SSV para cada digestor: a) anaerobio b) aerobio, c) hipoxico, d) int 5m-3h, e) int 30m-6h, f) int 2h-10h y g) int 12h-12h

La estimación de los parámetros de la tercer simulación se muestran en la Tabla 6.6. Se observa que la precisión de los valores de los b_H se mejoró significativamente. Se redujo la desviación estándar, lo que demuestra que usar un solo valor de icv_H , icv_P y Fa fueron decisiones correctas. Del mismo modo, se realizó una simulación incorporando los datos de los SST para estimar el valor de ivt , el cual fue de 0.86 ± 0.005 para todos los digestores. Este valor es prácticamente el mismo que el del licor mezclado de los SBR, esto se debe a que no hay materia inerte en el influente como arena, que pueda acumularse en el reactor y afectar la relación de los SST y SSV. Estos cuatro parámetros son características propias del lodo, es por eso que su valor es independiente de las condiciones de digestión.

Tabla 6.6 Estimación de parámetros considerando un solo y mismo valor de icv_H , icv_P y Fa para todos los digestores

PARÁMETRO DIGESTOR	b_H (d ⁻¹)	icv_H	icv_P	Fa
Anaerobio	0.0139 ± 0.0006	1.499 ± 0.01	1.12 ± 0.03	0.86 ± 0.01
Aerobio	0.0188 ± 0.0009			
Hipóxico	0.0353 ± 0.002			
5m_3h	0.0254 ± 0.001			
30m_6h	0.0158 ± 0.0007			
2h-10h	0.0204 ± 0.001			
12h-12h	0.0242 ± 0.001			

En la literatura revisada, por lo general solo comparan de 2 a 3 condiciones diferentes con el mismo tipo de lodo (Novak et al., 2003; Jung et al., 2006; Ramdani et al., 2010; Ramdani et al., 2012); en el presente caso, se compararon siete ambientes para observar de qué manera se ve afectada la tasa de decaimiento por las condiciones de degradación. Es importante recordar que la constante b_H representa una gran variedad de fenómenos que se dan en la digestión, entre los cuales se pueden destacar el decaimiento endógeno, la predación, el crecimiento con encriptamiento y el desacoplamiento metabólico entre otras.

Como se comentó en la sección 5.3.3, el porcentaje de la fracción activa depende de la operación de los SBR principales, es decir, al alimentar a los reactores con agua sintética, usar un TRC de 15 días, agregar la fase anaerobia, permitió

alcanzar una F_a de 86% (aproximadamente 78.4% en términos de SSV), el cual es mayor al reportado por autores como Ramdani et al. (2010) quienes reportan una F_a del 70% (en términos de SSV).

De igual modo, los valores de icv_H e icv_P son prácticamente iguales a los estimados en la 5.3.3 (1.48 y 1.06 respectivamente), confirmando que esta variedad de lodo presenta un icv diferente para cada una de las fracciones biológicas, como lo sugirieron Ramdani et al. (2012) y Sperandio et al. (2013).

Los b_H se encuentran en un rango de 0.014 a 0.035 d^{-1} , siendo más alto el valor del digestor hipóxico (0.035 d^{-1}) y del digestor de aireación intermitente de 5m-3h (0.025 d^{-1}); el más lento fue el digestor anaerobio (0.014 d^{-1}). Esto muestra que para mejorar la tasa de degradación en los digestores lo más conveniente es tener limitaciones de oxígeno o bien, tener ciclos de aerobios-anaerobios cortos y por consecuencia, tener mayor porcentaje de degradación en menor tiempo. Este punto es muy importante, ya que los procesos de digestión aerobia, pueden implementarse ciclos intermitentes, lo que permitiría un ahorro de energía e incluso, reducir el TRH o bien, mantener el TRH y aumentar el porcentaje de SSV y así disminuir la atracción de vectores nocivos para la salud.

Se han realizado estudios para determinar la tasa de decaimiento bajo diferentes condiciones, gran parte han sido en ambientes aerobios. En la mayoría de los estudios, el valor promedio de b_H está alrededor de 0.2 d^{-1} (Hao et al., 2009; Ni et al., 2011; Ramdani et al., 2012a; Ramdani et al., 2012b); el valor más alto que se encontró en la literatura consultada fue de 0.32 d^{-1} (Lu et al., 2007). En el caso del ambiente anaerobio se encontraron valores desde 0.006 d^{-1} (Lu et al., 2007) hasta 0.2 d^{-1} (Jones et al., 2009), cuando el valor que se estimó en el presente estudio en estas condiciones fue de 0.014 d^{-1} . En cuanto a al ambiente hipóxico, Arunachalam et al. (2004) reporta un b_H de 0.26 d^{-1} , el cual está en el rango de un digestor aerobio convencional. En condiciones de aireación intermitente los valores reportados en la

literatura van de 0.2 d^{-1} (Ramdani et al., 2012a; Ramdani et al., 2012b) a 0.5 d^{-1} (Arunachalam et al., 2004).

En la mayoría de los casos, los valores de b_H reportados en la literatura son superiores a los obtenidos en este estudio. Esto se debe a dos razones principales, la primera, es al tipo de biomasa, pues como se discutió previamente (Martinez-Garcia et al., 2014), el cultivo que se generó en los reactores SBR fue del tipo acumulador, mientras que en otros estudios la biomasa en cuestión fue principalmente organismos heterótrofos ordinarios (OHO). La segunda razón es por qué la mayoría de los estudios consultados, el valor de b_H fue estimada por medio de la respirometría, que consiste en la medición del consumo de oxígeno por los primeros 7 días (Ekama et al., 1986). En el caso de las bacterias almacenadoras, al usar la respirometría, se mide la degradación del sustrato almacenado aparte del decaimiento, por lo cual da valores de b_H medidos por este método que pueden ser falsamente mayores (Özdemir et al., 2013; Friedrich y Takacs, 2013). Esto se confirmó al comparar los valores de b_H obtenidos en condiciones aerobias en este estudio (0.018 d^{-1}) mediante las determinaciones de SSV y DQO, con lo reportado por Rogel-Dorantes (2013), quien realizó pruebas con el mismo lodo-modelo con la finalidad de determinar la tasa de decaimiento por medio de respirometrías, obteniendo valores de b_H del orden 0.23 d^{-1} . Esto muestra que es conveniente realizar por lo menos una vez, un seguimiento de estos parámetros a largo plazo para confirmar los valores de la tasa de decaimiento, así como apreciar la presencia o no del mecanismo de almacenamiento.

En la Figura 6.5 se presenta el análisis de sensibilidad del digester hipóxico (como ejemplo), ya que los análisis de sensibilidad de los otros digestores son muy similares. La variable evaluada fue SSV con respecto a los parámetros del modelos (b_H , icv_H e icv_P) Se puede observar que no hay paralelismo, ni simetría entre las curvas, lo que indica que cada uno de los parámetros estimados es único e identificable. Otra información que proveen las curvas es que los primeros 30 días de los datos experimentales poseen la información necesaria para estimar los

parámetros b_H , F_a e icv_H , mientras que para determinar icv_P la información se encuentra después del día 50. Esto muestra la importancia de tener un seguimiento de las corridas experimentales más extensas, que permitan obtener información sobre lo que pasa con la fracción X_P .

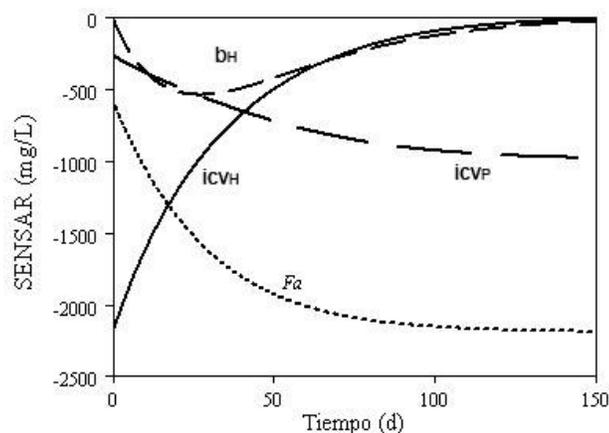


Figura 6.5 Análisis de sensibilidad de la variable SSV en el digestor hipóxico

6.3 Comparación del pH y ORP en los diferentes ambientes de degradación

El pH inicial en todos los digestores fue de 8.7 ± 0.2 , al final de los 120 días se obtuvieron valores diferentes de este parámetro (Tabla 6.7) según el tipo de ambiente de digestión. Para los reactores aerobio, intermitente 5m-3h e intermitente 12h-12h el pH se mantuvo por encima de 8.0 durante los primeros 10 días, posteriormente se mantuvo por arriba de 7.0 hasta el día 30 y fue descendiendo paulatinamente hasta quedar por debajo de un pH de 6.0 al final de la corrida. Esto puede deberse a la nitrificación; el agua sintética con la que se alimentaron los SBR de cultivo incluye 5 mg/L de ATU para inhibir la nitrificación, pero, al parecer, el efecto del ATU se pierde cuando el lodo es concentrado para llevar a cabo la digestión. Al haber oxígeno suficiente y una cierta cantidad de bacterias autótrofas, y dada la presencia del amonio, el cual es liberado durante la lisis celular, ocurre la nitrificación, el consumo de alcalinidad y el descenso del pH (Van Haandel et al., 1998; Henze et al., 2000). Para los reactores hipóxico e intermitente 30m-6h, la cantidad de oxígeno es limitada, por lo que la nitrificación se da lentamente y varía poco el pH (Arunachalam et al., 2004). En el caso del digestor anaerobio y el intermitente 2h-10h, se mantuvo el valor del pH por arriba de 7.9 a lo largo de los 120

días, debido a la poca disponibilidad de oxígeno (en el caso del anaerobio, ausencia de oxígeno), lo cual no permite un desarrollo pleno de las bacterias nitrificantes.

Con respecto al ORP (Tabla 6.7), los valores negativos como en el caso del digestor anaerobio, indican un ambiente reductor donde el crecimiento de las células se da por fermentación. Para la digestión aerobia, los valores del ORP positivos se deben a un ambiente oxidante, donde el aceptor de electrones final es el oxígeno. En los digestores de aireación intermitente, el ORP muestra que se generan ambientes mixtos, pues en cortos lapsos de tiempo (como en el caso del digestor 5m-3h) pasan de un ambiente oxidante a un ambiente de fermentación y viceversa. Valores similares de ORP fueron reportados por Ramdani et al. (2012) para la aireación intermitente.

Tabla 6.7 Comparación de los valores finales pH y ORP

PARÁMETRO REACTOR	pH final	ORP (mV)
Valor inicial	8.7	
Anaerobio	7.9	-325 a -87
Aerobio	5.7	114 a 337
Hipóxico	6.1	26 a 300
5m_3h	5.6	-307 a 325
30m_6h	7.8	-272 a 300
2h-10h	8.4	-98 a 263
12h-12h	5.4	-30 a 334

6.4 Decaimiento de la fracción X_P

Uno de los principales objetivos de esta investigación era determinar si la fracción X_P es degradado en los digestores y qué condiciones son más propicias para la degradación de dicha fracción. Se utilizaron los datos con el modelo de la Tabla 4.5 para estimar la tasa de decaimiento (b_P) de la fracción X_P . En la Figura 6.6 se presenta el análisis de sensibilidad de la variable SSV para el digestor hipóxico, donde se observa que el parámetro b_P es suficientemente sensible e identificable. No hay paralelismo entre las curvas; así mismo los datos experimentales proporcionan mayor información del parámetro b_P después de los 50 días de muestreo.

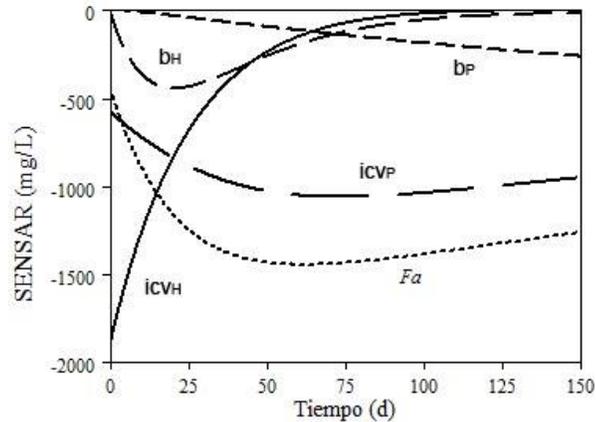


Figura 6.6 Análisis de sensibilidad del digestor hipóxico con degradación de X_P (variable SSV)

En la Figura 6.7 se compara la simulación del digestor hipóxico con y sin degradación de la fracción X_P . Inicialmente, se puede observar que la simulación considerando la degradación de X_P se ajusta mejor a los datos experimentales. Otra forma de determinar cuál modelo (con o sin degradación de X_P) tiene mejor ajuste, es mediante la comparación de los coeficientes de contingencia cuadrática (χ^2) calculadas durante la estimación de parámetros; una χ^2 menor, indica un mejor ajuste. Para el primer modelo, sin decaimiento de X_P (Tabla 4.4) la χ^2 fue de 5206258.6, mientras que para el modelo que considera el decaimiento de X_P (Tabla 4.5), la χ^2 fue de 3693367.8, lo cual confirma que el modelo con decaimiento de la fracción X_P se ajusta mejor a los datos experimentales. En la Figura 6.7a, la degradación de la fracción X_H termina alrededor de los 130 días, mientras que en la Figura 6.7b la degradación termina aproximadamente a los 90 días (líneas horizontal y vertical en la gráfica). El resto del tiempo se degrada la fracción X_P , esto implica que la tasa b_H sea mayor, lo cual se puede observar en la Tabla 6.8, donde se presenta la estimación de los parámetros de la simulación.

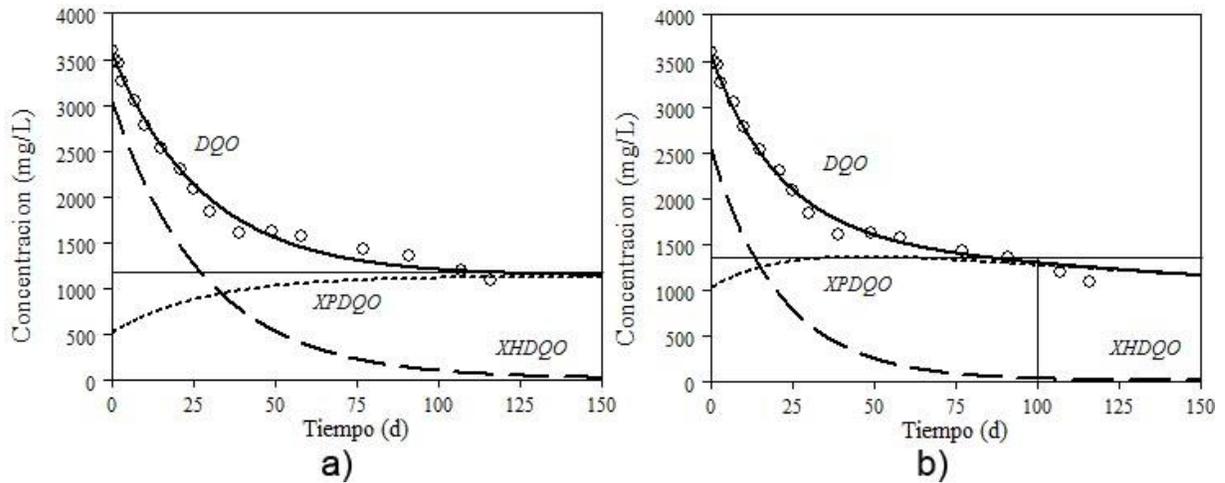


Figura 6.7 Simulaciones del digester hipóxico a) sin degradación de X_P b) con degradación de X_P

En la sección anterior se considera que toda la degradación se debe al decaimiento de la fracción X_H (fracción activa), en el caso actual, al considerar un decaimiento de X_P , se estimó una F_a inicial menor, de 72%, de igual modo, las relaciones icv_H e icv_P presentaron un ligero aumento en el valor (0.04 y 0.07 respectivamente) lo cual se puede considerar poco significativo.

Tabla 6.8 Estimación de parámetros considerando el decaimiento de X_P

PARÁMETRO DIGESTOR	b_H (d^{-1})	b_P (d^{-1})	icv_H	icv_P	F_a
Anaerobio	0.018 ± 0.001	0.00081 ± 0.0006	1.539 ± 0.02	1.193 ± 0.02	0.719 ± 0.04
Aerobio	0.023 ± 0.002	0.00156 ± 0.0006			
Hipóxico	0.047 ± 0.005	0.00200 ± 0.0009			
5m_3h	0.023 ± 0.002	0.00548 ± 0.001			
30m_6h	0.018 ± 0.002	0.00174 ± 0.0007			
2h-10h	0.026 ± 0.002	0.00134 ± 0.0007			
12h-12h	0.031 ± 0.003	0.00177 ± 0.0007			

Los valores de la tasa de decaimiento de la fracción X_P están en el rango de $0.0008 d^{-1}$ a $0.0054 d^{-1}$, siendo 10 veces menores a los valores de b_H , lo cual indica que es muy lentamente biodegradable. El ambiente con las condiciones más propicias para el decaimiento de la X_P son los intermitentes, principalmente el 5m - 3h ($0.0054 d^{-1}$), seguidos del hipóxico ($0.002 d^{-1}$), siendo el anaerobio el menos propicio ($0.0008 d^{-1}$).

Otros estudios han determinado las tasas de decaimiento de X_P en diferentes ambientes. En condiciones anaerobias, han reportado valores de b_P de 0.005 d^{-1} (Ramdani et al., 2010) y 0.0075 d^{-1} (Jones et al., 2007; Jones et al., 2008; Jones et al., 2009; Parker et al., 2008) usando lodo-modelo y degradado a 31°C en reactores de membrana. Por otro lado, en condiciones más similares (lodo-modelo degradado a 20°C) se reportan valores de 0.0065 d^{-1} (Ramdani et al., 2012a) y 0.014 d^{-1} (Lubello et al., 2009) para condiciones aerobias. En estudios con reactores intermitentes han determinado tasas de b_P de 0.0072 d^{-1} a 20°C y 0.012 d^{-1} a 35°C (Ramdani et al., 2012a; Ramdani et al., 2010 respectivamente). En todos los casos, los valores obtenidos en este estudio son menores a los encontrados en la literatura, pero todos están en el mismo orden de valores, indicando una degradabilidad muy lenta.

Hasta ahora son muy pocos los trabajos en los que se realizó una estimación de b_P , por lo que no se tiene de forma definitiva, un rango de variación de b_P y su relación con las variables como el tipo de biomasa, el tipo de reactor y la temperatura. El presente trabajo participa en la documentación de valores de b_P en diferentes ambientes y para una temperatura de $22 \pm 2^\circ \text{C}$.

6.5 Resumen de puntos importantes

A continuación se presentan los aspectos relevantes de este capítulo:

- a. La matriz modificada del ASM1 que se utilizó para modelar la degradación aerobia, también modeló adecuadamente la degradación de los otros seis ambientes estudiados, permitiendo estimar los parámetros de interés (b_H , b_P , F_a , icv_H , icv_P), siendo todos identificables y únicos.

- b. Los digestores más eficientes fueron los que presentan limitaciones de oxígeno en corto tiempo (digestor hipóxico e intermitente de 5 minutos aireado y 3 horas sin aireación) ya que alcanzaron mayor porcentaje de reducción en los parámetros monitoreados (DQO, SSV y SST), además

de alcanzar el 38% de reducción de masa de SSV en menor tiempo (25 y 39 días respectivamente) y obtener las mejores tasas de decaimiento (b_H).

- c. El modelo que incluye el decaimiento de la fracción X_P (b_P), presentó un mejor ajuste a los datos experimentales (al obtener una CHI^2 menor), obteniendo valores de únicos e identificables de los parámetros estimados. Con base en este modelo, se estimó el valor de b_P para cada ambiente; los digestores hipóxico e intermitente 5m-3h presentaron una mayor degradación de X_P en comparación a los demás ambientes.

CAPÍTULO 7: DIGESTORES DE LODO- MODELO CON FRACCIÓN ISS

CAPÍTULO 7. DIGESTORES DE LODO-MODELO CON FRACCIÓN ISS

7.1 Generación de lodo-modelo con mayor cantidad de ISS (lodo-ISS)

Hasta el momento se ha usado el modelo propuesto en ASM1 para simular el lodo-modelo1 que era compuesto únicamente por las fracciones X_H y X_P . El siguiente paso fue usar el lodo-modelo2 que contiene una mayor presencia de la fracción ISS. Si bien la biomasa en si misma contiene una pequeña fracción de sólidos suspendidos inorgánicos (ISS) del orden del 8%, este no se contabiliza aparte y se aprecia a través de la relación ivt (SSV/SST) de cualquier biomasa. Por otro lado, cuando el influente aporta una cantidad adicional de ISS (arena, precipitados de metales, etc.) la relación ivt es mucho menor y no se puede estimar adecuadamente la cantidad de lodo producido sin tomar en cuenta los ISS del influente.

Las características del lodo-ISS se presentan en la Tabla 7.1. La generación de este lodo fue diferente, mediante un reactor batch (sin purga) hasta alcanzar un volumen de 30 L. La relación ivt es menor al del lodo anterior (0.86 contra 0.076) indicando mayor presencia de materia inerte (ISS). El valor del icv también es menor, ya que al no tener purga, favorece el almacenamiento de la fracción X_P y su decaimiento, por lo cual cambia la relación DQO/SSV .

Para la generación de este lodo, el influente fue preparado con agua desionizada por lo cual el pH no se elevó como con el lodo-modelo1 (aumento de alcalinidad debido al uso del agua de la llave), la presencia de ISS en este lodo es debido a la presencia de hierro proveniente del cloruro férrico empleado para aumentar la sedimentación del lodo. Estos aspectos muestran que el lodo-modelo2 (con ISS) es un lodo totalmente diferente al lodo-modelo1.

Tabla 7.1 Composición del lodo-modelo2 (con ISS)

Parámetros	Concentración	Unidades
Licor mixto		
SST	1382 ± 196	mg/L
SSV	1060 ± 166	mg/L
SSF	323 ± 34	mg/L
DQOT	1224 ± 146	mg/L
DQOs	14 ± 6	mg/L
Ivt	0.76	--
Icv	1.14	--
pH	7.2	--

Aparentemente el icv bajo sugiere que el lodo-modelo2 contenía una alta cantidad de X_P antes de que se iniciaran las corridas de digestión. Este aspecto da mayor oportunidad para estimar b_P y la degradabilidad de X_P .

7.2 Degradación del lodo-ISS bajo diferentes ambientes (lodo-modelo2)

Para este estudio se degradó el lodo-ISS bajo seis ambientes (Tabla 7.2) durante 70 días. Al igual que en la fase anterior, los digestores se iniciaron en diferentes días por lo que tienen diferentes valores iniciales (Tabla 7.3), pero la variación entre los digestores fue menor al 15%. El resultado del monitoreo se muestra en las Figura 7.1 y Figura 7.2. En el Anexo 2 se presenta el error promedio en cada una de las determinaciones (DQOs, DQOT, SST y SSV) para cada digestor de esta fase experimental.

En el primer caso se muestran las tendencias de los parámetros SST, SSV y DQO de los digestores anaerobio, aerobio e hipóxico (Figura 7.1 a, c, e) y en la Figura 7.2 se presentan los digestores intermitentes (5m-3h, 30m-6h y 2h-10h).

Tabla 7.2 Ambientes de digestión del lodo-ISS

AMBIENTES	CONDICIONES
Anaerobio	Se empleó un reactor con un sello hidráulico (sin aeración)
Aerobio	Concentración de O.D. de 6 mg/L
Hipóxico	Control de oxígeno disuelto en un rango de 0.2–0.6 mg-O ₂ /L
Int 5m-3h	Ciclos con 5 min aireando y 3 horas sin aireación
Int 30m-6h	Ciclos con 30 min aireando y 6 horas sin aireación
Int 2h-10h	Ciclos con 2 h aireando y 10 h sin aireación

Tabla 7.3 Concentraciones iniciales de DQOx, DQOs, SST y SSV de los digestores de lodo-ISS

REACTORES	DQO (mg/L)	DQOs (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
Anaerobio	1378	36	1601	1287
Aerobio	1439	11	1660	1272
Hipóxico	1113	9	1140	899
Int 5m-3h	1160	12	1225	900
Int 30m-6h	1025	11	1312	975
Int 2h-10h	1230	9	1353	1030

De forma congruente con los resultados del capítulo anterior, el digester hipóxico e intermitentes (en particular 5m-3h) presentaron mayor pendiente y degradación de los parámetros monitoreados; el menos eficiente fue el digester anaerobio. Los valores de ivt (Figura 7.1 y Figura 7.2 b, d, f) presentaron una disminución promedio del 13%; esto se debe a la variación del ivt conforme se da la digestión, a diferencia de la fase anterior que el icv se mantiene constante, debido a que la fracción fija es mucho menor. La variación del ivt al digerir un lodo que contienen ISS aportado por el influente es un fenómeno conocido y aceptado en la literatura (Metcalf y Eddy, 2003). En el caso del icv, se presentó un comportamiento irregular, sin embargo, presenta a veces una tendencia a disminuir como en la fase anterior, y a veces a aumentar el icv. La serie de experimentos con el lodo-ISS fue la primera que se realizó, y a su tiempo, las estimaciones de icv eran menos parecidas debido a la falta de práctica.

Con respecto a los valores de la DQOs, en los primeros 15 días baja hasta valores de 5 mg/L y después se empiezan a acumular los productos solubles del decaimiento microbiano, hasta alcanzar valores de 70 mg/L. Sólo en los digestores anaerobio e intermitente 5m-3h se observa un descenso posterior en las concentraciones; las razones del descenso se plantearon anteriormente. Debido a que estas corridas fueron las primeras que se realizaron, se consideró un tiempo menor de monitoreo (70 días).

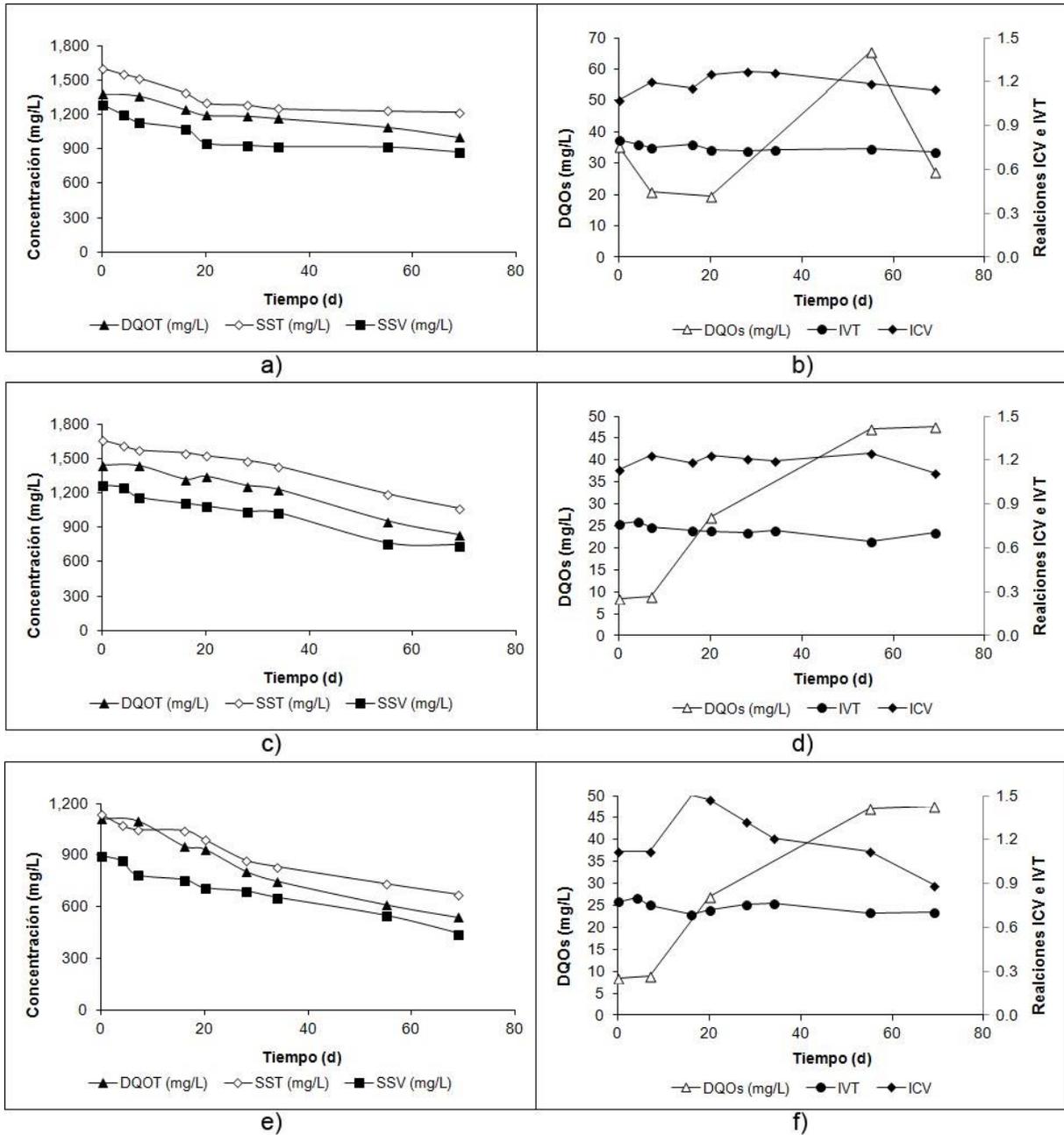


Figura 7.1 Determinaciones de los parámetros del lodo-ISS: a) SST, SSV, DQO del reactor anaerobio, b) DQOs, icv e ivt del reactor anaerobio, c) SST, SSV, DQO del reactor aerobio, d) DQOs, icv e ivt del reactor aerobio, e) SST, SSV, DQO del reactor hipóxico, f) DQOs, icv e ivt del reactor hipóxico

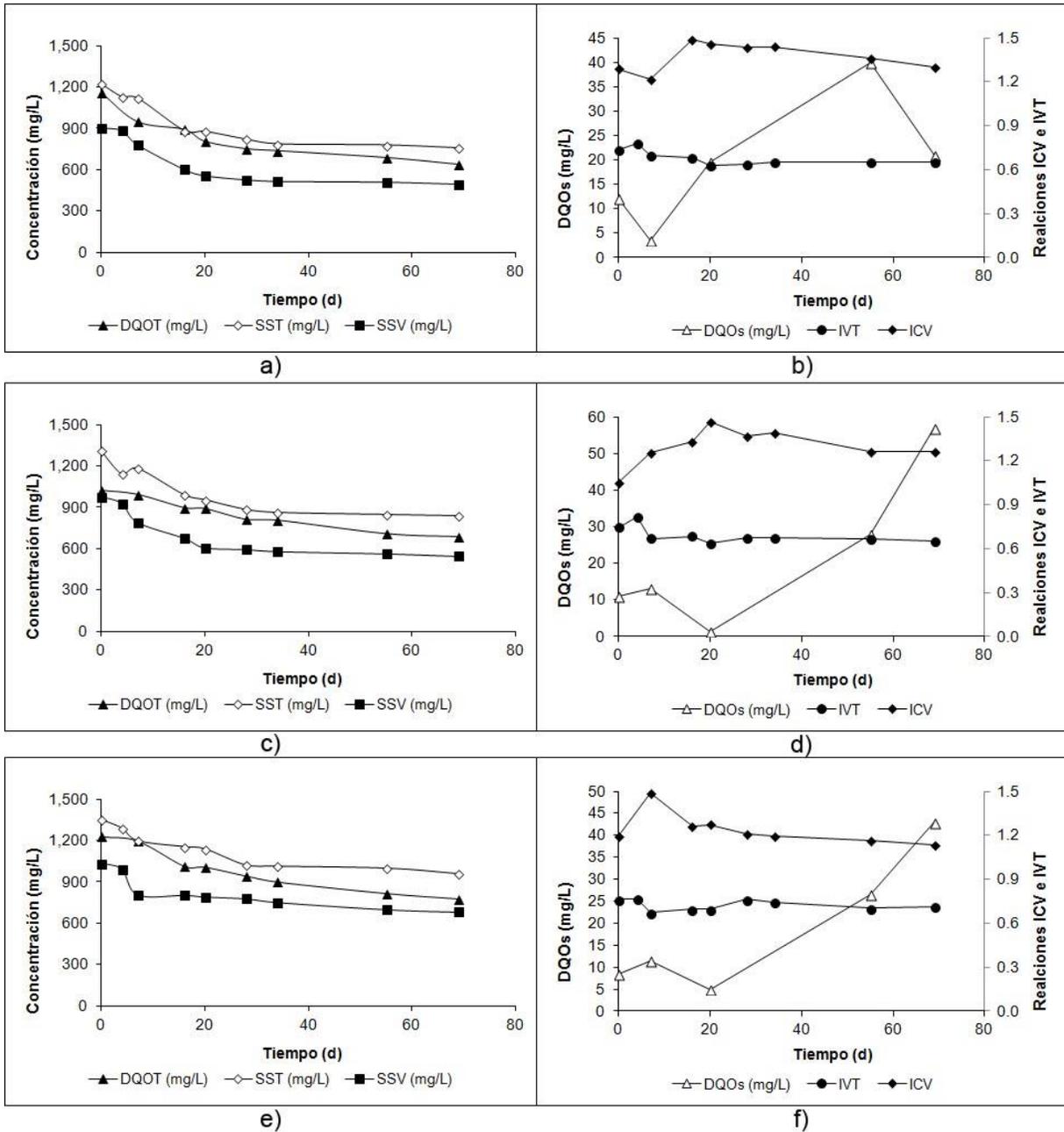


Figura 7.2 Determinaciones de los parámetros de los digestores intermitentes de lodo-ISS: a) SST, SSV, DQOx del reactor 5m-3h, b) DQOs, icv e ivt del reactor 5m-3h, c) SST, SSV, DQOx del reactor 30m-6h, d) DQOs, icv e ivt del reactor 30m-6h, e) SST, SSV, DQOx del reactor 2h-10h, f) DQOs, icv e ivt del reactor 2h-10h, g) SST, SSV, DQOx del reactor 12h-11h, h) DQOs, icv e ivt del reactor 12h-12h.

Los últimos porcentajes de degradación de los seis digestores se presentan en la Figura 7.3, al igual que con el lodo-modelo1, los ambientes que mostraron mejor eficiencia de degradación para el lodo-modelo2 (con ISS) fueron los intermitentes y el hipóxico, alcanzando una degradación de 50% y 51% de SSV y DQO respectivamente, en el caso del digestor hipóxico. El ambiente anaerobio fue el que presentó menor porcentaje de degradación al final de los 70 días de seguimiento.

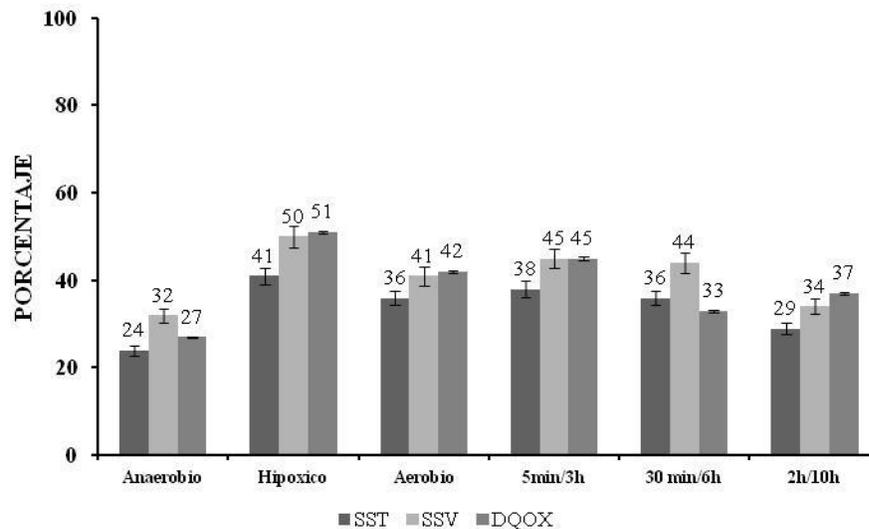


Figura 7.3 Porcentajes de degradación del lodo-ISS después de 70 días

7.3 Modelación, simulación y estimación de b_H , b_P , F_a , icv_H e icv_P de los digestores del lodo-ISS.

Para la modelación y simulación de los digestores del lodo-ISS se utilizó el modelo de la Tabla 4.4, con la estimación de b_H para cada ambiente y un solo valor de F_a , icv_H e icv_P para todos los digestores, realizando un ajuste simultaneo de los datos de DQOx y SSV. Esto se decidió en función de los resultados obtenidos en la fase anterior. En la Figura 7.4 se presentan las simulaciones de los 6 digestores, se observa un aceptable ajuste tanto para los datos de DQO, como de SSV. La simulación se extrapoló hasta los 100 días, con lo cual se observa que alrededor de los 95 días en el digestor hipóxico y en el intermitente 5m-3h, se empieza a alcanzar la meseta donde termina la digestión, en los demás digestores se requiere aún más tiempo.

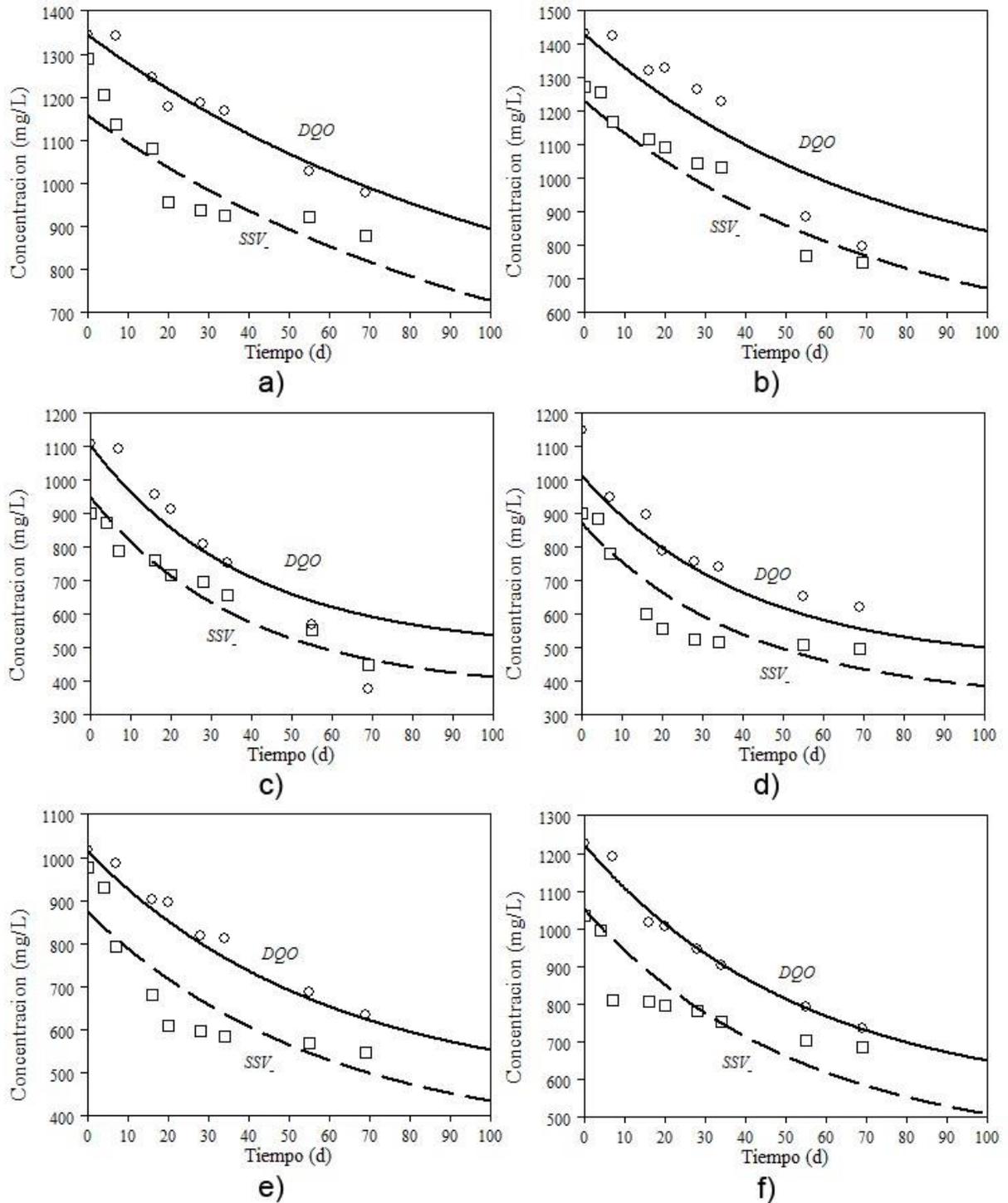


Figura 7.4 Simulación del DQOx y el SSV de los digestores de lodo-ISS: a) anaerobio b) aerobio, c) hipóxico, d) int 5m-3h, e) int 30m-6h y f) int 2h-10h

En general los ajustes son aceptables, pero a veces se notan algunos datos que no ajustan (Figura 7.4 d, e, f), esto implica que la estimación de los parámetros será más imprecisa.

Los valores de las estimaciones de los parámetros se muestran en la Tabla 7.4, el primer punto a considerar es la fracción activa inicial que es del 70%, esto indica que hay 16% menos fracción X_H que en el lodo-modelo1; además para este lodo, el icv_P (1.33) es mayor que el icv_H (1.09), lo cual coincide con la tendencia planteada por Ramdani et al. (2012a) y Sperandio et al. (2013). Sin embargo, este no es conforme a las tendencias de los resultados anteriores de este trabajo (CAPÍTULO 5 y CAPÍTULO 6), en el que al contrario icv_H era mayor que icv_P . Si se toma en cuenta, las imprecisiones en las mediciones señaladas anteriormente, se considera que la tendencia inversa observada podría ser consecuencia de dichos errores.

Tabla 7.4 Estimación de parámetros b_H con un solo valor de icv_H , icv_P y Fa del lodo-ISS

PARÁMETRO DIGESTOR	b_H (d^{-1})	icv_H	icv_P	Fa
Anaerobio	0.0092 ± 0.001	1.09 ± 0.05	1.33 ± 0.07	0.70 ± 0.05
Aerobia	0.0134 ± 0.002			
Hipóxico	0.0258 ± 0.004			
5m_3h	0.0242 ± 0.004			
30m_6h	0.0170 ± 0.003			
2h-10h	0.0184 ± 0.003			

Los valores de las tasas de decaimiento son del mismo orden que los del lodo-modelo1, esto indica que también se trata de biomasa acumuladora, pues las condiciones para el desarrollo de estos microorganismos son ciclos de hambruna prolongada y abundancia de sustrato pero ahora todo en condiciones aerobias. Es probable que la biomasa también sea de tipo GAO. Al comparar los b_H , se constata que los digestores hipóxico ($0.0258 d^{-1}$) e intermitentes (0.0170 a $0.0242 d^{-1}$) son los más eficientes para la degradación de este tipo de lodo. Además sigue siendo el mismo orden de valor (bajo) de b_H para este lodo (menor a $0.03 d^{-1}$) comparado a los OHOs ($0.2 d^{-1}$)

Al igual que con el lodo-modelo, se buscó determinar la tasa de decaimiento de la fracción X_P . Al aplicar el modelo y estimar los parámetros, se obtuvieron los valores que se presentan en la Tabla 7.5, donde se puede observar que la F_a pasó de 70% a 51%, pero con mayor imprecisión (D. E. = 0.18). Esto puede ser razonable desde el punto de vista de que el lodo-ISS se generó en un reactor batch, por lo cual se acumula en mayor medida la fracción X_P , en cuanto a las relaciones icv_H e icv_P se obtuvieron las mismas tendencias (icv_H menor), y ordenes de valores

Al igual que en la fase anterior, los valores de b_H aumentaron ya que el modelo atribuye parte del decaimiento total a la degradación de X_P , lo que resulta en que la degradación de X_H sea un poco más rápida.

Tabla 7.5 Estimación de parámetros del lodo-ISS considerando el decaimiento de X_P

PARÁMETRO DIGESTOR	b_H (d^{-1})	b_P (d^{-1})	icv_H	icv_P	F_a
Anaerobio	0.0087 ± 0.002	0.0028 ± 0.002	1.02 ± 0.1	1.31 ± 0.06	0.51 ± 0.02
Aerobio	0.0138 ± 0.002				
Hipóxico	0.0316 ± 0.009				
5m_3h	0.0310 ± 0.009				
30m_6h	0.0195 ± 0.004				
2h_10h	0.0219 ± 0.004				

En este caso, al tener datos menos precisos de los SSV y DQO, no se obtuvo información suficientemente detallada sobre la degradación de X_P , como para estimar un b_P para cada digester, sin embargo se determinó un valor para todos los digestores de $0.0028 d^{-1}$. Este valor promedio es mayor que la mayoría de los obtenidos en el lodo-modelo1.

El análisis de sensibilidad del digester hipóxico (Figura 7.5) muestra que los datos son sensibles al parámetro b_P aún que menos que los demás parámetros; idealmente, es único e identificable ya que no presenta paralelismos. La mayor información sobre esta constante se encuentra al final de los datos experimentales, de haber prolongado el monitoreo, es probable que se logrará estimar un valor de b_P para cada digester, y de forma más precisa.

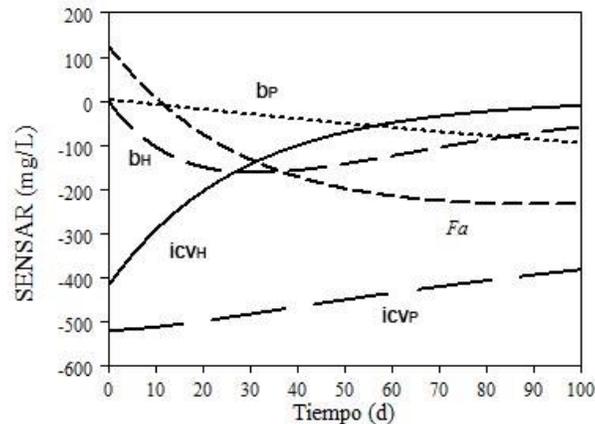


Figura 7.5 Análisis de sensibilidad del digester hipóxico con degradación de X_p

7.4 Resumen de puntos importantes

A continuación se presentan los aspectos relevantes de este capítulo:

- El análisis de este lodo fue un ejercicio sobre un lodo que contiene una fracción ISS proveniente del influente.
- En general, este análisis confirma las tendencias observadas en capítulos anteriores (b_H bajos comparados a los reportados para los OHO, digestión más rápida en los ambientes hipóxico e intermitente 5m-3h).
- Al contar con datos con imprecisiones, no se puede asegurar la que los valores estimados de b_P , icv_H e icv_P sean correctos, por los posibles errores de medición.
- La modelación del lodo-ISS fue útil como trabajo intermedio entre el lodo modelo1 y un lodo real proveniente de la planta Toluca Norte (siguiente capítulo).

**CAPÍTULO 8: DIGESTIÓN DE LODO
PROVENIENTE DE LA PLANTA TOLUCA
NORTE**

CAPÍTULO 8. DIGESTIÓN DE LODO PROVENIENTE DE LA PLANTA TOLUCA NORTE

La siguiente etapa de este estudio consistió en analizar la digestión del lodo proveniente de una planta municipal de aguas residuales “Toluca Norte”. Las características del lodo-TN se presentan en la Tabla 8.1, el cual posee mayor cantidad de la fracción ISS (35% de su masa); además el sustrato remanente en el sobrenadante se puede considerar despreciable (41 mg/L de DQOs). El licor mixto tomado de la planta fue concentrada para los digestores.

Tabla 8.1 Composición del lodo-TN reconcentrado y lavado

Parámetros	Concentración	Unidades
Licor mixto		
SST	5484 ± 76	mg/L
SSV	3564 ± 72	mg/L
SSF	1920 ± 34	mg/L
DQOT	5292 ± 90	mg/L
DQOs	41 ± 6	mg/L
Ivt	0.65	--
Icv	1.48	--
pH	7.4	--

Se recolectó suficiente lodo para montar los siete digestores a un mismo tiempo. Las diferencias de concentración iniciales entre reactores fueron menores al 2%, por lo cual se considera que inicialmente todos los digestores tienen la misma concentración de lodo. El monitoreo se llevó a cabo por 70 días, bajo los siete ambientes empleados en la segunda fase del estudio (Tabla 6.1). En la Figura 8.1 se muestran los datos de seguimiento de los digestores anaerobio, aerobio e hipóxico, mientras que en la Figura 8.2 se resumen los datos de los reactores intermitentes 5m-3h, 30m-6h, 2h-10h y 12h-12h. En el Anexo 2 se presenta el error promedio en cada una de las determinaciones (DQOs, DQOT, SST y SSV) para cada digestor de esta fase experimental.

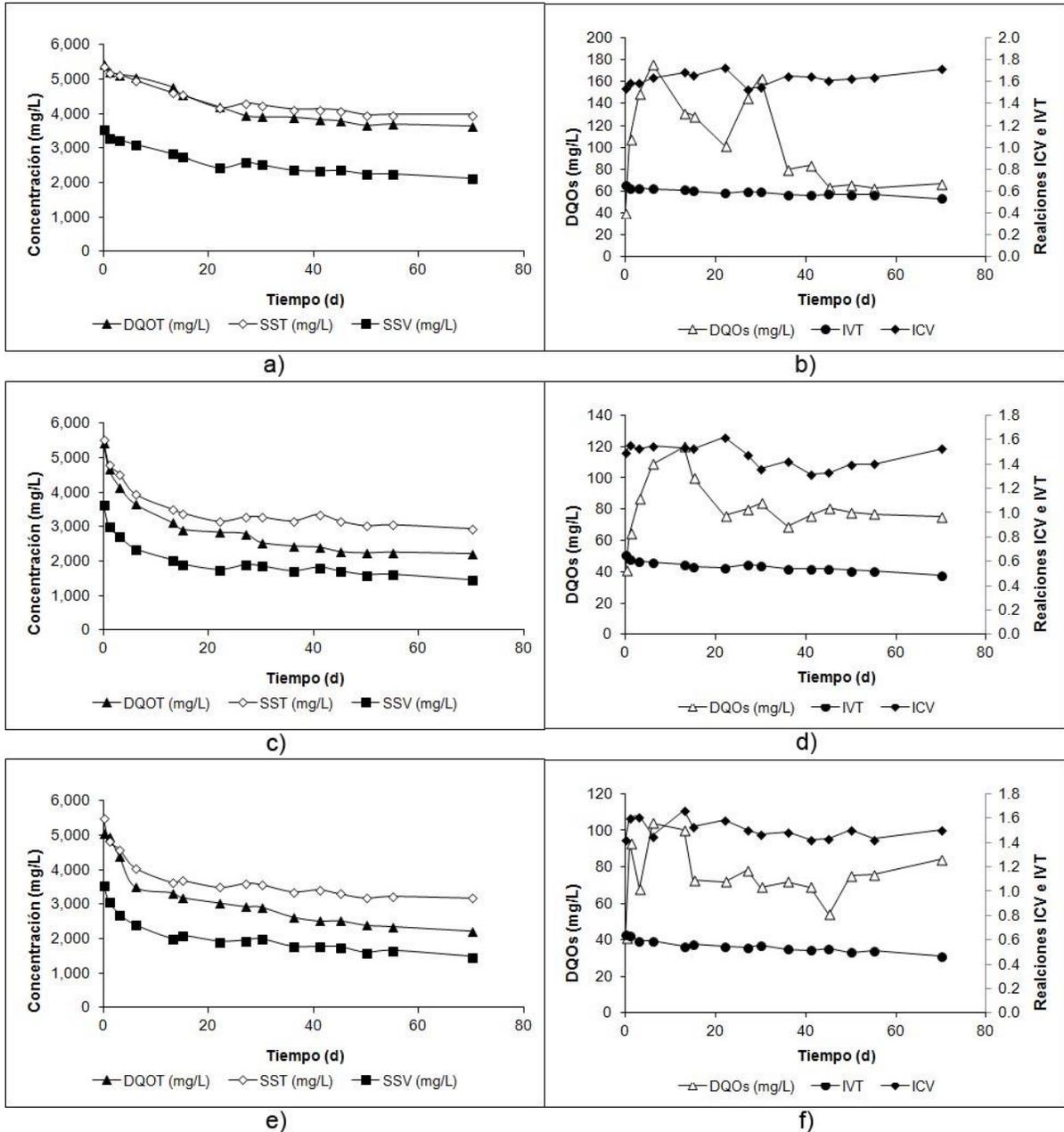


Figura 8.1 Determinaciones de los parámetros del lodo-TN: a) SST, SSV, DQO del reactor anaerobio, b) DQOs, icv e ivt del reactor anaerobio, c) SST, SSV, DQO del reactor aerobio, d) DQOs, icv e ivt del reactor aerobio, e) SST, SSV, DQO del reactor hipóxico, f) DQOs, icv e ivt del reactor hipóxico

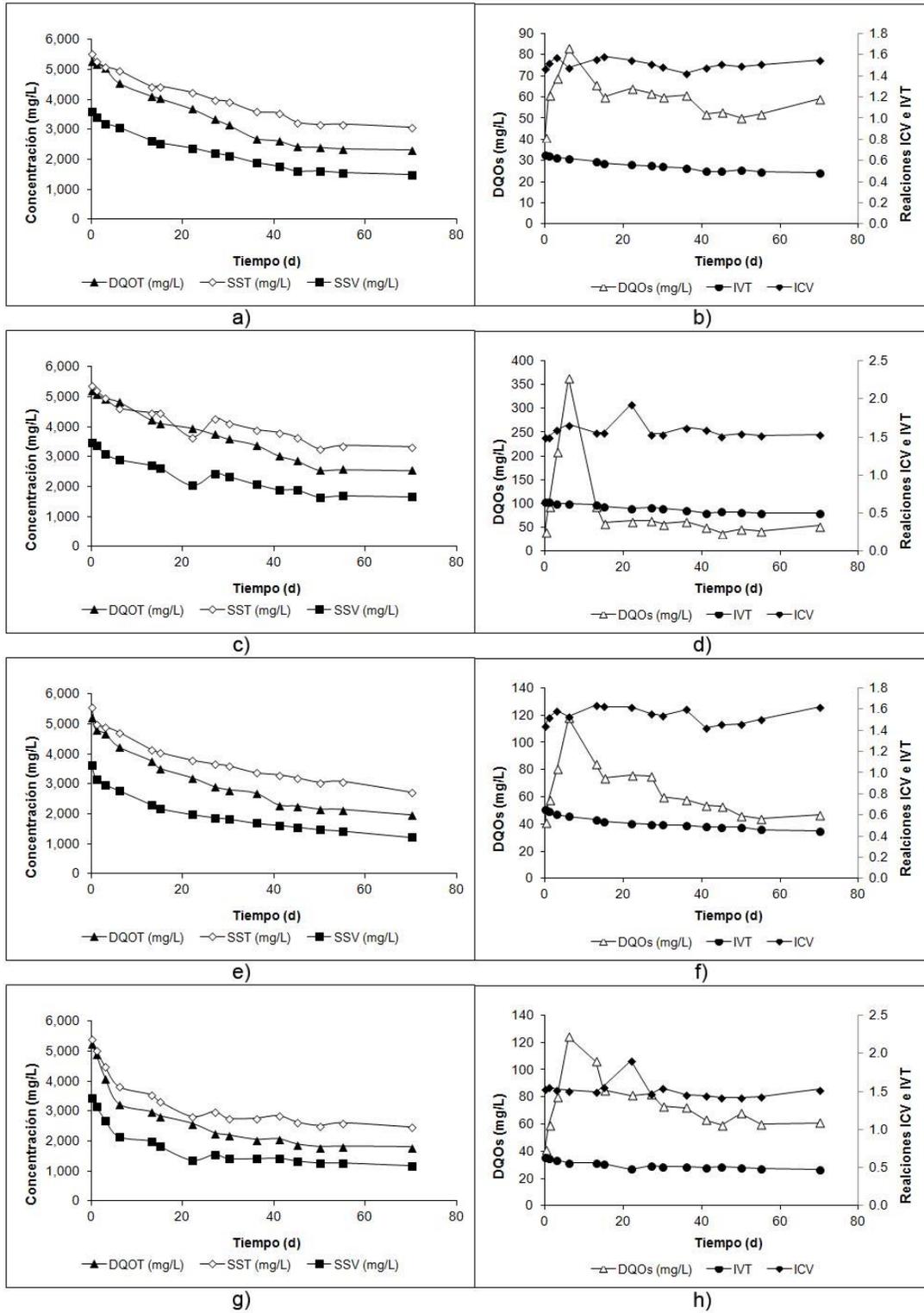


Figura 8.2 Determinaciones de los parámetros de los digestores de lodo-NT intermitentes: a) SST, SSV, DQOx del reactor 5m-3h, b) DQOs, icv e ivt del reactor 5m-3h, c) SST, SSV, DQOx del reactor 30m-6h, d) DQOs, icv e ivt del reactor 30m-6h, e) SST, SSV, DQOx del reactor 2h-10h, f) DQOs, icv e ivt del reactor 2h-10h, g) SST, SSV, DQOx del reactor 12h-11h, h) DQOs, icv e ivt del reactor 12h-12h.

Se esperaba que los digestores alcanzaran la meseta donde termina la digestión dentro de los 70 días por suponer que se trata de un lodo tipo OHO, sin embargo, como se observa en las gráficas del lado izquierdo tanto de la Figura 8.1 como de la Figura 8.2, ninguno de los digestores se alcanzó dicho punto, los más próximos fueron el digestor aerobio y el intermitente 12h-12h. Este aspecto se discutirá más adelante.

Por otro lado, se observa la acumulación de productos de la lisis celular (graficas del lado derecho de la Figura 8.1 y la Figura 8.2), durante los primeros 10 días. Posteriormente, la concentración de DQOs disminuyó hasta alcanzar un nivel promedio de 64 mg/L. En el caso de la ivt, inicio con un valor de 0.65, al finalizar los 70 días descendió hasta un valor promedio de 0.48, cambiando en un 25%. Como se discutió en los capítulos anteriores, mientras mayor sea la presencia de la fracción ISS, mayor será el cambio en la relación ivt en función del tiempo durante una digestión. En cuanto a la relación icv, como era de esperarse, fue cambiando durante la digestión, con una tendencia a disminuir su valor, pero en menor magnitud que en las fases anteriores. Aparentemente, la tendencia se asemeja a un valor constante (vario poco).

El resumen de los porcentajes de degradación del lodo-TN durante los 70 días se presenta en la Figura 8.3. Al comparar los porcentajes de degradación de las tres fases, se observa que el lodo-TN presento 10% mayor remoción durante los 70 días que en los otros dos casos, en todos los ambientes, lo cual implica que los b_H son mayores a los del lodo-modelo1 y del lodo-ISS. Para este tipo de lodo, las condiciones de mayor degradación fueron los ambientes intermitentes 2h-10h y 12h-12h, en segundo lugar los ambientes aerobio, hipóxico e intermitente 5m-3h, el ambiente anaerobio presentó el menor porcentaje de degradación.

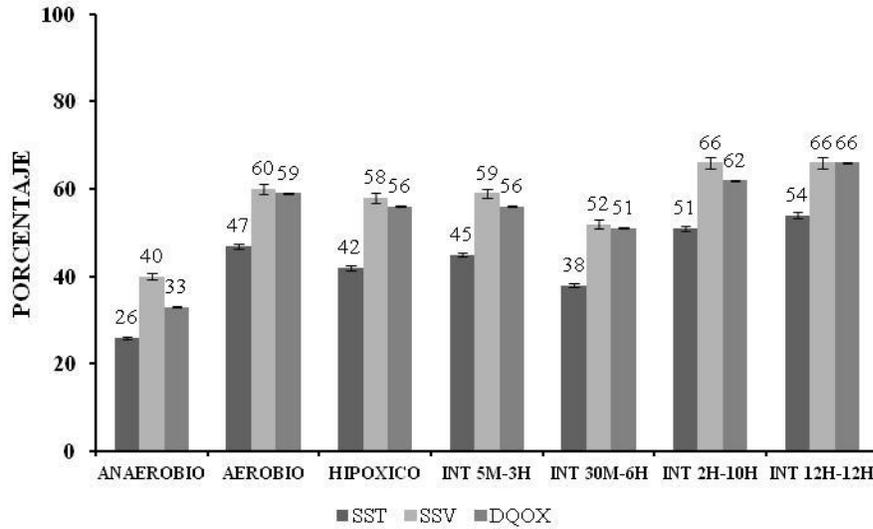


Figura 8.3 Porcentajes de degradación del lodo-TN después de 70 días

En la Tabla 8.2 se muestran los días que transcurrieron para que en cada ambiente decaiga del 38% de SSV. Los ambientes que tardaron más en alcanzar esta reducción fueron el anaerobio, aerobio e intermitente 30m-6h, por otra parte, los que requirieron menor tiempo fueron los ambientes aerobio (6 días), e intermitentes 2h-10h y 12h-12h (15 y 11 días respectivamente).

Tabla 8.2 Degradación del 38% de SSV, tasas iniciales de degradación (K) y los respectivos R² de los diferentes ambientes del lodo TN

REACTORES	DEGRADACIÓN		
	DEL 38 % DE SSV (DÍAS)	K (d ⁻¹)	R ²
Anaerobio	55	-0.0149	0.93
Aerobio	6	-0.0398	0.87
Hipóxico	22	-0.0234	0.90
Int 5m-3h	22	-0.0213	0.91
Int 30m-6h	36	-0.0187	0.89
Int 2h-10h	15	-0.0307	0.92
Int 12h-12h	11	-0.0414	0.84

En la tercera y cuarta columna de la Tabla 8.2 se presentan las tasas de decaimiento iniciales (primeros 10 días) y sus coeficientes de determinación (R²) respectivamente. Se observa que las tasas son del mismo orden de valor que las que se obtuvieron con el lodo-modelo1 (Tabla 6.3), pero decae con mayor velocidad. En este tipo de lodo, el ambiente aerobio e intermitente 12h-12h presentaron las tasas

de decaimiento inicial mayores y el anaerobio fue el más lento de los ambientes estudiados. Los valores de R^2 calculados fueron mayores al 0.8, por lo cual se considera que fue un ajuste aceptable entre el modelo y los datos experimentales. En la próxima sección se realizará una comparación más rigurosa basada en la velocidad de decaimiento global estimada mediante la modelación.

8.1 Modelación, simulación y estimación de b_H , b_P , F_a , icv_H e icv_P de los digestores del lodo-TN

Al igual que en las fases anteriores, se aplicaron los dos modelos (sin y con degradación de X_P) para determinar las constantes b_H para cada ambiente y las constantes F_a inicial, icv_H e icv_P comunes para todos los digestores.

Para el primer caso (sin degradación de X_P), en la Figura 8.4 se presenta la simulación de los digestores, modelando simultáneamente la DQO y los SSV. Se puede observar que en los ambientes aerobio e intermitente 12h-12h el decaimiento de la fracción X_H se dio en 40 días, para los ambientes hipóxico, intermitente 5m-3h, y 2h-10h fue alrededor de los 60 días, mientras en los dos ambientes restantes, el decaimiento de X_H requirió más de 70.

En la Tabla 8.3 se presenta el resumen de la determinación de parámetros del lodo-TN. El primer aspecto a analizar es la fracción activa inicial, con un valor estimado del 73%, el cual está próximo a los valores típicos de 75% para lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (Fall et al., 2009; WERF, 2003; Rieger et al., 2013).

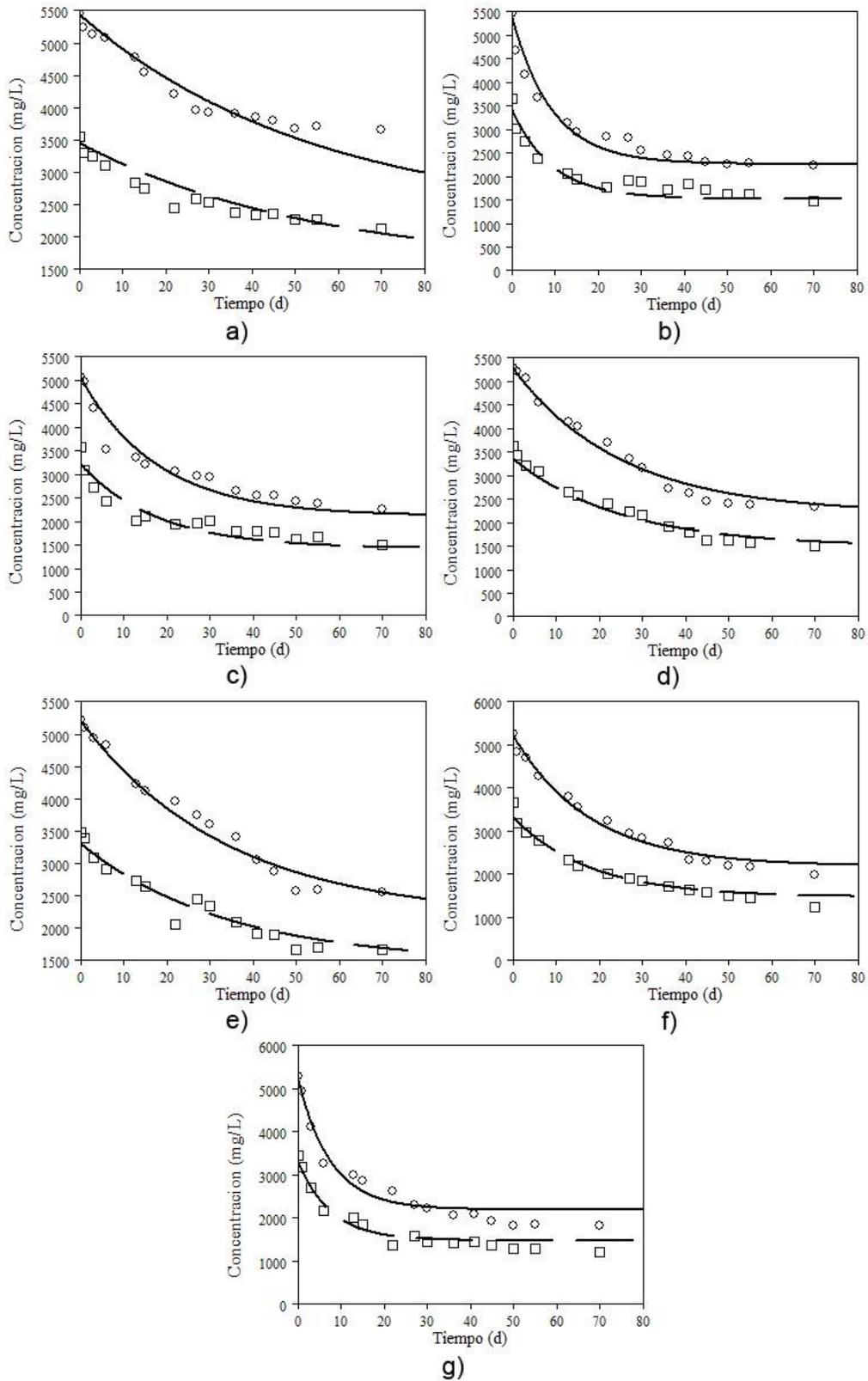


Figura 8.4 Simulación del DQOx y el SSV de los digestores de lodo-TN: a) anaerobio b) aerobio, c) hipóxico, d) int 5m-3h, e) int 30m-6h, f) int 2h-10h y g) int 12h-12h

Con respecto a los valores de icv_H e icv_P , (1.61 y 1.49 respectivamente) mantienen la tendencia observada en los lodos antes analizados, siendo el valor de icv_H mayor al del icv_P , aspecto que contradice lo reportado por autores como Ramdani et al. (2012) y Sperandio et al. (2013), quienes usando lodo con sólo dos fracciones (lodo-modelo) consideran el icv_H menor a icv_P .

Tabla 8.3 Estimación de parámetros b_H con un solo valor de icv_H , icv_P y Fa del lodo-TN

PARÁMETRO DIGESTOR	b_H (d^{-1})	icv_H	icv_P	Fa
Anaerobio	0.0183 ± 0.001	1.61 ± 0.03	1.49 ± 0.03	0.735 ± 0.009
Aerobia	0.1074 ± 0.008			
Hipóxico	0.0559 ± 0.004			
5m_3h	0.0400 ± 0.002			
30m_6h	0.0295 ± 0.002			
2h-10h	0.0562 ± 0.004			
12h-12h	0.1313 0.01			

En este tipo de lodo, las mayores tasas de decaimiento se obtuvieron en los ambientes aerobio e intermitente 12h-12h (0.107 d^{-1} y 0.13 d^{-1} respectivamente), sin embargo no fueron tan altas como se esperaba, puesto que el valor sugerido por defecto para lodo de plantas municipales es alrededor de 0.2 d^{-1} para la digestión en condiciones aerobias (Metcalf y Eddy, 2003 y Ramdani et al., 2010). Los digestores hipóxico e intermitente 5m-3h presentaron valores de b_H alrededor de 0.05 d^{-1} , los cuales son mayores a los obtenidos en las pruebas con lodo-modelo1.

Tomando como base el ambiente aerobio, el b_H obtenido es relativamente alto (0.1 d^{-1}) comparado al del lodo-modelo 1 (aproximadamente 0.02 d^{-1}). Aún que el valor promedio aceptado para los OHOs fue de 0.2 d^{-1} (aerobio), el intervalo reportado en la literatura es muy amplio (0.06 a 0.5 d^{-1} , Friedrich and Takáks, 2013), por lo que el lodo-TN se clasifica más como OHO, aunque podría tener algunas aptitudes almacenadoras (debido al selector, ver sección 4.9)

Esta diferencia de valores en las tasas b_H implican que la biomasa que conforma este lodo se comportó como organismos heterótrofo ordinarios, tomando

como base el comportamiento en condiciones de aireación prolongada como sucedió en el digestor aerobio e intermitente 12h-12h. En condiciones con limitaciones de oxígeno como es el caso de los demás digestores, el decaimiento fue menor.

Lopez-velazques et al. (2008) considera que en condiciones de festín-hambruna, la biomasa desarrolla la propiedad de almacenar el sustrato; en el caso de la planta Toluca-Norte, los reactores de reacción operan con un flujo tipo pistón, donde el licor mixto se mezcla con el sustrato la inicio del reactor en presencia de oxígeno suficiente (2 mg/L de OD), lo cual se puede considerar como la etapa de festín, conforme continua el flujo la concentración de sustrato y OD van reduciendo en el reactor, llegando a la etapa de hambruna, la cual se mantiene durante el proceso de sedimentación y recirculación, con lo cual se cumplen las condiciones propicias para que la biomasa que se desarrolla en la planta Toluca-Norte tenga algo de capacidad de almacenamiento. Esto podría explicar el valor intermedio de b_H aerobio.

Autores como Arunachalam et al. (2004) y Friedrich y Takacs (2013) han reportado valores de b_H para lodos de plantas municipales que oscilan en el rango de 0.059 d^{-1} a 0.74 d^{-1} bajo diferentes condiciones. Los valores obtenidos en esta fase experimental se encuentran en el rango de 0.018 d^{-1} a 0.13 d^{-1} . La tasa de decaimiento del digestor anaerobio es la más baja encontrada hasta el momento en la literatura, para este tipo de lodos.

Al realizar la simulación, considerando ahora el decaimiento de la fracción X_P , se llevó a cabo la estimación de los parámetros, cuyos resultados están presentados en la Tabla 8.4. Al igual que en las fases anteriores, la fracción activa fue menor comparado con el valor encontrado con el modelo sin degradación de X_P . Los valores de icv_H e icv_P no presentaron una variación significativa y los valores de b_H aumentaron ligeramente, en este caso, en un promedio del 18% comparado a los valores sin degradación de X_P .

Tabla 8.4 Estimación de parámetros del lodo-TN considerando el decaimiento de X_P

PARÁMETRO DIGESTOR	b_H (d^{-1})	b_P (d^{-1})	icv_H	icv_P	Fa
Anaerobio	0.0170 ± 0.001	0.0035 ± 0.0007	1.62 ± 0.03	1.50 ± 0.03	0.624 ± 0.02
Aerobia	0.1700 ± 0.02				
Hipóxico	0.0700 ± 0.006				
5m_3h	0.0435 ± 0.003				
30m_6h	0.0304 ± 0.002				
2h-10h	0.0660 ± 0.005				
12h-12h	0.1860 ± 0.02				

El valor del coeficiente de contingencia cuadrática (χ^2) obtenido durante la estimación de parámetros del escenario que no considera la degradación de X_P fue de 8125927.1, por otro lado, el χ^2 calculado con el modelo que considera el decaimiento de X_P fue de 7777236.9, siendo este último menor que en el modelo anterior. Esto implica que el segundo modelo (con decaimiento de X_P) se ajusta mejor a los datos experimentales, por lo cual es una mejor representación de los fenómenos de decaimiento en este tipo de lodo.

Los valores de icv_H fue mayor que icv_P (1.62 ± 0.03 contra 1.5 ± 0.03), sin embargo, la diferencia no fue tan alta como en el caso del lodo-modelo1 (biomasa acumuladora). Esto podría explicar por qué finalmente para OHOs no se hace una diferencia entre icv_H e icv_P . Por el contrario, para acumuladores, mostro la necesidad de usar 2 valores.

El valor de la tasa de decaimiento de la fracción X_P fue estimada como valor único para todos los digestores debido a que la corrida fue corta y no se obtuvo suficiente información para estimar con precisión esta constante. Para el lodo-modelo y el lodo-ISS, la fracción X_P del modelo sólo representa lodos productos microbianos provenientes del decaimiento; sin embargo en el caso del lodo proveniente de las plantas de tratamiento de aguas residuales, la variable X_P del modelo también incluye la materia orgánica inerte del influente (X_I) como colorantes, cabello, papel higiénico y otros. Estos elementos pueden llegar a degradarse dentro del proceso de digestión, lo que forma parte de la tasa b_P , por lo cual puede tener un valor diferente

al que se obtiene estrictamente sólo para X_P . El valor de b_P (para X_P y X_I) medido aquí, fue mayor a lo que fue medido en los capítulos anteriores para X_P solamente

8.2 Comparación de los diferentes tipos de lodo

En la literatura revisada, la mayoría de las investigaciones someten un tipo de lodo (ya sea modelo o de planta de tratamiento) a uno o hasta 4 condiciones diferente de degradación, en algunos casos, someten lodos provenientes de diferentes plantas a un proceso de degradación. La relevancia de este estudio, es que sometió tres tipos de lodo (dos lodos modelo generados en diferentes condiciones y un lodo proveniente de una planta de tratamiento) a seis o siete condiciones de degradación diferentes, monitoreándolos por periodos extensos de tiempo (70 y 130 días) con la finalidad de determinar cuáles son las mejores condiciones de degradación del lodo.

Al comparar los porcentajes de digestión (Figuras 5.10, 5.17 y 5.22) se observa que en condiciones anaerobias es donde hay menor porcentaje de degradación, por otro lado, en condiciones hipóxicas e intermitentes 5m-3h se obtuvieron muy buenos porcentajes de degradación (alrededor del 60% en todos los casos). Entre las ventajas que proporcionan estas condiciones se encuentra el ahorro en energía por requerir menores cantidades de oxígeno y menor afectación en el pH (sección 5.3.3).

Por parte de la modelación y simulación, el modelo que se planteó representó adecuadamente el decaimiento de en los digestores en los diferentes ambientes y con los diferentes tipos de lodo, permitiendo una adecuada estimación de los parámetros, lo cual se demostró mediante los análisis de sensibilidad y los valores de la desviación estándar obtenidos durante la estimación.

El modelo permitió determinar la relación DQO/SSV tanto de la fracción X_H como de la fracción X_P , esto se logró por que se monitorearon ambos parámetros por periodos largos de tiempo, a diferencia de otros estudios en los que usan técnicas

como la respirometría, monitoreo uno de estos parámetros o el monitoreo es por tiempos cortos (menos de 20 días). Como se mencionó anteriormente, algunos autores han propuesto valores para estas relaciones, considerando que icv_H es menor a icv_P , sin embargo en este estudio uno de los tres casos (lodo-modelo1) el icv_H fue mayor y como es de esperarse, los valores dependen considerablemente del tipo de lodo.

Por otro lado, en el caso del lodo-TN, la diferencia entre icv_H e icv_P no fue tan alta como en el caso del lodo-modelo1, por lo cual se puede considerar como un sólo valor.

En la literatura revisada, b_P oscila en el rango de 0.005 d^{-1} a 0.0075 d^{-1} , realizando monitores menores a 40 días. Los valores obtenidos en el presente estudio para los diferentes tipos de lodo van de 0.00018 d^{-1} a 0.0055 d^{-1} , estando en el mismo orden de valores pero en el mejor de los casos (digestor intermitente 5m-3h), el valor estimado está en el rango inferior de lo reportado en la literatura. La información sobre la tasa b_P empieza a obtenerse después de los 50 días de digestión, principalmente en las determinaciones de los SSV, sin embargo, los datos de los digestores que fueron monitoreados por 70 días, no contenían suficiente información para estimar una b_P para cada ambiente, aun así, fue posible estimar un valor promedio para todos los digestores.

En la Tabla 8.5 se compara el porcentaje final de SSV degradados y las tasas de decaimiento (b_H y b_P) de los 7 ambientes en los tres tipos de lodo. Al comprar los parámetros (%SSV, b_H , b_P) de los ambientes, se muestra que dependiendo de la forma que se operan los reactores, influye en el tipo de condición más adecuado para su degradación, sin embargo, cuando se diseña una planta no es posible determinar las características del lodo que se va a generar.

Tabla 8.5 Comparación del porcentaje de SSV y tasas de decaimiento (b_H y b_P) de los tres tipos de lodo

DIGESTOR	% SSV FIN			b_H			b_P		
	L.M	ISS	L.TN	L.M	ISS	L.TN	L.M	ISS	L.TN
Anaerobio	45	32	40	0.018	0.0087	0.017	0.0008	0.0028	0.0035
Aerobia	41	50	60	0.023	0.0138	0.170	0.0016		
Hipóxico	47	41	58	0.047	0.0316	0.070	0.0020		
5m_3h	52	45	59	0.023	0.0310	0.044	0.0055		
30m_6h	43	44	52	0.018	0.0195	0.030	0.0017		
2h-10h	44	34	66	0.026	0.0219	0.066	0.0013		
12h-12h	54		66	0.031		0.186	0.0018		

L. M = Lodo-modelo1, ISS = Lodo-ISS, L. TN = Lodo Toluca-Norte

Con base en la información obtenida en esta investigación, se puede considerar que los reactores hipóxico o intermitente 12 horas con aireación y 12 sin aireación son los más recomendables para una mejor digestión ya sea de biomasa tipo OHO o del tipo almacenador (GAO o PAO), por presentar los mejores porcentajes de remoción de SSV al final del monitoreo y de las mejores tasas de decaimiento (b_H y b_P) en todos los lodos estudiados, además de permitir un ahorro en energía para la aireación de los digestores.

Por otro lado, al considerar las condiciones más adecuadas para un tanque de intercambio, lo recomendado son las condiciones de oxígeno limitado ya sea por bajas concentraciones de oxígeno o ciclos cortos de aireación-sin aireación, (ambiente hipóxico e intermitente 5 minutos con aireación y 3 horas sin aireación), por tener de los mejores porcentajes de remoción, tasas de decaimiento y promover fenómenos como el desacoplamiento metabólico y mantenimiento endógeno.

CAPÍTULO 9: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

9.1 Conclusiones

Las conclusiones obtenidas a lo largo de esta investigación se presentan a continuación:

Al estudiar los digestores con diferentes ambientes, se determinó que en condiciones hipóxicas se obtiene la mayor reducción de masa para un lodo con microorganismos almacenadores. Por otra parte, para lodo con microorganismos heterótrofos ordinarios, la mayor reducción de masa se dio con aireación intermitente (12 horas aireando y 12 horas sin aireación).

Se planteó un modelo basado en el ASM1, que describió adecuadamente el comportamiento de los digestores en los diferentes ambientes, el cual puede ser usado para describir el decaimiento en los tanques de intercambio de procesos de lodos activados de baja producción de lodo.

Al usar la modelación y simulación con base en el ASM1 se determinó que los modelos que consideran la reducción de la fracción X_P representan mejor el comportamiento de los digestores.

Las constantes de decaimiento de los heterótrofos en los lodos modelo (lodo-modelo1, lodo-ISS) resultaron ser diez veces más bajos (en el rango de 0.0092 a 0.055 d^{-1}) que el valor típico para biomasa heterótrofa ordinaria (0.2 d^{-1} en ambiente aerobio), requiriendo experimentos de digestión extremadamente largos para alcanzar la estabilización. Hipotéticamente, las condiciones de cultivo del lodo-modelo y su comportamiento sugieren que se trata de mezclas enriquecidas en microorganismos almacenadores.

El lodo de la planta Toluca-Norte (lodo-TN) tuvo un b_H del orden de 0.06-0.19, en algunos casos, muy próximo al valor para los OHO.

El análisis de sensibilidad determinó que son identificables los parámetros del modelo con base en mediciones de SSV y DQO. El ajuste simultáneo de todas las series de datos de DQO y SSV de las diferentes corridas de digestión permitió superar los problemas de identificabilidad pre-diagnosticados y proveer un juego único de parámetros, capaz de modelar adecuadamente todas las corridas.

Se demostró que los modelos matemáticos basados en el ASM1 que se propusieron (con y sin degradación de X_P), fueron capaces de simular adecuadamente la digestión de los tres tipos de lodo, bajo 7 diferentes condiciones, permitiendo estimar los parámetros de interés (b_H , b_P , F_a , icv_H , icv_P), siendo todos identificables y únicos.

Se mostraron evidencias de que el índice icv es diferente para las fracciones X_H y X_P sobre todo para el lodo-modelo almacenador. Los valores obtenidos para icv_H e icv_P para el lodo-modelo1 son 1.54 ± 0.02 y 1.2 ± 0.02 respectivamente. En el caso del lodo-TN, los valores de icv_H e icv_P estimados son 1.62 ± 0.03 contra 1.5 ± 0.03 , sin embargo, por la proximidad de los valores, se pueden considerar como un solo icv .

La estabilización de los lodos enriquecidos en bacterias almacenadoras (ya sea lodo-modelo o lodo proveniente de una planta de tratamiento), caracterizadas por una baja tasa de decaimiento, no se comporta igual que en el caso de bacterias heterótrofas ordinarias. El lento decaimiento alarga bastante los tiempos de digestión requeridos (comparado a los criterios de estabilización aerobia de lodos) y resulta engañoso usar valores de $SOUR$, dado que la baja tasa de decaimiento presenta valores muy inferiores a $1.5 \text{ mgO}_2/\text{mgSST.d}$, cuando en realidad no hay una baja significativa de la cantidad de microorganismos.

Se presentaron evidencias sobre las ventajas y la necesidad de realizar corridas largas de los digestores, para la correcta estimación de constantes como son b_H y b_P , ya que los parámetros como la DQO y SSV contienen información (como

el decaimiento de la fracción X_p) que las mediciones a corto plazo mediante la respirometría no son capaces de proveer.

Al evaluar la degradación de los tres diferentes tipos de lodo bajo los diferentes ambientes, se observó que desde el punto de vista de un digestor de lodos, las condiciones más recomendables son el hipóxico e intermitente 12h-12, por otro lado, considerando un tanque de intercambio, las condiciones con oxígeno limitado ya sea por bajas concentraciones de oxígeno o ciclos cortos de aireación-sin aireación, son más recomendables.

La información obtenida en este estudio, puede ser aplicada a los digestores de lodo convencionales, ya que modificando las condiciones de aireación es posible mejorar el grado de estabilidad y disminuir los costos de operación y disposición del lodo. Además, la información sirve para desarrollar procesos de lodo activado de baja producción de lodo.

9.2 Recomendaciones

Montar reactores de digestión con lodo real de diferentes plantas de tratamiento con monitoreos más extensos e intensivos para obtener mayor cantidad de valores de la tasa de decaimiento de la fracción X_p (b_p).

Montar digestores de lodo en laboratorio con lodos reales para confirmar la ventaja económica de cambiar la operación de los digestores de lodo aerobios por digestores de aireación intermitente.

Realizar pruebas a largo plazo que incluyan el seguimiento de la DQO, SSV y r_{O_2} , con la finalidad de lograr un método que permita obtener la mayor información posible de los modelos de digestores.

Usar la información obtenida en este estudio para montar en laboratorio un proceso de lodos activados de baja producción de lodo y realizar su modelación y simulación.

Seguir incursionando en el uso de los análisis de materiales para obtener más información que permita un mejor modelaje de los sistemas de lodos activados.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 29th ed. American Public Health Association (APHA, AWWA and WPCF), Washington DC.
- Arunachalam R., Shah H. y Ju L., 2004. Aerobic sludge digestion under low dissolved oxygen concentrations. *Water Environment Research* 76, 5.
- Canales A., Pareilleux A., Luc Rols, J., Goma, G., Huyard, A., 1994. Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology* 30 (8), 97-106.
- Chon D. H., Rome M., Kim Y. M., Park K. Y., Park C., 2011. Investigation of the sludge reduction mechanism in the anaerobic side-stream reactor process using several control biological wastewater treatment processes. *Water Research* 45, 6021-6029.
- Comeau, Y., Hall, K.J., Hancock, R.E.W., Oldham, W.K., 1986. Biochemical model for biological enhanced phosphorus removal. *Water Res.* 20, 1511 -1521.
- De Erice E., González A., 2012. *Biología: la ciencia de la vida*. 2ª edición, Mc Graw Hill, México, 449 pp.
- Dochain D., Vanrolleghem P.A., Van Daele M., 1995. Structural identifiability of biokinetic models of activated sludge respiration. *Water Res.* 29, 2571 -2578.
- DOF, 2003. "Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, protección ambiental, lodos y biosólidos, Especificaciones y límites máximos de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final", *Diario Oficial de la Federación (DOF)*, August 15, 2003, Mexico.
- Dold, P.L., Ekama, G.A., Marais G.v.R., 1980. A general model for the activated sludge process. *Progress Water Technol.* 12 (6), 47 -77.
- Easwaran S.P., Novak J. T., Doyle M. L., 2009. Mechanism and optimization of the cannibal process. *Water Environment Federation*. Pp 7164 – 7180.
- Ekama G. A., Dold, P.L. and 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*. Vol 18, pp 91-114.

- Fall C. 2003. Modelación matemática de plantas de tratamiento de lodos activados. Centro Interamericano de Recursos del Agua CIRA-UAEM, Toluca, Edo de México (publicación interna).
- Fall C., Loaiza-Navía J. L., 2007. Design of a tracer test experience and dynamic calibration of the hydraulic model for a full-scale wastewater treatment plant by use of Aquasim. *Water Environment Research* vol. 79
- Fall C., Loaiza J. y Esparza M., 2009. Full activated sludge model no. 1 calibration experience at a medium-size WWTP in Mexico. *Water Science and Technology* 60.12, pp 3069 – 3082.
- C. Fall, A. Jiménez-Zárate, C. Martínez-García, M. T. Olgúin. 2014 Total solids-retention in activated sludge: modelling and simulation. *Water Pollution XII*. ISBN: 978-1-84564-776-6
- Federal Register, 1993. Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. Final Rules, Part II, Environmental Protection Agency, 40 CFR Part 257, February 19. USA.
- Friedrich, M., Takács, I., 2013. A new interpretation of endogenous respiration profiles for the evaluation of the endogenous decay rate of heterotrophic biomass in activated sludge. *Water Res.* 47 (15), 5639 -5646.
- Giraldo E., Goel R. y Noguera D., 2007. Modeling Microbial Decay in a Cannibal™ Sludge Minimization Process. *WEFTEC 2007*.
- Goel R. y Noguera D, 2006. Evaluation of Sludge Yield and Phosphorus Removal in a Cannibal Solids Reduction Process. *J. Envir. Engrg.* Volumen 132, Issue 10, pp. 1331-1337.
- Grube M., Lin J. G., Lee P. H, Kokorevicha S., 2006. Evaluation of sewage sludge-based compost by FT-IR spectroscopy. *Geoderma* vol. 130 pp. 324– 333
- Guisasola, A., Sin, G., Baeza, J., Carrera, J., Vanrolleghem, P.A., 2005. Limitations of ASM1 and ASM3: A comparison based on batch oxygen uptake rate profiles from different full-scale wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 52 (10-11), 69 -77.
- Gujer W., Henze M., 1991. Activated sludge modeling and simulation. *Water Science and Technology*, 23, 1011-1023.

- Gulnaz O., Saygideger S., Kusvuran E., 2005. Study of Cu(II) biosorption by dried activated sludge: effect of physico-chemical environment and kinetics study. *Journal of Hazardous Materials*, B120, pp 193-200.
- Gulnaz C., Kaya A., Dincer S., 2006. The reuse of dried activated sludge for adsorption of reactive dye. *Journal of Hazardous Materials*, B134, 190-196.
- Hao X., Wang Q., Zhang X., Cao Y., Van Loosdrecht C. M., 2009. Experimental evaluation of decrease in bacterial activity due to cell death and activity decay in active sludge. *Water Research* 43, 3604-3612.
- Hao, X., Wang, Q., Cao, Y., Van Loosdrecht, M.C.M., 2010. Experimental evaluation of decrease in the activities of polyphosphate/glycogen-accumulating organisms due to cell death and activity decay in activated sludge. *Biotechnol Bioeng.* 106 (3), 399 -407.
- Henze M., Gujer W., Mino T. y Van Loosdrecht M. V. 2002. Activated sludge models, ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Publishing, London, UK, 130p.
- Horan N. J., 1990. Biological wastewater treatment systems, theory and operation. John Wiley y Sons, Chichester, UK.
- Johnson B.R, Daigger G. T. y Roehl M., 2007 Achieving 0.3 mg/l total phosphorus with the cannibal® solids reduction process. *Water Environment Federation. Nutrient Removal*, pp. 990-996(7).
- Johnson B. R., Daigger G. T. y Novak J. T., 2008 The Use of ASM based Models for the Simulation of Biological Sludge Reduction Processes. *Water Practice & Technology. Vol 3, issue 3.*
- Jones R., Parker W., Khan Z., Murthy S., Rupke M., 2007. A study of the biodegradable fraction of sludge in aerobic and anaerobic systems. In *Proceedings of WEFTE, 80th Annual Conference and Exposition of the Water Environment Federation*, pp 20-35. San Diego. C.A.
- Jones R., Parker W., Khan Z., Murthy S., Rupke M., 2008. Characterization of sludge for predicting anaerobic digester performance. *Water Science and Technology* 57 (7), pp 721-726.

-
- Jones R., Parker W., Zhu H., Houweling D., Murthy S., 2009. Predicting the degradability of waste activated sludge. *Water Environment Research*. Vol. 81 No 8 pp 765 – 771.
 - Jung S. J., Miyanaga K., Tanji Y. y Unno H., 2006. Effect of intermittent aeration on the decrease of biological sludge amount. *Biochemical Engineering Journal*. Vol 27 pp 246 – 251.
 - Khursheed A., Kazmi A. A., 2011. Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction. *Water Research*. 45, 4287-4310.
 - Laurent J., Pierra M., Casellas M., Dagot C., 2009. Fate of cadmium in activated sludge after changing its physico-chemical properties by thermal treatment. *Chemosphere*, Vol 77, pp. 771-777.
 - Laspidou C. S. y Rittmann B. E., 2002. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Research* 36, 2711-2720.
 - Lim B. S., Choi B. C., Yu S. W. y Lee C. G., 2007. Effects of operational parameters on aeration on/off time in an intermittent aeration membrane bioreactor. *Desalination* Vol. 202 p.p. 77 – 82.
 - Liu Y., Tay J., 2001. Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. *Biotechnology Advances* 19, 97-107
 - Lopez, C., Pons, M. N., Morgenroth, E., 2006. Endogenous processes during long-term starvation in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal. *Water Res.* 40, 1519 -1530.
 - López-Vazquez, C.M., Song, Y.I., Hooijmans, C.M., Brdjanovic, D., Moussa, M.S., Gijzen, H.J., Van Loosdrecht M.C.M., 2007. Short-term temperature effects on the anaerobic metabolism of Glycogen Accumulating Organisms. *Biotechnol Bioeng.* 97 (3), 483 -495.
 - López-Vazquez, C.M., Brdjanovic, D., Hooijmans C.M., Gijzen, H.J. Van Loosdrecht, M.C.M., 2008. Factors affecting the occurrence of PAO and GAO at full-scale EBPR systems. *Water Res.* 42 (10-11), 2349 -2360.
 - Low E. W., Chase H. A., 1999. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. *Water Research* 33 (5), 119-1132.

- Lu H., Keller J., Yuan Z., 2007. Endogenous metabolism of candidates *accumulibacter phosphatis* under various starvation condition. *Water Research* 41, 4646 – 4656.
- Lubello C., Caffaz S., Gori R., Munz G., 2009. A modified activated sludge model to estimate solids production at low and high solids retention time. *Water Research* 43 (18), pp 4539-4558.
- Marais, G.v.R. y Ekama, G.A., 1976. The activated sludge process: steady state behaviour. *Water SA* 12 (4), 163 -200.
- Martínez-García C. G., Olguín M. T., Fall C., 2014. Aerobic Stabilization of biological sludge characterized by an extremely low decay rate: Modeling, identifiability analysis and parameter estimation. *Bioresource Technology* 166, 112-119.
- Metcalf-Eddy 2003. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. 4a edición, Mc Graw Hill, New York, 1819 pp.
- Ni B. J., Sheng G. P., Yu H. Q., 2011. Model-based characterization of endogenous maintenance, cell death and predation processes of activated sludge in sequencing batch reactors. *Chemical Engineering Science*. Vol. 66 pp 747-754
- Novak J. T.; Salder M. E., y Murthy S. N., 2003. Mechanisms of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids. *Water research* Vol. 37, p. p. 3136-3144.
- Novak J. T. Chon D. H. Curtis B. y Doyle M., 2007. Biological Solids Reduction Using the Cannibal Process. *Water Environment Research*. 79, 12.
- Novak J. T., Banjade S., Murthy S. N., 2011. Combined anaerobic and aerobic digestion for increased solids reduction and nitrogen removal. *Water Research* 45, 618-624.
- Oliveira R., Hammer P., Guibal E., Taulemesse M., Garcia O., 2014. Characterization of metal–biomass interactions in the lanthanum(III) biosorption on *Sargassum* sp. using SEM/EDX, FTIR, and XPS: Preliminary studies. *Chemical Engineering Journal*, Vol 239, pp. 381-391.

- Özdemir S., Uçar D., Çokgör E.U., Orhon D., 2013. Extent of endogenous decay and microbial activity in aerobic stabilization of biological sludge. *Desalin. Water Treat*, 1 -7
- Pagnanelli F., Mainelli S., Bornoroni L., Dionisi D., Toro L., 2009. Mechanisms of heavy-metal removal by activated sludge. *Chemosphere*, Vol. 75, pp. 1028-1034
- Parker W., Jones R., Zhu H., Houweling D., Muruthy S., Rupke M., 2008. Tools for modeling sludge digestibility. *Residuals and Biosolids*. Pp 10-23
- Park C., Abu-Orf M. M., Novak J. T., 2006. The digestibility of waste active sludge. *Water Environment Research* 78, pp 59-68.
- Pérez E., Nieto P. D. y Polanco. F, 2006 Sludge minimisation technologies Reviews. *Environmental Science and Bio/Technology*. 5:375–398.
- Ramdani A., Dold P., Déléris S., Lamarre D., Gadbois A. y Comeau Y., 2010. Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge. *Water Research*. Vol. 44 pp 2179 -2188.
- Ramdani, A., Dold, P., Gadbois, A., Déléris, S., Houweling, D., Comeau, Y., 2012a. Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge in a membrane bioreactor with continuous or on-off aeration. *Water Research*. 46 (9), 2837 -2850.
- Ramdani, A., Dold, P., Gadbois, A., Déléris, S., Houweling, D., Comeau, Y., 2012b. Characterization of the heterotrophic biomass and the endogenous residue of activated sludge. *Water Research*. 46, 653-668.
- Reichert P., Von Schulthess R., Wild D., 1995. The use of Aquasim for estimating parameters of activated sludge model. *Water Science and Technology* 31 (2), 135-147.
- Reichert P., 1998. AQUASIM 2.0. User Manual. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), Switzerland
- Riedel D., 2009. An Investigation into the Mechanisms of Sludge Reduction Technologies. Tesis de maestria. Instituto Politecnico de Virginia. Blacksburg, Viginia.

-
- Rieger L., Gillot S., Langergraber G., Ohtsuki T., Shaw, A., Takács I. Stefan W., 2013. Guidelines using activated sludge models. Scientific and Technical Report N° 22, IWA task Group on Good Modelling Practice, IWA Publishing, London, UK.
 - Rogel-Dorantes J. A., 2013. Determinación de parámetros cinéticos de un lodo-modelo para estudiar la minimización de los sólidos en un proceso biológico de tratamiento de agua residual. Tesis de maestría. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México.
 - Roxburgh R., Sieger R., Johnson B., Rabinowitz B., Goodwin S., Crawford G., Daigger G., 2006. Sludge minimization technologies doing more to get less. Water Environment Foundation. pp 506-525.
 - Saby S. Djafer M., Chen G., 2003. Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling-anoxic activated sludge process. Water research. Vol 37. pp 11-20.
 - Sin, G., Guisasola, A., De Pauw, D., Baeza, J., Carrera, J., Vanrolleghem, P.A., 2005. A new approach for modelling simultaneous storage and growth processes for activated sludge systems under aerobic conditions. Biotechnol. Bioeng. 92, 600 -613.
 - Sperandio, M., Labelle, M.A., Ramdani, A., Gadbois, A., Paul, E., Comeau, Y., Dold, P., 2013. Modelling the degradation of endogenous residue and “unbiodegradable” influent organic suspended solids to predict sludge production. Water Sci. Technol. 67 (4), 789 -796.
 - Subudhi S., Batta N., Pathak M., Bisht V., Devi A., Lal b., Al khulifah B., 2014. Biofloculant production and biosorption of zinc and lead by a novel bacterial species, *Achromobacter* sp. TERI-IASST N, isolated from oil refinery waste. Chemosphere, Vol 113, pp. 116-124
 - Sun L., Randall C. W. y Novak J. T., 2010. The influence of sludge interchange times on the oxic settling anoxic process. Water Environment Research 82, 6.
 - Task Group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment 1987. Henze M., Gujer W., Mino T. and Van Loosdrecht M.V. (2002) Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publishing, London, UK, 130 p

-
- Van Haandel, A.C., Catunda, P.F.C., Araujo, L.S. 1998. Biological sludge stabilization: Part 1. Kinetics of aerobic sludge digestion. *Water SA* 24 (3), 223 - 230.
 - Van Haandel A. C., Lubbe J. V. D., 2007. Handbook biological waste water treatment: Design and optimization of activated sludge systems. Quist, Leidschendam, The Netherlands, 533 pp.
 - Van Loosdrecht M.C.M. and Henze M. 1999 Maintenance endogenous respiration, lysis, decay and predation, *Water Science & Technology*, vol 30 (1), pp 107-117
 - Von Sperling M.; Fróes C. M., 1999. Determination of the Required Surface Area for Activated Sludge Final Clarifiers Based on a Unified Database, *Wat. Res.* Vol. 33, No 8, pp. 1884-1894.
 - Vargas, M., Yuan, Z., Pijuan, M., 2013. Effects of long-term starvation conditions on poly-phosphate and glycogen-accumulating organisms. *Bioresource Technol.* 127, pp. 126 -131.
 - Wang X., Xia S., Chen L., Zhao J., Chovelon J., Nicole J., 2006. Biosorption of cadmium(II) and lead(II) ions from aqueous solutions onto dried activated sludge. *Journd of Erammmntd Sclerues*, Vol 18, No 5, pp. 840 - 844
 - Wang, Y., Geng, J., Peng, Y., Wang, C., Guo, G., Liu, S., 2012. A comparison of endogenous processes during anaerobic starvation in anaerobic end sludge and aerobic end sludge from anaerobic/aerobic/oxic sequencing batch reactor performing denitrifying phosphorus removal. *Bioresource Technol.* 104, 19 -27.
 - Wang, D., Zheng, W., Liao, D., Li, X., Yang, Q., Zeng, G., 2013. Effect of initial H control on biological phosphorus removal induced by the aerobic/extended-idle regime. *Chemosphere* 90, 2279 -2287.
 - Wei Y., Van Houtenb R. T., Borgerb, A. R., Eikelboomb, D. H., Fan, Y., 2003. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research* 37, 4453–4467.
 - Weissbrodt, D.G., Schneiter, G.S., Furbringer, J.M., Holliger, C., 2013. Identification of trigger factors selecting for polyphosphate- and glycogen-

accumulating organisms in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Water Res.* 47, 7006 -7018.

- Wentzel, M.C., Ekama, G.A., Loewenthal, R.E., Dold, P.L., Marais, G.v.R., 1989a. Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part II: Experimental behaviour. *Water SA* 15 (2), 71 -88.
- Wentzel, M.C., Dold, P.L., Ekama, G.A., Marais, G.v.R., 1989b. Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part III: Kinetic model. *Water SA* 15 (2), 89 -102.
- WERF, 2003. *Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling*, first ed. Water Environment Research Federation (WERF), publication N° 9 WWF3, Alexandria, VA.

ANEXOS

ANEXO 1: MATRIZ DEL MODELO ASM1

ANEXO 1. MATRIZ DEL MODELO ASM1

	1 S _i	2 S _s	3 X _i	4 X _s	5 X _{B,H}	6 X _{B,A}	7 X _p	8 S _o	9 S _{NO}	10 S _{NH}	11 S _{ND}	12 X _{ND}	13 S _{ALK}	Tasas de reacción, ρ _j (M L ⁻³ T ⁻¹)							
1. Crecimiento aerobio heterotrófico		-1/Y _H			1			-(1-Y _H)/(Y _H)		-i _{XB}			-i _{XB} /14	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right] \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] X_{B,H}$							
2. Crecimiento anóxico heterotrófico		-1/Y _H			1			-(1-Y _H)/(2.86 Y _H)		-i _{XB}			$\left[\frac{(1-Y_H)}{14 \cdot 2.86 Y_H} \right] - i_{XB}/14$	$\mu_{H,max} \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] \left[\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \eta_g X_{B,H}$							
3. Crecimiento aerobio autotrófico						1		-(4.57-Y _A)/(Y _A)	1/Y _A	-i _{XB} -(1/Y _A)			$\frac{(-i_{XB}/14)}{-(1/7Y_A)}$	$\mu_{A,max} \left[\frac{S_o}{K_{O,A} + S_o} \right] \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] X_{B,A}$							
4. Decaimiento heterotrófico				1-f _p	-1		f _p					i _{XB} - f _p i _{XP}		$b_H X_{B,H}$							
5. Decaimiento autotrófico				1-f _p		-1	f _p					i _{XB} - f _p i _{XP}		$b_A X_{B,A}$							
6. Amonificación de N orgánico soluble										1	-1		1/14	$k_a S_{ND} X_{B,H}$							
7. Hidrólisis de mat. orgánica particulada		1		-1										$k_h \frac{X_s / X_{B,H}}{K_x + (X_s / X_{B,H})} \left[\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right] + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H}$							
8. Hidrólisis del N orgánico enredado											1	-1		$\rho_7 (X_{ND} / X_s)$							
Tasa de conversión Total (observada)	$r_{i\ neto} = \sum v_{ij} \rho_j$																				
Parámetros estequiométricos	Componentes							Parámetros cinéticos													
Rendimiento de los heterotróficos:.. Y _H Rendimiento de los autotróficos:.... Y _A Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes:..... f _p Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO: i _{XB} Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO: i _{XP}	S _i : mat. orgánica inerte soluble, M(DQO)L ⁻³ S _s : mat. org. rápidamente biodegradable, M(DQO)L ⁻³ X _i : mat. org. inerte en forma particulada, M(DQO)L ⁻³ X _s : mat. org. lentamente biodegradable, M(DQO)L ⁻³ X _{B,H} : biomasa heterótrofa activa, M(DQO)L ⁻³ X _{B,A} : biomasa autótrofa activa, M(DQO)L ⁻³ X _p : Productos particuladas inertes procedentes del decaimiento, M(DQO)L ⁻³							S _o : oxígeno disuelto (DQO negativa), M(-DQO)L ⁻³ S _{NO} : N en nitratos y nitritos, M(N) L ⁻³ S _{NH} : N_NH ₄ ⁺ + N_NH ₃ , M(N)L ⁻³ S _{ND} : N orgánico soluble biodegradable, M(N)L ⁻³ X _{ND} : N orgánico particulada biodegradable, M(N)L ⁻³ S _{ALK} : Alcalinidad: unidades molares							Crecimiento y decaimiento de heterotróficos: μ _{H,max} , K _s , K _{O,H} , K _{NO} , b _H Crecimiento y decaimiento de autotróficos: μ _{A,max} , K _{NH} , K _{O,A} , b _A Factor de corrección para el crecimiento de Autotróficos en medio anóxico: η _g Hidrólisis: k _h , K _x Amonificación: k _a Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico: η _h						

ANEXO 2: ESTIMACIÓN DEL ERROR EN LA DETERMINACIÓN DE DATOS EXPERIMENTALES

Tabla A2. 1 Error en las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV de los digestores aerobios de lodo-modelo del Capítulo 5.....	136
Tabla A2. 2 Error en las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV de los digestores de lodo-modelo del Capítulo 6.....	136
Tabla A2. 3 Error en las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV de los digestores de lodo-SS del Capítulo 7.....	137
Tabla A2. 4 Error en las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV de los digestores de lodo-TN del Capítulo 8.....	137

ANEXO 2. ESTIMACIÓN DEL ERROR EN LA DETERMINACIÓN DE DATOS EXPERIMENTALES

La estimación del error de los datos experimentales se calculó con la Ec. 5 de la sección 4.10.1 del capítulo de metodología. En la Tabla A2. 1 a la Tabla A2. 4 se presentan los valores del error, los cuales se presentan como porcentaje para facilitar su comparación.

De manera general, el error es menor al 10% en las determinaciones de DQOT, SST y SSV. Sin embargo, los valores de DQOs presentan mayor porcentaje de error debido a que son valores pequeños (menores a 150 mg/L), por lo que variaciones pequeñas tienen mayor impacto que en las demás

Tabla A2. 1 Error en las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV de los digestores aerobios de lodo-modelo del Capítulo 5

Digestor	DQOT (%)	DQOs (%)	SST (%)	SSV (%)
10 días	0.1	11	0.7	1.1
15 días	0.1	11.4	1.1	1.1
30 días	0.1	11.5	1.8	1.6
70 días	0.1	8.3	1.9	2.1
140 días	0.1	1.7	2.4	2.3

Tabla A2. 2 Error en las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV de los digestores de lodo-modelo del Capítulo 6

Digestor	DQOT (%)	DQOs (%)	SST (%)	SSV (%)
Anaerobio	0.1	1.7	2.4	2.3
Aerobio	0.2	3.9	2.7	2.8
Hipóxico	0.2	5.5	2.2	2.4
5m_3h	0.2	4.4	2.2	2.6
30m_6h	0.2	7.8	1.9	3
2h-10h	0.2	8.9	1.8	1.5
12h-12h	0.1	5.5	2.9	3.5

Tabla A2. 3 Error en las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV de los digestores de lodo-SS del Capítulo 7

Digestor	DQOT (%)	DQOs (%)	SST (%)	SSV (%)
Anaerobio	0.4	1.3	5	6.6
Aerobio	0.7	8.2	6	5.8
Hipóxico	0.9	12	4.1	3.7
5m_3h	0.9	15	5.3	6.8
30m_6h	0.7	11	3.6	3.5
2h-10h	0.4	13	4.1	4.3

Tabla A2. 4 Error en las determinaciones de DQOT, DQOs, SST y SSV de los digestores de lodo-TN del Capítulo 8

Digestor	DQOT (%)	DQOs (%)	SST (%)	SSV (%)
Anaerobio	0.1	1.6	0.9	1.3
Aerobio	0.2	2.3	1	1.8
Hipóxico	0.2	3.1	1.5	1.8
5m_3h	0.7	2.5	1.7	2
30m_6h	0.4	3.5	1.3	2
2h-10h	0.4	2.8	1	1.5
12h-12h	0.3	1.8	1.3	2.2

ANEXO 3: ANÁLISIS DE MATERIALES

Tabla A3. 1 Composición elemental de lodos que se generan en diferente tiempo de digestión	146
Tabla A3. 2 Asignación de las principales bandas observadas en el espectro IR del lodo-modelo o lodo no digerido	152
Tabla A3. 3 Intervalos de temperatura correspondientes a las pérdidas de masa durante la degradación térmica de los lodos tanto del no digerido como los que tuvieron un proceso de digestión	155
Figura A3. 1 Imagen del lodo-modelo, preparado con la tecnica 1	139
Figura A3. 2 Imagen del lodo-modelo, preparado con la tecnica 2	140
Figura A3. 3 Imagen del lodo-modelo, preparado con la tecnica 3	141
Figura A3. 4 Imagen del lodo-modelo, preparado con la tecnica 4	142
Figura A3. 5. Imagen del lodo-modelo (una tintura)	145
Figura A3. 6 Imagen del lodo-modelo (dos tinturas)	145
Figura A3. 7 Composición elemental de los lodos	147
Figura A3. 8 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 10 días	148
Figura A3. 9 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 15 días	149
Figura A3. 10 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 30 días	149
Figura A3. 11 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 70 días	150
Figura A3. 12 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 140 días ...	150
Figura A3. 13 Patrones de degradación térmica del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 10 días	153
Figura A3. 14 . Patrones de degradación térmica del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 15 días	154
Figura A3. 15 Patrones de degradación térmica del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 30 días	154
Figura A3. 16 Patrones de degradación térmica del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 70 días	155

ANEXO 3. ANÁLISIS DE MATERIALES

La preparación de las muestras para los análisis de microscopía electrónica de barrido (MEB), de elementos químicos (mediante el MEB), espectrofotometría infrarroja (IR) y termogravimétrico (TGA) y se presenta en la sección 4.4 del capítulo de metodología del presente trabajo. En el caso de los análisis mediante MEB, se probaron varias técnicas para la preparación de las muestras, las cuales se presenta a continuación.

3.1. Microscopía electrónica de barrido (MEB)

3.1.1. Técnica de MEB 1

La técnica consistió en lo siguiente:

- i). Centrifugado del licor mixto por 10 min a 40 revoluciones por segundo.
- ii). Filtrado del lodo centrifugado (filtro 1.2 μm de poro) con una bomba de vacío.
- iii). Análisis en el MEB.

Mediante esta metodología se obtuvieron las imágenes que se muestran en la Figura A3. 1. Debido a la alta presión con la que trabaja el equipo, la matriz del flóculo perdió su forma y no fue posible distinguir las bacterias. Por otra parte, no es recomendable colocar muestras húmedas en el equipo, por lo que se optó por usar otra metodología.

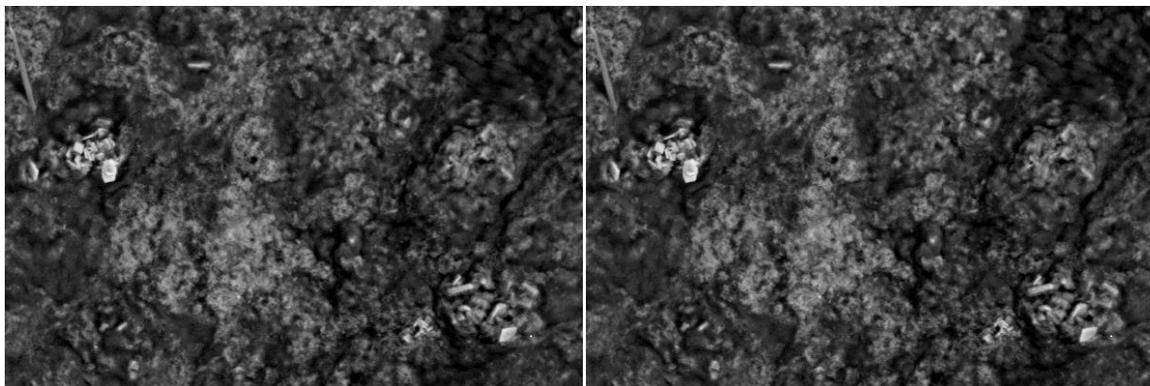


Figura A3. 1 Imagen del lodo-modelo, preparado con la técnica 1

3.1.2. Técnica de MEB 2

La segunda técnica que se utilizó para la preparación de las muestras fue la siguiente:

- i). Centrifugado del licor mixto por 10 min a 40 revoluciones por segundo.
- ii). Filtrado del lodo centrifugado (filtro 1.2 μm de poro) con una bomba de vacío.
- iii). Liofilización de la muestra por 24 horas
- iv). Análisis en el MEB.

Usando esta metodología, se obtuvieron las imágenes de la Figura A3. 2. En el proceso de liofilización, la muestra se deshidrato perdiendo su forma y evitando poder distinguir las bacterias.

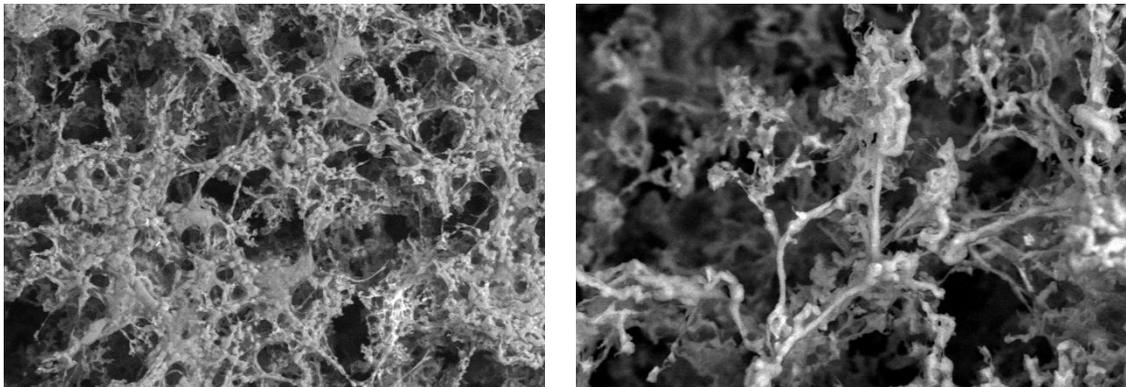


Figura A3. 2 Imagen del lodo-modelo, preparado con la técnica 2

3.1.3. Técnica de MEB 3

En todas las metodologías anteriores, solo se podía usar la microscopía electrónica de barrido a baja presión, por lo que el máximo aumento que se podía utilizar era de 1000x. Debido a esto se propuso la siguiente técnica:

- i). Filtrado del lodo centrifugado (membrana 0.2 μm de poro) con una bomba de vacío.
- ii). Baño de oro.
- iii). Análisis en el MEB.

Las imágenes que se obtuvieron mediante esta técnica, se presentan en la Figura A3. 3. Con ello se logró trabajar en alto vacío, con aumentos de 10,000x, sin embargo, no se obtuvo nitidez en las imágenes.

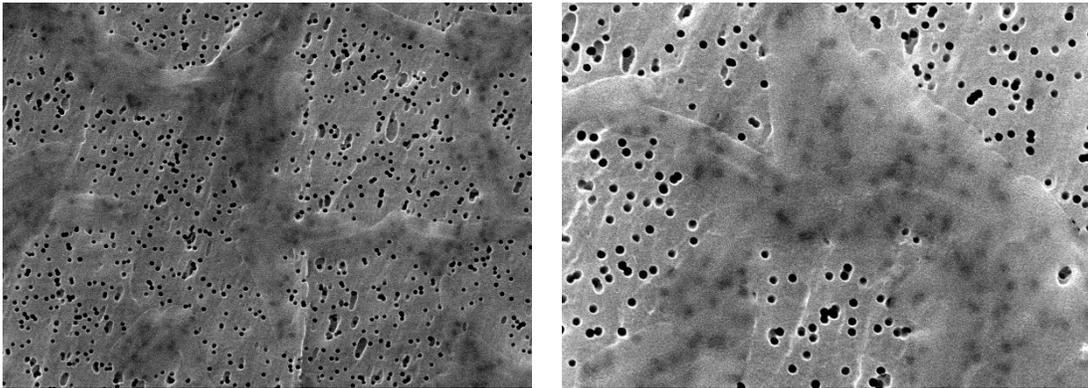


Figura A3. 3 Imagen del lodo-modelo, preparado con la técnica 3

3.1.4. Técnica de MEB 4

Debido al poco éxito en la visualización en las pruebas anteriores, se decidió usar una técnica más simple:

- i). Centrifugado del licor mixto por 10 min a 40 revoluciones por segundo.
- ii). El lodo centrifugado se extendió en charolas y se secó a temperatura ambiente por 72 horas
- iii). El lodo seco fue pulverizado con un mortero.
- iv). Análisis en el MEB.

Mediante esta técnica, se obtuvieron las imágenes presentadas en la Figura A3. 4. Todas las muestras de los digestores fueron preparadas con base en ésta técnica

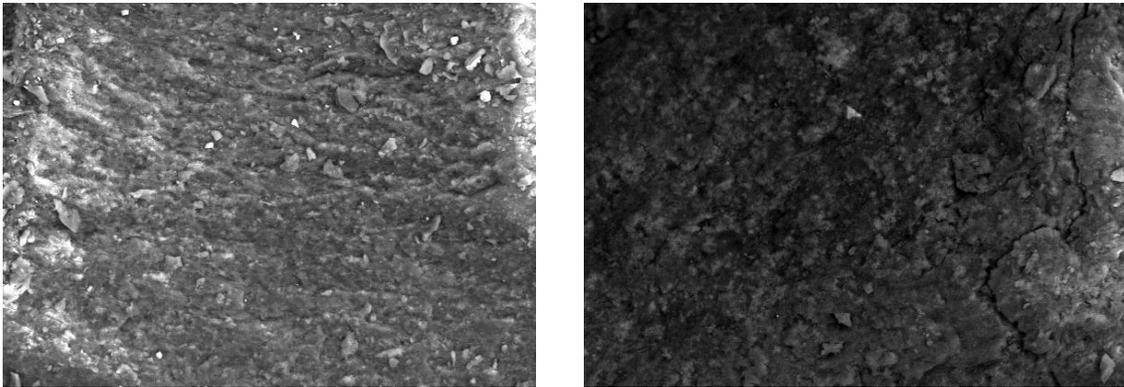


Figura A3. 4 Imagen del lodo-modelo, preparado con la técnica 4

3.1.5. Técnica de MEB 5

Posteriormente, la Dra. Thelma Falcón Bárcenas del departamento de Biología del ININ proporcionó una técnica que permitió obtener excelentes imágenes. Dicha técnica de detalla a continuación:

Material

- i). Glutaraldeido al 25%
- ii). Tetra oxido de osmio 4wt%
- iii). Membrana 0.2 μm GTTP
- iv). Rutenio
- v). Buffer de fosfato
- vi). Etanol al 99%
- vii). Tubos eppendorf 1.5 mL
- viii). Jeringas 1 ml y 10 mL
- ix). Porta filtros
- x). Centrifuga para tubos eppendorf
- xi). Vortex

Preparación inicial

- i). Solución PBS: después de disolver la en agua destilada, se recomienda esterilizar en autoclave.
- ii). Glutaraldeido: Preparara dilución al 6% con solución PBS, recomendación 2.4 mL de glutaraldeido y 7.6 mL de PBS. Manejar con mucha precaución.
- iii). Tetra oxidó de osmio: preparar una solución “stock” al 2% con solución PBS.
- iv). Rutenio: diluir en 3 mL de solución PBS con un poco de rutenio (lo que quede en la aguja de la jeringa después de sumergirla en el rutenio) de modo que se obtenga una tonalidad roja
- v). Etanol al 99%: Preparar diluciones al 10, 30, 50, 70, 99%

Procedimiento para preparar las muestras:

- i). Se coloca 1 mL de muestra (o 0.5 mL en caso de muestras muy concentradas), en los tubos eppendorf
- ii). Centrifugar a 10,000 revoluciones por 2 minutos, sacar el sobrenadante
- iii). Se puede usar una jeringa de 1mL
- iv). Recomendación: usar una jeringa por muestra para no contaminar, usar la misma jeringa durante todo el procedimiento
- v). Se coloca 1 mL del fijador (glutaraldeido al 6%)por muestra
- vi). Se resuspende con el vortex
- vii). Dejar mínimo por 2 horas, se puede dejar hasta 24 h
- viii). Posteriormente se centrifuga en las condiciones antes mencionadas (paso ii).
- ix). Sacar sobrenadante
- x). Enjuagar con solución PBS: rellenar hasta un mililitro, resuspender y centrifugar, sacar sobrenadante

-
- xi). Se coloca el osmio hasta cubrir la muestra (poner 2 mL en el caso de muestras muy concentradas,) dejar reaccionar por 24 h. Los tubos se dejan abiertos y cubiertos con un papel (ligeramente abierto). Se considera que la muestra está listas cuando el líquido y la muestra se ven oscuros o ennegrecidos
 - xii). Recomendación: golpear el tubo para disolver los flóculos
 - xiii). Para acelerar la reacción se puede poner a 36 grados en una incubadora
 - xiv). Elevar el nivel a 1 mL con solución PBS, resuspender y centrifugar a 10,000 revoluciones por 3 minutos y sacar el sobrenadante
 - xv). Enjuagar con solución PBS (paso x).
 - xvi). Colocar 1 mL de alcohol al 10% , resuspender y dejar 10 minutos
 - xvii). Centrifugar y quitar sobrenadante.
 - xviii). Colocar alcohol al 30%, resuspender y esperar 10 minutos (paso xviii)
 - xix). Repetir hasta llegar a la concentración de alcohol del 99%, después de los 10 minutos. No centrifugar.
 - xx). Armar el porta filtros con el filtro y una jeringa de 10 mL
 - xxi). Se preparan 0.8 mL de alcohol al 99% y 0.2 mL de muestra (1 mL de muestra en caso de muestras muy concentradas)
 - xxii). Se pasa por el filtro de policarbonato
 - xxiii). En una caja petri de vidrio, se coloca papel filtro como base, colocar los filtros de policarbonato sobre el papel filtro para transportarlos al microscopio

Procedimiento para preparar las muestras con doble tintura:

- xiv). Después del paso xi, agregar hasta 1 mL de solución de rutenio
- xv). Resuspender y dejar por 24 h en incubadora a 36 °C
- xvi). Continuar desde al paso xi hasta el xviii.

Procedimiento en el microscopio

- i). Se coloca el filtro de policarbonato en el cilindro de acero inoxidable mediante cinta de carbón o de cobre.
- ii). Se realiza un recubrimiento de oro durante 1 min.
- iii). Se ven en el microscopio en alto vacío, condiciones recomendadas por el técnico o analista.

La preparación de las muestras mediante esta técnica tiene una duración de 36 a 48 horas dependiendo si se usa una o dos tinturas. Las imágenes obtenidas se presentan en las Figuras A3.6 y A3.6. Se logró la obtención de imágenes de hasta 10,000x (en alto vacío), con una excelente definición. AL usar doble tintura se incrementa el contraste en las imágenes.

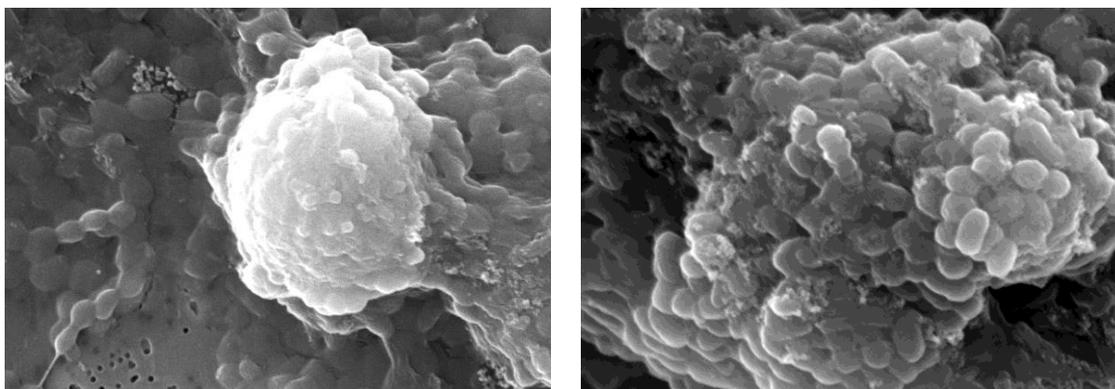


Figura A3. 5. Imagen del lodo-modelo (una tintura)

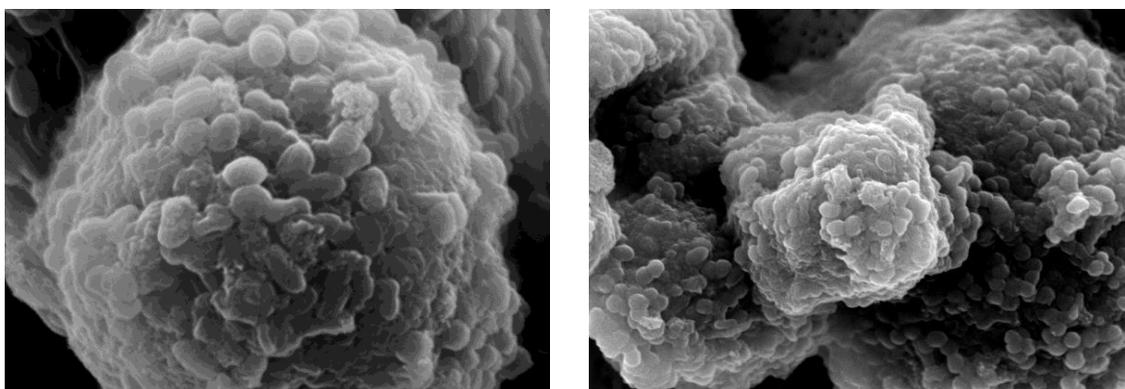


Figura A3. 6 Imagen del lodo-modelo (dos tinturas)

3.2. Análisis de elementos químicos

La composición elemental de las diferentes muestras de lodo, se determinó mediante espectroscopia de rayos-X de energía dispersa (EDS por sus siglas en inglés) y las muestras se prepararon mediante la técnica que se describe en la sección 4.4 del capítulo de metodología, del presente trabajo. Este análisis se aplicó a los lodos obtenidos de los digestores de 10, 15, 30, 70 y 140 días, con la finalidad de observar los cambios en las proporciones de los elementos que conforman el lodo-modelo, durante el tiempo de digestión. Se realizaron 5 análisis a las muestras de lodo de cada digestor. (Tabla A3. 1)

Tabla A3. 1 Composición elemental de lodos que se generan en diferente tiempo de digestión

Elemento	Tiempo de digestión (días)/Cantidad del elemento (porcentaje en peso)					
	0 días	10 días	15 días	30 días	70 días	140 días
C	47.0±3.6	44.3±1.0	42.3±2.0	40.5±1.3	46.3±2.2	39.0±0.5
N	13.9±3.4	15.6±1.9	20.4±3.0	20.3±2.1	10.9±1.9	17.6±0.5
O	31.4±2.4	31.1±3.3	29.8±1.8	30.8±3.4	29.2±1.6	25.9±1.2
Na	0.4±0.1	1.8±1.0	0.6±0.4	1.3±0.7	1.8±0.3	1.8±0.2
Mg	0.4±0.1	0.6±0.2	0.6±0.2	0.6±0.3	0.5	0.4±0.1
Al	0.3±0.2	0.2±0.2	0.3±0.3	0.2±0.2	0.3±0.2	0.7±0.6
Si	0.3±0.1	0.2±0.1	0.4±0.2	0.5±0.3	0.4	0.5±0.1
P	1.2±0.2	1.2±0.2	1.4±0.2	1.3±0.5	1.6	1.9±0.2
S	0.6±0.1	0.5±0.1	0.5±0.1	0.6±0.2	0.9±0.4	0.8±0.1
Cl	0.2±0.1	2.4±1.5	1.3±0.7	1.7±1.1	3.5±0.5	5.3±0.6
K	0.6±0.1	0.5±0.4	0.3±0.2	0.5±0.5	0.5±0.1	0.7±0.1
Ca	1.8±1.5	1.0±0.3	1.3±0.5	1.1±0.5	2.0±0.5	2.1±0.2
Fe	0.9±0.6	0.7±0.4	0.9±0.2	0.7±0.1	1.6±0.2	3.4±0.7

Se detectaron 13 elementos químicos que fueron parte de los componentes del agua con la que se alimentó a los reactores SBR (Tabla 4.1). El aluminio y el silicio probablemente provenían del agua potable utilizada en la experimentación.

Los componentes mayoritarios en las diferentes muestras de lodos fueron el carbono (40%), oxígeno (30) y nitrógeno (20%), los demás componentes se encuentran en cantidades menores al 5 %. En la Figura A3. 7 se puede observar, que las concentraciones de carbono y oxígeno tienden a disminuir a lo largo de la

digestión. Sin embargo, la concentración de nitrógeno aumenta hasta los 30 días y posteriormente disminuye después de este tiempo.

El porcentaje del Na, Mg, P, S, K y Ca (Figura A3. 7 b y c) se puede considerar que es el mismo (tomando en cuenta el error experimental), durante los diferentes periodos de digestión, lo que indica que estos componentes se solubilizan conforme disminuye la masa del lodo, lo cual coincide con lo reportado por Laspidou y Rittmann (2002), Novak et al. (2007) y Sun et al. (2010).

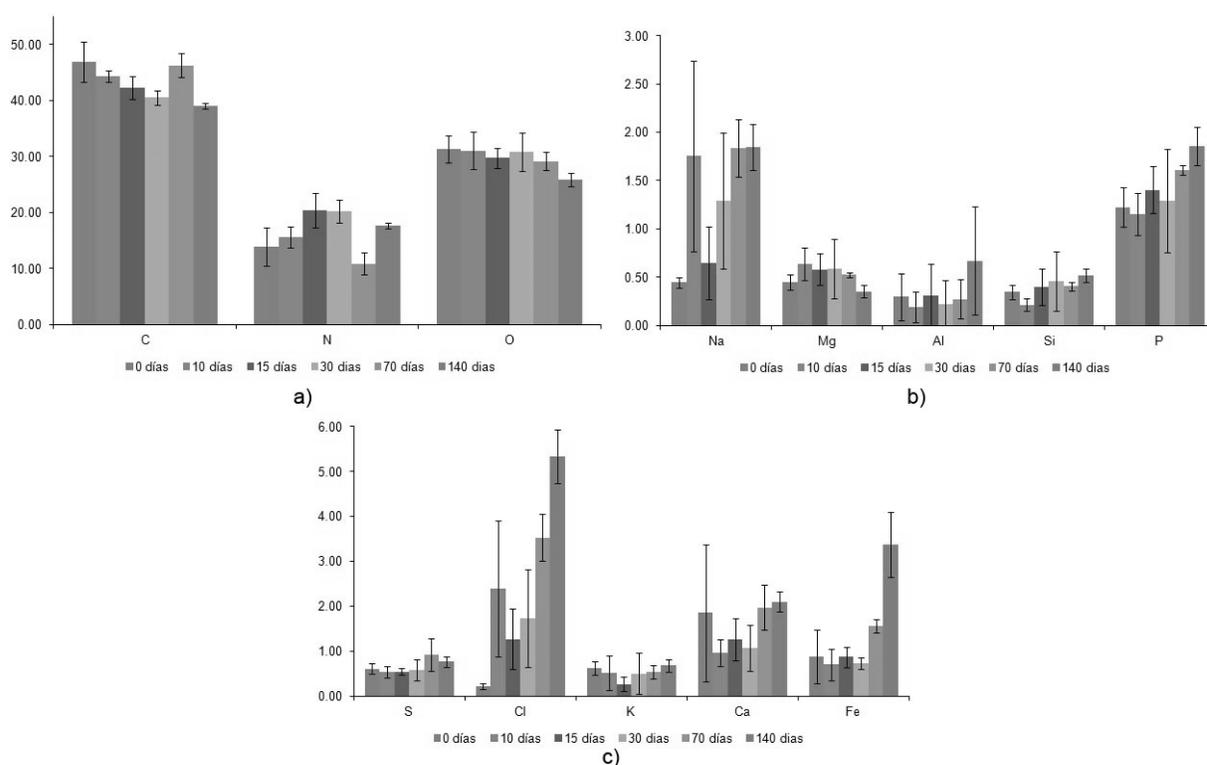


Figura A3. 7 Composición elemental de los lodos

En el caso del cloro y el hierro, su porcentaje aumenta (Figura A3. 7 c), lo cual implica que estos dos componentes se quedan dentro del lodo remanente de la digestión.

3.3. Espectrofotometría infrarroja (IR)

La espectroscopia infrarroja se basa en el hecho de que las moléculas tienen frecuencias a las cuales rotan y vibran. En el infrarrojo medio (aproximadamente $4000-400\text{ cm}^{-1}$) puede ser usado para estudiar las vibraciones fundamentales y la estructura rotacional vibracional en componentes orgánicos. El análisis de espectrofotometría infrarroja se realizó a las muestras de lodo digeridos durante 10, 15, 30, 70 y 140 días. Las muestras se prepararon siguiendo la técnica que se presenta en la sección 4.4 del capítulo de metodología, de este trabajo. De la Figura A3. 8 a la Figura A3. 12 se presentan los espectros IR de las diferentes muestras seleccionadas.

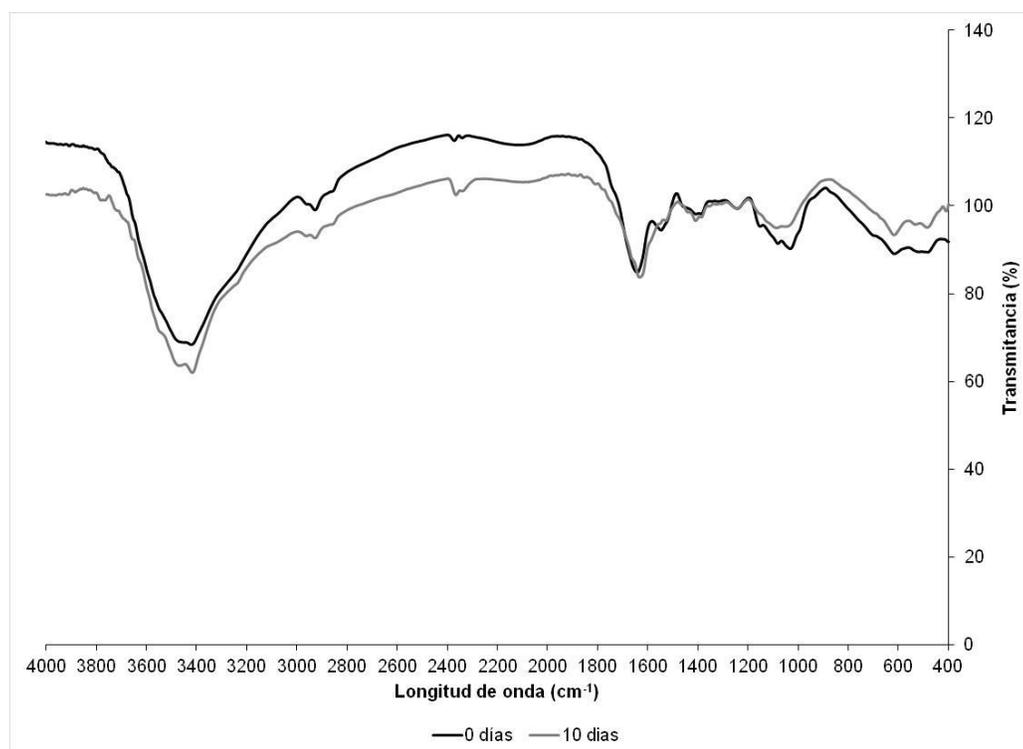


Figura A3. 8 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 10 días

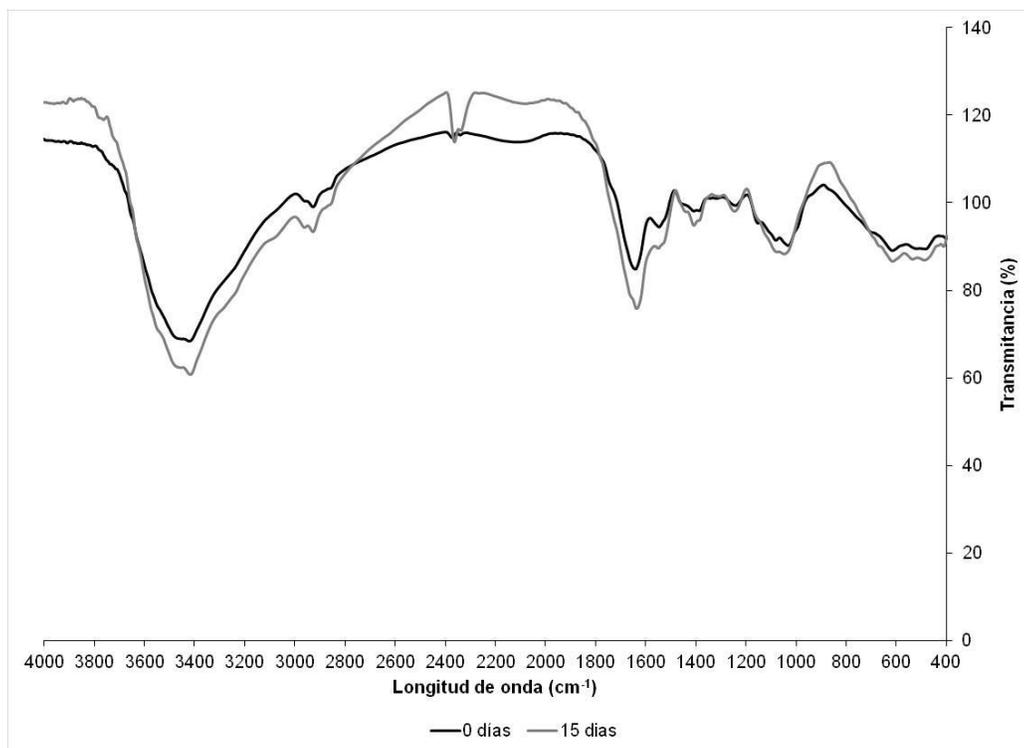


Figura A3. 9 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 15 días

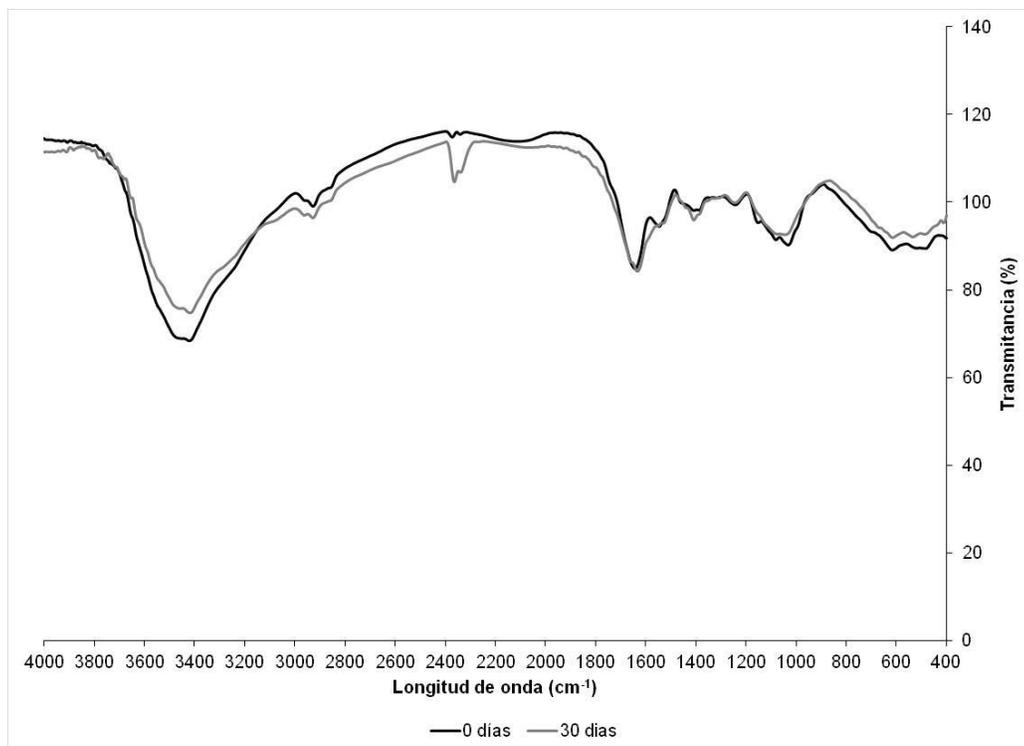


Figura A3. 10 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 30 días

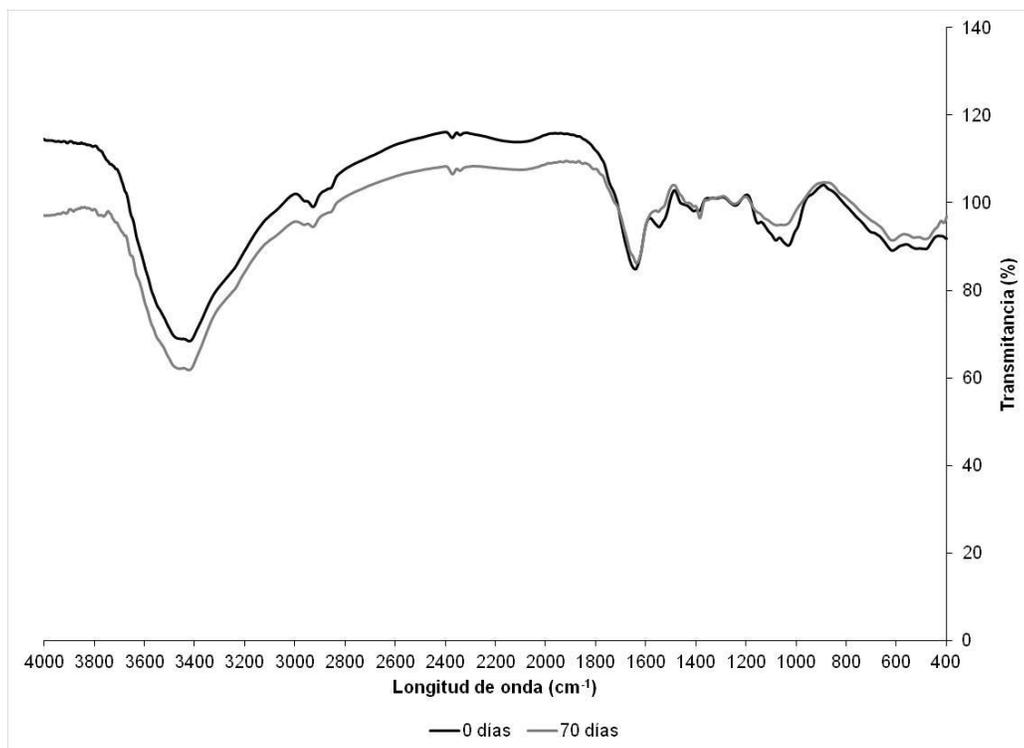


Figura A3. 11 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 70 días

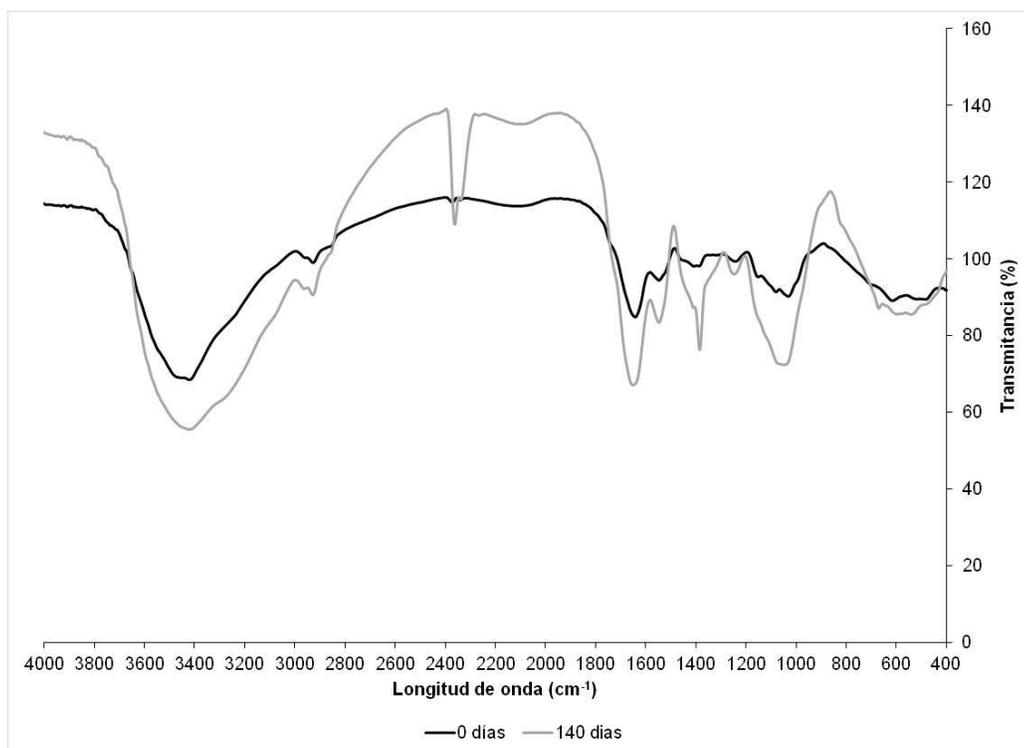


Figura A3. 12 Espectros IR del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 140 días

Primero se identificaron las principales bandas de los grupos funcionales asociadas a los diversos componentes de los lodos. Al ser el mismo tipo de lodo, era de esperarse que se observaran las mismas bandas en todos los casos. En la Tabla A3. 2, se aprecia la asignación de las bandas de los diferentes grupos funcionales.

Al comparar los espectros IR de los diferentes lodos, se observa que el principal cambio se da en el lodo digerido durante 140 días en donde desaparece la banda en 1396 cm^{-1} (la cual indica la presencia de grupos carboxilo) y aparece una banda en 1384 cm^{-1} , la cual es característica de los grupos nitrato. Este cambio empieza a notarse, desde los lodos digeridos durante 72 h, lo que sugiere un proceso de nitrificación debido a biomasa autótrofa, el cual es significativo después de los 72 días de digestión.

Tabla A3. 2 Asignación de las principales bandas observadas en el espectro IR del lodo-modelo o lodo no digerido

Número de onda (Cm ⁻¹)	Asignación	Caracterización	Referencias
3440	Vibración de estiramiento OH y NH	Compuestos poliméricos	Laurent et al., 2009; Wang et al., 2006; Subudhi et al., 2014; Gulnaz et al., 2005; Gulnaz et al., 2006; Pagnanelli et al., 2009
2372	Estrechamiento CH o indicador de presencia de CO ₂		Subudhi et al., 2014
2930,2845	Grupos metileno alifáticos	Estas bandas son asignadas a grasas y lípidos	Grube et al., 2006; Laurent et al., 2009; Wang et al., 2006; Gulnaz et al., 2005; Pagnanelli et al., 2009; Gulnaz et al., 2006; oliveria et al., 2014
1650	Amida I	Banda de origen proteico	Grube et al., 2006; Laurent et al., 2009; Wang et al., 2006; Gulnaz et al., 2005; Gulnaz et al., 2006; oliveria et al., 2014
1535	Amida II	Banda de origen proteico	Grube et al., 2006; Wang et al., 2006; Gulnaz et al., 2005; oliveria et al., 2014
1420	OH fenólico y estiramiento C=O de carboxilatos		Wang et al., 2006; Subudhi et al., 2014; Gulnaz et al., 2005
1396	Vibración de estrechamiento de COO		Wang et al., 2006
1384	Banda de nitratos	Producidos por bacterias autótrofas	Grube et al., 2006
1240	Vibración de deformación y estiramiento de C=O y OH de fenoles		Laurent et al., 2009; Gulnaz et al., 2005; Pagnanelli et al., 2009
1080	Estiramiento C-O de polisacáridos o sustancias similares.		Grube et al., 2006; Gulnaz et al., 2006
1027	Si-O tramo asimétrica de impurezas de silicato Vibración de COC y OH de polisacáridos		Wang et al., 2006; Gulnaz et al., 2005

3.4. Análisis termogravimétricos (TGA)

En el análisis termogravimétrico se determina la cantidad de peso que se pierde o gana en una muestra, cuando es sometida a cambios de temperatura en una atmosfera controlada. Este análisis se realizó a los lodos de los digestores de 0, 10, 15, 30 y 70 días. Las muestras se prepararon con base en la técnica que se presenta en la sección 4.4, del capítulo de metodología de este trabajo.

+De la Figura A3. 13 a la Figura A3. 16 presentan las comparaciones de los patrones de degradación térmica del lodo-modelo (0 días de digestión) con cada uno de los lodos obtenidos en los diferentes uno de los digestores. En las gráficas se representa el decremento del peso (como porcentaje) como una función de la temperatura, además también se encuentra la derivada de la curva, la cual permite identificar los cambios en los que se lleva a cabo las diferentes pérdidas de peso.

Al comparar los patrones de degradación térmica, se observa que si hay cambios en la forma que se pierde el peso conforme aumenta la temperatura en función, esto debido a los cambios en la composición del lodo a lo largo de la digestión. En la Tabla A3. 3 se presentan los intervalos de temperatura en donde se observan las pérdidas de masa, así como el porcentaje de pérdida correspondiente.

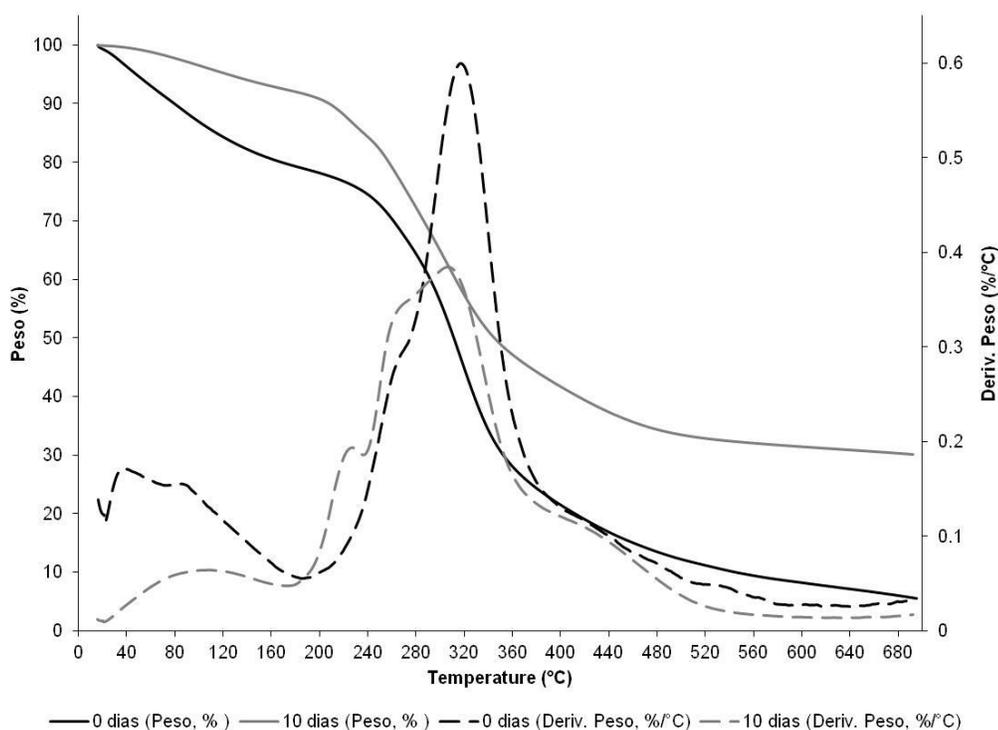


Figura A3. 13 Patrones de degradación térmica del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 10 días

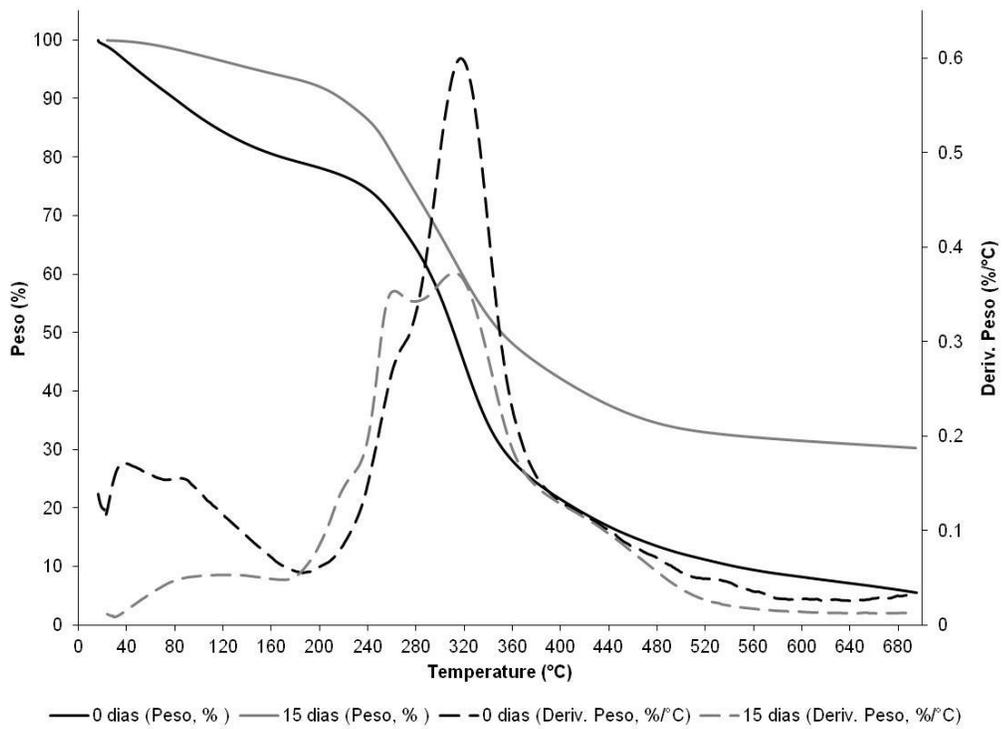


Figura A3. 14 . Patrones de degradación térmica del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 15 días

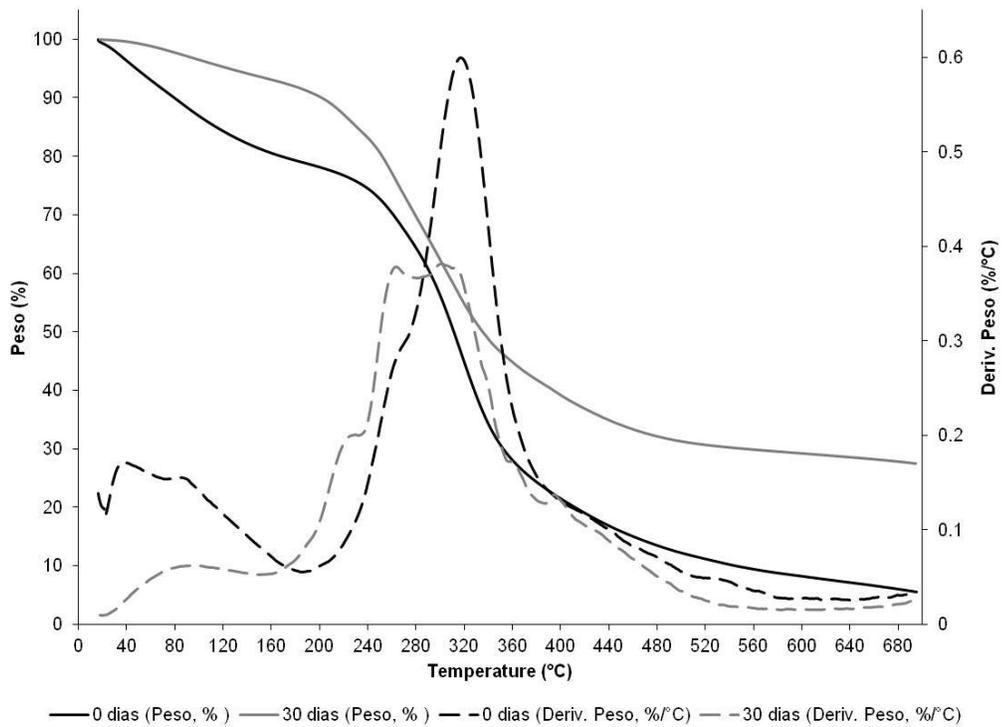


Figura A3. 15 Patrones de degradación térmica del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 30 días

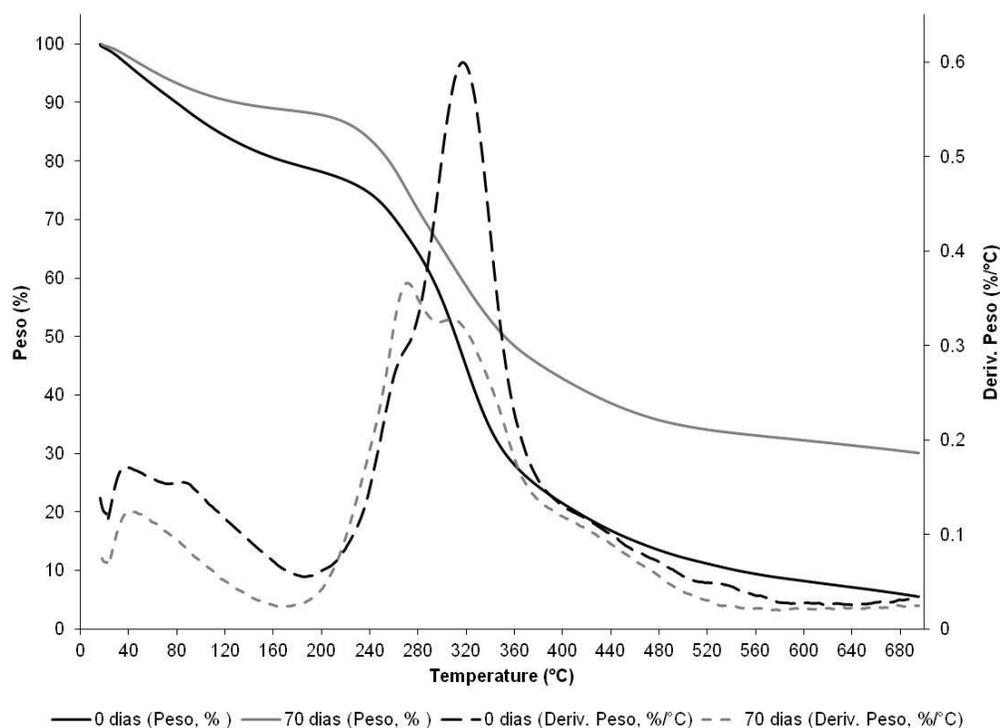


Figura A3. 16 Patrones de degradación térmica del lodo no digerido y del lodo obtenido de un proceso de digestión de 70 días

Tabla A3. 3 Intervalos de temperatura correspondientes a las pérdidas de masa durante la degradación térmica de los lodos tanto del no digerido como los que tuvieron un proceso de digestión

Numero intervalo	0 días		10 días		15 días		30 días		70 días	
	Tem. (°C)	%	Tem. (°C)	%	Tem. (°C)	%	Tem. (°C)	%	Tem. (°C)	%
1	19-60	7								
2	60-180	13.7	16-170	7.5	27-171	6.2	18-160	6.9	19-161	11
3	180-270	11.9	170-238	7.8	171-231	5.8	160-231	8.1		
4			238-275	10.7	231-278	13.7	231-277	14.1	161-292	21.3
5	270-395	45.3	275-375	29.2	278-379	29.3	277-382	29.4	292-380	22.4
6	395-506	10.2	375-540	12.5	379-538	12.5	382-538	11.3	380-529	11.5
7	506-574	0.5								
	Materia volatilizada	88.6		67.7		67.5		69.8		66.2
	Materia remante	11.4		32.3		32.5		30.2		33.8

Como se observa en la Tabla A3. 3 el lodo-modelo tuvo una pérdida de masa del 88%; sin embargo en todos los lodos digeridos, sólo se perdió el 67% de peso. Como se puede apreciar en esta tabla, la mayor parte de la pérdida de peso se da

entre 230 y 390 °C, lo cual era de esperarse debido a que se trata de materia orgánica.

Se observan principalmente 4 pérdidas de peso en los lodos digeridos, (intervalo 2, 4, 5, 6, ver Tabla A3. 3), los intervalos 1 y 7 sólo se presentan en el lodo sin digerir y son porcentajes menores del 7 %, por lo que no se consideran significativos. En los primeros 150 °C, la pérdida de peso se atribuye principalmente a la humedad de la muestra.

Al comparar los intervalos del lodo sin digerir con los digeridos, se observan dos cambios principales, el primero de ellos es la pérdida de peso entre 230 y 280 °C (intervalo 4). Es posible que la materia que se pierda sea producto del proceso de digestión.

El segundo cambio representativo, es que no se observa la pérdida de masa entre 160 y 240 °C en el lodo digerido durante 70 días. La materia que se pierde en este intervalo de temperatura, tiende a disminuir a lo largo de la digestión, de tal modo que después de 70 días, su porcentaje es pequeño.

El siguiente paso es identificar qué tipo de materia orgánica se volatiliza en estos intervalos de temperatura, sin embargo, a diferencia del IR, es poca la información que se encontró en la literatura, por lo cual es necesario hacer una búsqueda más exhaustiva.

**ANEXO 4: AEROBIC STABILIZATION OF
BIOLOGICAL SLUDGE CHARACTERIZED BY
AN EXTREMELY LOW DECAY RATE:
MODELING, IDENTIFIABILITY ANALYSIS AND
PARAMETER ESTIMATION**

ANEXO 4. ARTÍCULO PUBLICADO