



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

Modelado y simulación de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) empleando el software GPS-X

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Maestría en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

Alvaro González Martínez

Asesor:

Dr. Nahúm Andrés Medellín Castillo

Co-asesor:

Dr. Miguel Ángel Espinosa Rodríguez

Comité Tutorial:

Dra. Alicia Román Martínez

Dra. Marisol Gallegos García

San Luis Potosí, S. L. P.

Febrero de 2017



Agradecimientos

Primero quiero agradecer a todas las personas que hicieron posible que este trabajo de tesis pudiera realizarse, su ayuda se voy hoy reflejada.

A la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP) y al Centro de Investigación y Estudios de Posgrado (CIEP), por haberme brindado la oportunidad de realizar mis estudios de posgrado a nivel maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por permitirme ser su becario y, además por el valioso apoyo económico brindado durante la maestría con la beca No. 407555.

A mi director de tesis, Dr. Nahúm Andrés Medellín Castillo, por su apoyo, confianza y el haberme brindado conocimientos y consejos de gran importancia para el desarrollo de esta tesis y también para mi crecimiento profesional, pero sobre todo por su paciencia.

A mi codirector de tesis, Dr. Miguel Ángel Espinosa Rodríguez por su gran apoyo y motivación para la culminación de mis estudios de posgrado y para la elaboración de esta tesis.

A mis sinodales, Dra. Alicia Román Martínez y a la Dra. Marisol Gallegos García, por sus sugerencias, comentarios y observaciones durante el desarrollo de esta tesis, pues su experiencia, preparación y sentido de la enseñanza fueron de gran ayuda.

A todos los doctores y maestros de los cuales tuve oportunidad de recibir clases, por brindarme los conocimientos y herramientas necesarias para enfrentar los retos del mundo laboral.

Al equipo del Laboratorio de Ingeniería Química Ambiental, Q.F.B. Alma Guadalupe de Lira Santillán y Q.F.B. Beatriz Nieto Ahumada, por su apoyo y enseñanzas en la caracterización de aguas residuales, su ayuda fue fundamental en el desarrollo de esta tesis.

Al equipo de Planeación y Proyectos de Ingeniería S.C., Q.F.B. Dulce María Cordero Cordero, Q.F.B. Selene Puente y Q.F.B. Ivonne Mayela Díaz Salas, por brindarme su tiempo en la campaña de muestreo realizada para la PTAR, así como el apoyo con datos técnicos y la ayuda ofrecida para la caracterización del agua residual.

También me gustaría agradecer a todas aquellas personas que de manera indirecta están implicadas en mi desarrollo personal y profesional.

A mis compañeros y amigos de la Maestría de Tecnología y Gestión del Agua, ya que fueron un gran apoyo en mi formación profesional.

A mi familia, por ser una fuente de apoyo constante e incondicional durante toda mi vida, por estar siempre presentes en esos momentos de adversidad.

A mi novia, María de Lourdes Liñán Rico, por la gran paciencia durante toda esta travesía de formación profesional, por su comprensión y cariño.

Y en especial a mis padres Alvaro González Rodríguez y Clementina Martínez González, pues de ellos obtuve mi primera formación, mis valores y la capacidad de discernir por mí mismo lo que es correcto o incorrecto, lo justo o injusto, la motivación para ir detrás de mis metas y sueños, la valentía de arriesgar lo cierto por lo incierto, y sobre todo por haberme dado la oportunidad de tener una educación de calidad a lo largo de mi vida.

Hoy en día, gracias a la cooperación entre la industria privada y el gobierno, la Ciudad de San Luis Potosí está por alcanzar la meta de tratar el 100 % de sus aguas residuales. Una de las plantas de tratamiento de aguas residuales que se puede destacar por la tecnología tan avanzada que posee y por ser desarrollada por la industria privada para el tratamiento de las aguas residuales del municipio, es la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de la empresa Industrial Minera México (IMMSA).

El presente trabajo pretende desarrollar un modelo de PTAR con el uso de software especializado en esta área, que se adapte al funcionamiento actual de esta PTAR, además de realizar simulaciones que nos permitan saber si es posible optimizarla o modificarla a un proceso de tratamiento de aguas residuales con tecnologías de menor precio y manteniendo la misma calidad en el efluente.

Esta PTAR a modelar y simular es la que se encuentra en la planta de extracción de Zinc de la empresa IMMSA, esta contiene dentro de su proceso un sistema de lodos activados seguido de un sistema de ultrafiltración a este último se le conoce como un sistema MBR.

Previo al modelado y la simulación la elección de una campaña de muestreo fue necesaria para la correcta recolección de datos a utilizar en el software, así como la identificación de los parámetros como lo fueron la DQO y compuestos nitrogenados que requieren un filtrado previo a su caracterización pues el software determina que para ser considerados solubles los parámetros necesitan ser filtrados a $0.45\ \mu\text{m}$, también se hizo la selección de los puntos de muestreo, por la parte de los flujos se necesitó revisar cuales eran los más constantes o presentaban menor variabilidad a lo largo del tiempo, para considerar estos como los que no se afectarían durante la calibración del software. Para elaborar el modelo y simularlo se utilizó el software GPS-X el cual cuenta con los modelos para procesos de lodos activados Activate Sludge Model (ASM) el cual fue calibrado separando la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en sus componentes de Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQOS) y Demanda Química de Oxígeno Inerte (DQOI), la correcta obtención de estos parámetros es

esencial para la calibración de los modelos a utilizar.

Entre los resultados obtenidos mediante la simulación de escenarios en el presente trabajo de tesis, fueron: la validación del uso del GPS-X para el modelado y simulación de una planta de tratamiento de aguas residuales que entre sus procesos contenga un biorreactor con membranas (Escenario 2 – Funcionamiento actual de la PTAR de la empresa IMMSA), la calibración de los Sólidos suspendidos volátiles en Licor Mezclado (MLVSS) y los Sólidos suspendidos totales en el Licor Mezclado (MLSS) dentro de los reactores biológicos (Escenario 3), la disminución de la cantidad de descarga de lodos de desechos (Escenario 5) y la disminución de los costos en el proceso de tratamiento de agua residual, este último resultado fue generado comparando todas las simulaciones de los escenarios generados para el presente trabajo de tesis.

CONTENIDO

Abreviaturas.....i
 Índice de tablas.....ii
 Índice de figuras.....iii

INTRODUCCION A LA MODELACIÓN Y SIMULACIÓN DE PLANTAS DE TRATAMIENTO

1. Antecedentes sobre las aguas residuales, tecnologías de tratamiento y el modelado y simulación de tratamientos 1

1.1 Aguas residuales..... 1

1.1.1 Clasificación de las aguas residuales 1

1.1.2 Contaminantes de las aguas residuales 3

1.2 Sistema de tratamiento de aguas..... 9

1.2.1 Tipos de tratamiento 10

1.2.1.1 Primario..... 10

1.2.1.2 Secundario 12

1.2.1.2.1. Aerobios 13

1.2.1.2.2. Anaerobios y/o Anóxicos 20

1.2.1.2.3. Combinados 26

1.2.1.3 Terciario 27

1.3 Antecedentes de modelado y simulación de PTAR con uso de software 28

1.3.1 Modelado y simulación 28

1.3.2 Fundamentos de los modelos para PTAR 29

1.3.3 Fundamentos de diseño con modelos estacionarios de PTAR 30

1.3.4 Modelos ASM 31

1.2.1.2.4. Modelo de lodos activados No. 1 (ASM1) 33

1.2.1.2.5. Modelo de lodos activados No. 2 (ASM2) 37

1.2.1.2.6. Modelo de lodos activados No. 3 (ASM3) 37

1.2.1.2.7. Comparativa entre el modelo ASM1 y el modelo ASM3..... 38

1.3.5	Ventajas y límites del modelado dinámico.....	38
1.3.6	Software de modelado y simulación GPS-X.....	40
1.3.7	Calibración de los modelos.....	45
1.3.8	Fraccionamiento de la demanda química de oxígeno y nitrógeno.....	46
1.4	Tecnologías de tratamiento de PTAR sostenibles	47
1.4.1	Reactores biológicos de membrana	48
1.5	PTAR de ultrafiltración de la empresa IMMSA	51
2.	Objetivos del modelado y simulación.....	53
2.1	General	53
2.2	Objetivos específicos	53
3.	Metodología experimental del modelado y simulación de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.....	54
3.1	Descripción del funcionamiento de la PTAR de la empresa IMMSA.....	54
3.2	Campaña de muestreo.....	55
3.3	Métodos de análisis para la caracterización de aguas residuales.....	63
3.3.1	Medición de la DBO ₅ por el método electrométrico	63
3.3.2	Medición de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV).....	63
3.3.3	Medición de Nitritos, Nitratos y Nitrógeno Total Kjeldahl.....	63
3.4	Selección y calibración del software.....	64
3.5	Casos de estudio	65
3.5.1	Simulación del proceso actual (Escenario 2 para la simulación en el GPS-X).....	66
3.5.2	Calibración del licor mezclado de sólidos suspendidos volátiles (MLVSS) y licor mezclado de sólidos suspendidos totales (MLSS) dentro de los reactores biológicos (Escenario 3 para la simulación en el GPS-X).....	68
3.5.3	Disminución de la cantidad de lodos de desecho (Escenario 4 para la simulación en el GPS-X).....	68
3.5.4	Propuestas alternas de PTAR (Escenario 5 y Escenario Alternativo 1 para la simulación en el GPS-X).....	69

3.5.5	Evaluación y elección del escenario más económico	71
4.	Resultados y discusión sobre el modelado y simulación de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales	72
4.1	Campaña de muestreo	72
4.1.1	Medición de parámetros	72
4.1.2	Dimensiones de los equipos	75
4.1.3	Flujos de agua residual entre procesos	75
4.2	Software GPS-X	77
4.2.1	Alcance de la simulación de la PTAR	77
4.2.2	Calibración del programa Influent Advisor	78
4.2.3	Simulación del proceso actual de PTAR	81
4.2.4	Calibración de los MLVSS y MLSS dentro de los reactores biológicos	84
4.2.5	Disminución de la cantidad de lodos de desecho	85
4.2.6	Propuestas alternas de PTAR	86
4.2.7	Evaluación y elección del escenario más económico	95
	Conclusiones	106
	Referencias	108

Tabla 1.Descargas de aguas residuales municipales y no municipales en México (CONAGUA, 2013).....	2
Tabla 2. Constituyentes encontrados en las aguas residuales (Crites et al., 2000).4	
Tabla 3. Principales constituyentes de interés en el tratamiento de aguas residuales (Crites et al., 2000).....	7
Tabla 4. Organismos Patógenos (Crites et al., 2000).....	8
Tabla 5.Operaciones y procesos usados en tratamientos preliminares de aguas residuales y efluentes de tanques sépticos.	11
Tabla 6. Parámetros de diseño para procesos de lodos activados (Metcalf & Eddy, 2003).	20
Tabla 7. Condiciones óptimas para el tratamiento anaerobio de aguas residuales.	22
Tabla 8. Variables de estado del modelo ASM1.....	36
Tabla 9. Artículos sobre el uso de software para modelado y simulación.	42
Tabla 10. Artículos sobre el uso de software para modelado y simulación.	51
Tabla 11. Número de muestras simples e intervalos de tiempo entre muestras. ..	56
Tabla 12. Artículos revisados para la selección de la campaña de muestreo.	58
Tabla 13. Parámetros a medir en la campaña de muestreo (Muestra compuesta).	62
Tabla 14. Variables a ingresar en el GPS-X para su correcta calibración.....	67
Tabla 15. Condiciones operacionales deseadas en PTAR (Metcalf & Eddy, 2003)	68
Tabla 16. Valores de los parámetros medidos en la campaña de muestreo.....	73
Tabla 17. Valores promedio de la caracterización de la Tabla 15.	74
Tabla 18. Medidas de los Reactores Biológicos de la PTAR IMMSA.....	75
Tabla 19. Determinación del flujo de agua residual a la salida del filtro prensa	76
Tabla 20. Flujos con los que se cuentan en la PTAR.....	77
Tabla 21. Resultados de efluente con datos actuales de PTAR.....	82
Tabla 22. Ajuste de XCOD/VSS para calibración de SST en reactores del modelo de Figura 17 de acuerdo a operación actual	83

Tabla 23. Resultados de efluente con datos ajustados con la ayuda de la Tabla 22.	83
Tabla 24. Límites máximos permisibles (NOM-001-SEMARNAT-1996)	84
Tabla 25. Resultados de efluente con datos del Escenario 3 de PTAR	85
Tabla 26. Resultados de efluente con datos del Escenario 4 de PTAR.	86
Tabla 27. Resultados de la simulación del Escenario 5	87
Tabla 28. Resultados de la simulación del Escenario Alterno 1.....	88
Tabla 29. Resultados de la simulación del Escenario Alterno 2.....	89
Tabla 30. Relación de costos energéticos de los modelos según su escenario..	105

Figura 1. Configuración de una PTAR convencional.....	9
Figura 2. Tamaños de partículas afectados por procesos primarios (Crites et al., 2000).	12
Figura 3. Sistema convencional de lodos activados (flujo pistón).	14
Figura 4. Proceso de lodos activados por mezcla completa.....	15
Figura 5. Proceso de lodos activados de aireación extendida.	16
Figura 6. Proceso de lodos activados con tanque de estabilización.	17
Figura 7. Proceso de lodos activados con selector.	18
Figura 8. Secuencia típica del proceso de tratamiento SBR	19
Figura 9. Proceso de tratamiento anaerobio de aguas residuales.	21
Figura 10. Proceso Modificado de Ludzack-Ettinger	26
Figura 11. Componentes de DQO y biomasa en el modelo ASM1 y ASM3.....	38
Figura 12. Membranas de ultrafiltración en a) Cassettes y en b) Módulo	51
Figura 13. Esquema general del funcionamiento de la PTAR de IMMSA	55
Figura 14. Vista en planta del diagrama del proceso de tratamiento de la PTAR IMMSA.	59
Figura 15. Vista lateral diagrama del proceso de tratamiento de la PTAR IMMSA.	60
Figura 16. Diagrama del protocolo de calibración	65
Figura 17. Modelo actual en GPS-X de la PTAR de la empresa IMMSA	66
Figura 18. Modelo modificado 1 de PTAR.....	69
Figura 19. Modelo Alterno de PTAR.....	70
Figura 20. Flujo de agua residual en m ³ /d, entre los procesos de la PTAR de la empresa IMMSA.....	76
Figura 21. Vista general del Influent Advisor del software GPS-X.....	80
Figura 22. Escenario por default modelo alternativo sin calibrar.....	90
Figura 23. Escenario 1 del modelo alternativo calibrado para los sólidos dentro de los reactores.	91
Figura 24. Escenario 1 del modelo alternativo calibrado para una mejor calidad en el efluente.	92

Figura 25. Escenario 1 del modelo alterno con área superficial para mejorar el efluente.	93
Figura 26. Escenario 2 del modelo alterno con volumen optimizado del reactor anóxico.	94
Figura 27. Costo operacional del Modelo Alterno Escenario 2.....	96
Figura 28. Costo de energía eléctrica del Modelo Alterno Escenario 2.....	97
Figura 29. Costo operacional del Modelo Alterno Escenario 2.....	98
Figura 30. Costo de energía eléctrica del Modelo Alterno Escenario 2.....	98
Figura 31. Costo operacional del Modelo Alterno Escenario 1.....	99
Figura 32. Costo de energía eléctrica del Modelo Alterno Escenario 1.....	99
Figura 33. Costo operacional del Modelo Actual Escenario 5	100
Figura 34. Costo de energía eléctrica del Modelo Actual Escenario 5	101
Figura 35. Costo operacional del Modelo Actual Escenario 4	101
Figura 36. Costo energético del Modelo Actual Escenario 4	102
Figura 37. Costo operacional del Modelo Actual Escenario 3	103
Figura 38. Costo energético del Modelo Actual Escenario 3	103
Figura 39. Costo operacional del Modelo Actual Escenario 1	104
Figura 40. Costo energético del Modelo Actual Escenario 1	104

Introducción a la modelación y simulación de plantas de tratamiento

El agua, además de ser una sustancia fundamental para el desarrollo de la vida, es esencial en nuestras actividades cotidianas y procesos industriales. Sin embargo, no toda esta disponible, existe un mal manejo de la misma o tiene una calidad inadecuada para ser empleada en ciertas actividades por lo que es necesario el tratamiento de las aguas residuales para su reúso. Una alternativa para lograr su reúso consiste en darle un tratamiento a través de procesos físicos, químicos y biológicos según las características del agua residual, lo cual constituye una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR).

Para el diseño de las PTAR, se emplean modelos matemáticos estacionarios y dinámicos. En países en vías de desarrollo los modelos más empleados son los modelos estacionarios, esto se puede deber a su simplicidad y a que la caracterización del agua residual en dichos lugares suele ser no tan exigente. Los modelos estacionarios que se usan hoy en día, no son suficientes para el diseño y supervisión de las PTAR, en gran medida porque estos modelos son una representación de un análisis en el cual las variables de entrada no cambian en el transcurso del tiempo, es por eso que es necesario utilizar modelos dinámicos con la ayuda de tecnologías y herramientas innovadoras que faciliten su cálculo como lo es el uso de software especializado de simulación, ya que estos a diferencia de los modelos estacionarios si permiten que las variables de estado cambien respecto del tiempo y con esto se obtienen resultados más apegados al comportamiento que presentan las PTAR en la realidad.

La simulación de la operación de una PTAR es una herramienta que se ha incrementado en países avanzados, mientras que el uso de esta herramienta en países en desarrollo es algo que apenas comienza a implementarse, por lo tanto es necesaria la divulgación para promover su utilización, ya que mediante la simulación se pueden conocer los límites máximos y mínimos de carga de contaminantes y flujos a los que una PTAR puede mantenerse funcional y esto a su vez permite realizar un análisis de costo-beneficio entre distintas tecnologías de tratamiento de

aguas residuales. Además del uso de software, el empleo y aplicación de los modelos dinámicos requiere estudios previos y detallados como lo son el fraccionado de la DQO y los compuestos nitrogenados presentes en las aguas residuales, para conocer el valor de sus distintas componentes, esto con tal de lograr una correcta calibración para poder describir y predecir el funcionamiento de la PTAR.

En la presente investigación se propuso la utilización de un modelo dinámico, como lo es el ASM1 en su versión Mantis que permitiera evaluar y predecir el comportamiento y la capacidad de tratamiento de una PTAR. Para resolver el modelo de diseño y la simulación de la PTAR se seleccionó el software GPS-X, debido a que es una herramienta poderosa que cuenta en sus librerías con unidades de tratamiento novedosas, una interface gráfica amigable y permite realizar tareas de modelado y simulación. Además, el GPS-X es un software aplicado a la simulación de PTAR que permite la optimización y diagnóstico de procesos existentes, así como también se puede emplear con fines de análisis para ampliaciones futuras.

Por lo anterior, los objetivos principales de este trabajo fueron caracterizar la PTAR de una empresa ubicada en la ciudad de San Luis Potosí, modelar un sistema de tratamiento de aguas residuales que se adaptará al proceso de tratamiento actual para posteriormente proponer mejoras y optimizaciones en cuanto a costos, futuras ampliaciones, control de procesos y en lo que a tiempos de operación se refiere. Asimismo, calibrar y evaluar tecnologías de tratamiento alternas con la misma capacidad de remoción de contaminantes y flujos de operación, para poder hacer una comparativa en cuanto a los costos que son generados durante la construcción, operación y mantenimiento de la PTAR.

1. Antecedentes sobre las aguas residuales, tecnologías de tratamiento y el modelado y simulación de tratamientos

1.1 Aguas residuales

Las aguas residuales son aquellas que tienen una composición fisicoquímica variada proveniente de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso (Diario Oficial de la Federación, 1997).

A las aguas contaminadas se les llama aguas negras y son generadas en los hogares de las actividades cotidianas por ejemplo cuando nos bañamos, lavamos ropa, trastos, etc., así como en las industrias donde van acompañadas de sustancias químicas (INEGI, 2016).

Tanto las aguas residuales como sus constituyentes pueden ser clasificados según sea necesario, mientras que las aguas residuales son clasificadas por su procedencia como aguas residuales domésticas, industriales, agropecuarias o aguas residuales combinadas, los constituyentes que son encontrados en éstas, son generalmente clasificados como físicos, químicos y biológicos. Las clasificaciones del agua residual y sus constituyentes son descritas a continuación con mayor detalle.

1.1.1 Clasificación de las aguas residuales

Las aguas residuales pueden clasificarse según la CONAGUA (2014) por su procedencia:

a) Aguas residuales domésticas. Son aquellas provenientes de las zonas donde habita la población y son producto del uso doméstico, la determinación de su caudal puede hacerse estimando el 70% del consumo doméstico de agua potable.

b) Aguas residuales industriales. Estas son las provenientes de zonas industriales, sus características varían según el tipo y tamaño de la industria, así como si se les da un tratamiento previo y el método de este mismo.

c) Aguas de lluvia. Estas son producto de la precipitación pluvial por lo regular tienen un alto contenido de sólidos suspendidos. En muchas ocasiones estas se combinan con las aguas residuales domésticas.

Las aguas residuales y pluviales según su clasificación y disposición pueden ser colectadas en drenajes separados o combinados, tal como podemos ver en la Tabla 1, donde se muestra la descarga de aguas residuales en México, el origen de su generación clasificado por municipal y no municipal, la cantidad de agua residual que es colectada en el alcantarillado, cuánta de esta última es tratada, de manera análoga se hace esta misma comparación con la DBO₅, su generación total, su recolección por medio del alcantarillado y cuánta logra ser removida por medio de algún método de tratamiento de aguas residuales.

Tabla 1. Descargas de aguas residuales municipales y no municipales en México (CONAGUA, 2013).

Centros urbanos (descargas municipales)		
Aguas residuales	7.26	miles de hm ³ /año (230.2 m ³ /s)
Se recolectan en alcantarillado	6.66	miles de hm ³ /año (211.1 m ³ /s)
Se tratan	3.34	miles de hm ³ /año (105.9 m ³ /s)
Se generan	1.96	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se recolectan en alcantarillado	1.8	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se remueven en los sistemas de tratamiento	0.73	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Usos no municipales, incluyendo a la industria		
Aguas residuales	6.63	miles de hm ³ /año (210.26 m ³ /s)
Se tratan	1.91	miles de hm ³ /año (60.72 m ³ /s)
Se generan	9.95	millones de toneladas de DBO ₅ al año
Se remueven en los sistemas de tratamiento	1.3	millones de toneladas de DBO ₅ al año

1.1.2 Contaminantes de las aguas residuales

En años recientes y con el crecimiento de la industria, la descarga de aguas residuales se ha incrementado hacia los sistemas de drenaje municipal, ocasionando la presencia de 10,000 nuevos contaminantes orgánicos por año en el agua. Con el avance de la tecnología en las distintas industrias, un cambio similar ha ocurrido en el desarrollo de los procesos de tratamiento de aguas residuales (TAR), esto debido a que algunos de los contaminantes que las industrias generan, son muy difíciles de remover con los métodos convencionales de TAR, lo que ha ocasionado que en muchos lugares se vea regulada la descarga de las aguas negras generadas por las zonas industriales hacia el sistema de drenaje municipal, por lo cual se les exige un pretratamiento industrial para que solo los contaminantes que las plantas de tratamiento municipal pueden tratar, sean los que se vierten en la red de drenaje municipal (Metcalf & Eddy, 2003).

Por ejemplo, hoy por hoy es cada vez más usado el término de contaminantes emergentes para referirse a los contaminantes generados en la actualidad por industrias como la farmacéutica y petroquímica, los cuales no son fácilmente destruidos por los tratamientos convencionales ya que muchos no están regulados hasta no demostrar sus efectos potenciales en la salud (Barceló, 2003), por ello en el presente trabajo se hace solo énfasis en los contaminantes más comunes que son encontrados en el agua residual de origen doméstico.

En la Tabla 2 se reportan los constituyentes encontrados en el agua residual, el significado o uso de estos y la clasificación de dichos constituyentes según sus características físicas, químicas o biológicas, las técnicas de muestreo y análisis usadas para caracterizar las aguas residuales van desde determinaciones químicas cuantitativas y precisas, hasta determinaciones biológicas y físicas cualitativas, detalles sobre estas diferentes pruebas pueden encontrarse en Standard Methods (Crites et al., 2000).

Tabla 2. Constituyentes encontrados en las aguas residuales (Crites et al., 2000).

Constituyente	Abreviatura / Definición	Uso o significado del resultado
Características Físicas		
Sólidos totales	ST	Determinan la clase de proceso u operación más apropiada para su tratamiento Estiman la reutilización potencial del agua residual
Sólidos volátiles totales	SVT	
Sólidos fijos totales	SFT	
Sólidos suspendidos totales	SST	
Sólidos suspendidos volátiles	SSV	
Sólidos suspendidos fijos	SSF	
Sólidos disueltos totales	SDT (ST-SST)	
Sólidos disueltos volátiles	SDV	
Sólidos disueltos fijos totales	SDF	
Sólidos sedimentables		Determina aquellos sólidos que se sedimentan por gravedad en un tiempo específico
Distribución de partículas por tamaño	DPT	Evalúa el desempeño de los procesos de tratamiento
Turbiedad	Unidad nefelométrica de turbidez (UNT)	Evalúa la calidad del agua residual tratada
Color	Café claro, gris, negro	Estima la condición del agua residual (fresca o séptica)
Transmitancia	%T	Estima si el efluente tratado es apropiado para desinfección con radiación UV
Olor	Número de unidades de olor (NUO)	Determina si el olor puede ser un problema
Temperatura	°C o °F	Importante en el diseño y operación de instalaciones de tratamiento con procesos biológicos
Densidad	P	

Tabla 2. Análisis usados para estimar los constituyentes encontrados en las aguas residuales (Continuación).

Conductividad	S/m	Estima si el efluente tratado es apto para su uso agrícola
Características Químicas Inorgánicas		
Amonio libre	NH_4^+	Usados como medida de nutrientes y para establecer el grado de descomposición del agua residual; las formas oxidadas pueden tomarse como una medida del grado de oxidación. Usado como medida de nutrientes
Nitrógeno orgánico	N-org	
Nitrógeno total Kjeldahl	NTK (N org + NH_4^+)	
Nitritos	NO_2^-	
Nitratos	NO_3^-	
Fósforo inorgánico	P inorg	
Fósforo total	FT	
Fósforo orgánico	P org	
pH		Medida de la acidez o basicidad de una solución acuosa
Alcalinidad	mg/L de $CaCO_3$	Medida de la capacidad amortiguadora del agua residual
Cloruros	Cl^-	Evalúa la posibilidad de ser empleada en el uso agrícola
Sulfatos	SO_4^{2-}	Estima la formación potencial de olores de tratamiento apropiado de lodos residuales
Metales	As, Cd, Ca, Cr, Co, Cu, Pb, Mg, Hg, Mo, Ni, Se, Na, Zn	Estima la posibilidad de reutilizar el agua residual y los posibles efectos tóxicos del tratamiento. Las cantidades de metales son importantes en el tratamiento biol.
Compuestos y elementos inorgánicos específicos		Evalúa la presencia o ausencia de un constituyente específico
Gases	$O_2, CO_2, NH_3, H_2S, CH_4$	Presencia o ausencia de un gas específico
Características químicas orgánicas		
Demanda bioquímica carbonácea de oxígeno a cinco días	$DBOC_5$	Mide la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente un residuo

Tabla 2. Análisis usados para estimar los constituyentes encontrados en las aguas residuales (Continuación).

Demanda bioquímica carbonácea de oxígeno última	$DBOU (DBO_u, L)$	Mide la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente un residuo
Demanda de oxígeno nitrogenácea	DON	Mide la cantidad de oxígeno requerido para oxidar biológicamente el nitrógeno amoniacal de un agua residual a nitratos
Demanda química de oxígeno	DQO	Usada con frecuencia como sustituto de la prueba de DBO
Carbono orgánico total	COT	Usada con frecuencia como sustituto de la prueba de DBO
Compuestos y clases de compuestos orgánicos específicos		Determina la presencia de compuestos orgánicos específicos y estimar la necesidad de medidas especiales en el diseño para su remoción
Características biológicas		
Organismos coliformes	NMP (número más probable)	Estima la presencia de bacterias patógenas y la eficiencia del proceso de desinfección
Microorganismos específicos	Bacterias, protozoos, helmintos, virus	Estima la presencia de organismos específicos en conexión con la operación de la planta de tratamiento y la reutilización del agua
Toxicidad	UT_A y UT_C	Unidad tóxica aguda, unidad tóxica crónica

Mientras que en la tabla anterior se muestran los contaminantes más comunes encontrados en las aguas residuales, en la Tabla 3 se aprecian los constituyentes de mayor interés y el porqué de su importancia en el tratamiento de aguas residuales, siendo los sólidos suspendidos, los compuestos orgánicos biodegradables y los organismos patógenos los de mayor importancia al momento de realizar el diseño de una PTAR por los modelos convencionales (Crites et al., 2000).

Tabla 3. Principales constituyentes de interés en el tratamiento de aguas residuales (Crites et al., 2000).

Constituyentes	Efectos
Sólidos suspendidos totales	Formación de depósitos de lodos y condiciones anaerobias
Compuestos orgánicos biodegradables	Agotamiento del oxígeno en fuentes naturales y desarrollo de condiciones sépticas
Constituyentes orgánicos disueltos (p. ej. Sólidos disueltos totales)	Constituyentes metálicos adicionados por el uso. Aplicaciones en el reciclaje y en la reutilización de aguas residuales
Metales pesados	Constituyentes metálicos adicionados por el uso. Muchos metales se clasifican como polutantes de prioridad
Nutrientes	Crecimiento excesivo de la vida acuática indeseable, eutrofización, concentración de nitratos en agua para consumo.
Patógenos	Transmisión de enfermedades
Contaminantes orgánicos prioritarios	Sospechosos de ser carcinogénicos, mutagénicos, teratogénicos o de toxicidad aguda alta. Muchos contaminantes prioritarios son resistentes a los métodos de tratamiento convencionales (conocidos como compuestos orgánicos refractarios)

En la Tabla 4 se enlistan a detalle los organismos patógenos del agua residual, organismos que son muy comunes en las heces humanas y por lo tanto también son señal de contaminación con agua residual sin tratar o *bien* producto de un tratamiento incompleto.

Tabla 4. Organismos Patógenos (Crites et al., 2000).

Grupo de patógenos y nombre	Enfermedades asociadas
Virus	
Adenovirus	Enfermedades respiratorias, infecciones de los ojos
Enterovirus (e.g. poliovirus, ecovirus)	Meningitis aséptica, diarrea, polio
Virus de la hepatitis A	Hepatitis infecciosa
Bacterias	
<i>Salmonella typhi</i> y <i>S. paratyphi</i>	Tifoidea y paratifoidea
<i>Shigellas</i>	Disentería
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Gastroenteritis
Protozoarios	
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibiasis
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis
<i>Cryptosporidium</i> sp	Diarrea
Helmintos	
<i>Ancylostoma duodenale</i> (<i>anquilostoma</i>)	Anquilostomiasis
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis
<i>Hymenolepis nana</i>	Himenolepiasis
<i>Necator americanus</i>	Necatorosis (endémica en México)

1.2 Sistema de tratamiento de aguas

Antes de comenzar a describir los distintos procesos unitarios de tratamiento, es necesario describir de manera general una PTAR convencional y las etapas de tratamiento por la que pasa el agua residual antes de regresarla a algún cuerpo de agua o de ser aprovechada en los procesos industriales. En la Figura 1 se muestra la configuración de una PTAR convencional la cual suele constar de 7 etapas principales. En la primera etapa (1) el afluente o agua cruda, la cual es un agua que llega directamente del drenaje sanitario llega a la PTAR; la segunda etapa (2) es el pretratamiento, tratamiento preliminar o tratamiento primario, proceso por el cual el agua residual pasa a través de un sistema de rejillas, desarenadores, tanque de homogenización y sedimentador primario; la tercera etapa (3) es en la que se encuentra el tratamiento biológico que puede ser: anaerobio, aerobio, reactores biológicos de membrana, o bien sistemas lagunares, entre otros, seguido de esto se encuentra una etapa cuatro (4) que puede ser un tratamiento terciario ya sea de ósmosis inversa, adsorción física o química o bien un sistema de desinfección por cloro, radiación UV o un sistema de ozonificación, la quinta etapa (5) es la digestión de los lodos, aunque muchas veces solo es deshidratado y llevado a su disposición final (6), la etapa seis (6) es efluente o agua tratada con la calidad deseada.

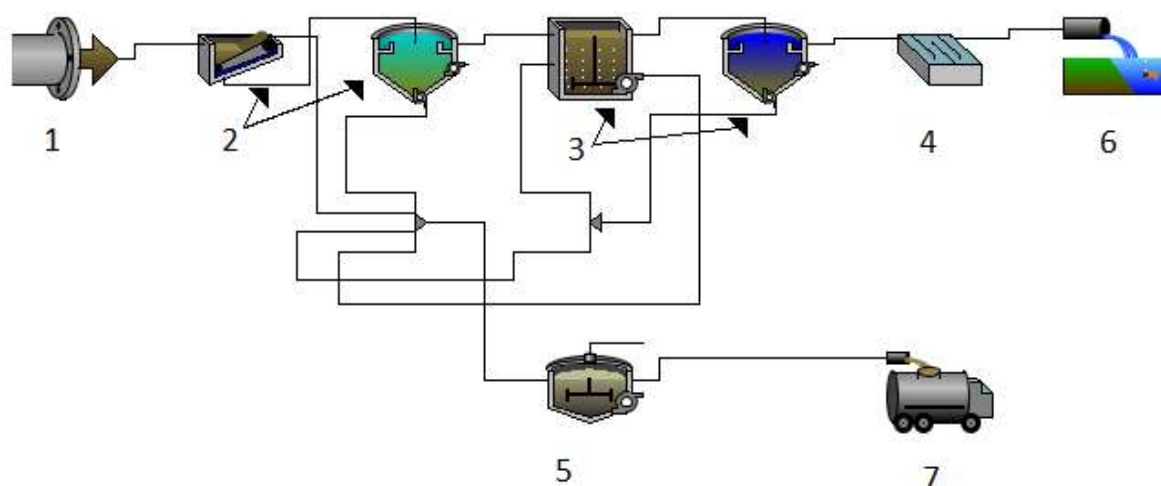


Figura 1. Configuración de una PTAR convencional

1.2.1 Tipos de tratamiento

No obstante a que la estructura de los procesos de tratamiento de aguas residuales es muy variada, la selección de esta serie de tipos de tratamiento depende de las características del agua residual, de la calidad del efluente requerido, costo y disponibilidad de terrenos, así como las consideraciones a tener de las futuras ampliaciones o la previsión de diseños de vertidos más estrictos que necesiten procesos más sofisticados (Ramalho, 1983).

Los tratamientos de aguas residuales pueden ser clasificados según su tipo en: primario, secundario y terciario, a continuación se describen algunos de estos.

1.2.1.1 *Primario*

Los pretratamientos o tratamientos primarios implican la reducción de los sólidos en suspensión o bien el acondicionamiento de las aguas residuales para su descarga en los cuerpos receptores o para pasar a un tratamiento secundario a través de una neutralización u homogeneización (Ramalho, 1983).

Estos procesos se caracterizan por ser fisicoquímicos y entre los principales tipos de tratamiento primario se encuentran los mencionados en la Tabla 5, en la cual también se señala cuándo deben de aplicarse cada uno de estos procesos según el tipo de remoción que se desea realizar y los rangos de los tamaños de las partículas que pueden ser removidos, aunque algunos de estos también son utilizados como tratamientos terciarios, en particular aquellos que se basan en la filtración mediante el uso de membranas.

Tabla 5. Operaciones y procesos usados en tratamientos preliminares de aguas residuales y efluentes de tanques sépticos.

Operación/Proceso	Aplicación/Ocurrencia	Tamaño de partícula removida
Dilaceración	Usada para cortar o triturar partículas grandes que no son removidas por el tamizado grueso, y así obtener partículas de menor tamaño y más uniformes	6 mm
Filtración (como pretratamiento de procesos con membrana y desinfección)	Remoción de partículas que afectan el desempeño de los procesos aguas abajo	0.015-0.5 mm
Flotación	Remoción de partículas con gravedad específica menor a la del agua	0.005-5 mm
Homogenización de caudales	Empleado para mantener constante el caudal y las características del agua residual	
Remoción por gravedad	Remoción de sólidos sedimentables y material flotante	>0.040 mm
Remoción por sedimentos acelerada	Remoción de arenas	0.15-1.0 mm
Remoción de arenas	Remoción de gravas, arenas y cenizas, generalmente a continuación de la dilaceración	0.15-1.0 mm
Tanque Imhoff	Usado para la remoción de material suspendido de las aguas residuales por sedimentación y flotación	<0.040 mm
Filtración por membrana (como pretratamiento para ósmosis inversa)	Usada para la remoción de material suspendido de las aguas residuales por sedimentación y flotación	0.06-100 μ m
Mezcla	Empleado para mezclar aditivos químicos y homogeneizar materiales de desecho	
Remoción de grasas y aceites	Remoción de grasas y aceites provenientes de vertimientos particulares	
Filtración del afluente primario	Usado para la remoción de material suspendido después de la sedimentación primaria	0.005-4 mm
Tamizado grueso	Utilizado para la remoción de palos, trapos y demás escombros presentes en aguas residuales crudas	>15 mm
Tamizado fino	Remoción de partículas pequeñas	2.5-5.0 mm
Microtamizado	Remoción de partículas pequeñas	0.15-1.5 mm
Tanque séptico	Utilizado en la remoción de material suspendido presente en aguas residuales residenciales por sedimentación y flotación	

En la Figura 2 se ilustra el tipo de operación primaria sugerida de acuerdo al tamaño de las partículas presentes en el agua residual.

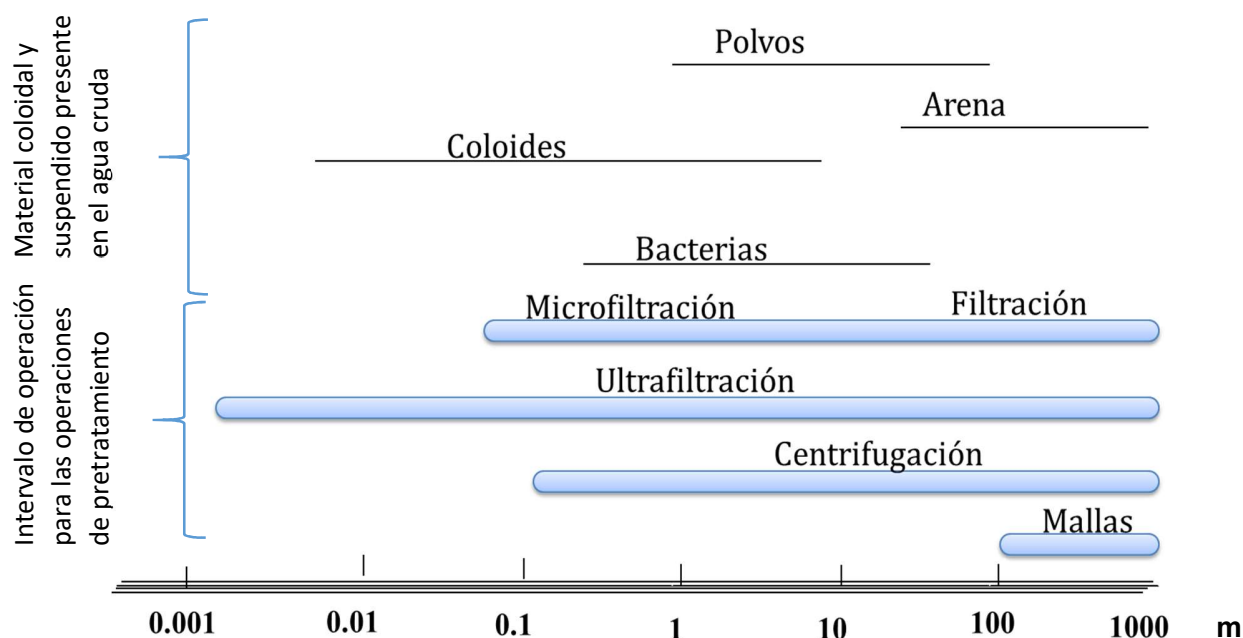


Figura 2. Tamaños de partículas afectados por procesos primarios (Crites et al., 2000).

1.2.1.2 Secundario

Este tipo de tratamiento es realizado por medios biológicos y su objetivo principal es la estabilización y reducción de la materia orgánica y la eliminación de los sólidos coloidales y no sedimentables (Metcalf & Eddy, 2003).

Existen diversos tipos de tratamientos secundarios entre los que se encuentran el proceso de lodos activados convencionales y sus modificaciones (aireación por etapas, mezcla completa, aireación descendente, alta carga, entre otros), Aireación prolongada (procesos de oxidación total), lagunaje con aireación, estabilización prolongada, filtros biológicos, discos biológicos, tratamientos anaerobios: procesos de contacto, filtros (sumergidos). A continuación se describen algunos de estos procesos.

1.2.1.2.1. *Aerobios*

La remoción de los contaminantes mediante el uso de sistemas aerobios puede ser lograda gracias a diversos procesos de tratamiento como el de crecimiento de la biomasa por medio de una película fija o el de crecimiento de la biomasa suspendida por aireación, procesos comúnmente conocidos como lodos activados. Es importante señalar que para poder considerar un aerobio como un proceso de lodos activados es necesario que el reactor aerobio esté acompañado por una cámara en la cual se produzca la sedimentación a la cual comúnmente se le conoce como sedimentador secundario o clarificador secundario.

El proceso de lodos activados fue desarrollado en Inglaterra en 1914 por Andern y Lockett, se llamó así pues suponía la producción de una masa activada por microorganismos capaz de estabilizar un residuo por vía aerobia (Metcalf & Eddy, 2003).

Entre las configuraciones de tratamiento de aguas residuales por medio del proceso de lodos activados, según el modelo hidráulico, que son usadas en la actualidad se encuentran las siguientes:

1. Flujo Pistón

En esta configuración los sistemas de lodos activados originales o convencionales, constan de largos y estrechos tanques de aireación en los cuales el agua residual entra en un extremo y sale por el otro. Intuitivamente el flujo pistón tiene la mayor eficiencia de eliminación de contaminantes dentro de un tiempo de tratamiento definido, además, los contaminantes en la corriente del afluente no hacen corto circuito, es decir que no pasan a través del sistema sin haberse sometido a la acción biológica. Sin embargo, el sistema de flujo de pistón tiene sus propias limitaciones como son, que al inicio del proceso es donde se requiere mayor oxígeno y donde se tiene la mayor remoción de contaminantes, ocasionando que la biomasa y los microorganismos a lo largo del proceso no permanezca constante y sean más altos a la entrada que a la salida, lo que deriva en otra limitación, y es que el consumo de oxígeno no es igual a lo largo del tanque y puede ser malo si a la entrada no se logra suministrar suficiente oxígeno ocasionando el exceso de producción de ácidos

orgánicos y problemas de pH en el efluente; esto dio lugar a otras configuraciones que solucionan estos inconvenientes (Rittmann et al., 2001). En la Figura 3 se muestra el esquema del sistema convencional de lodos activados conocido como flujo pistón, en este sistema el agua residual se estabiliza bajo condiciones aerobias (Reactor), esto se logra con el uso de difusores de aire o por medio de sistemas mecánicos, además, para lograr un mayor tiempo de retención hidráulico y no construir un reactor de grandes dimensiones se suele recurrir al uso de mamparas divisorias. Una vez que el agua es tratada en el reactor se separa la masa biológica resultante mediante un sedimentador, también conocido como clarificador, parte de estos lodos biológicos sedimentados son regresados al reactor (Retorno de lodos) y otra parte es desechada (Lodos descartados).

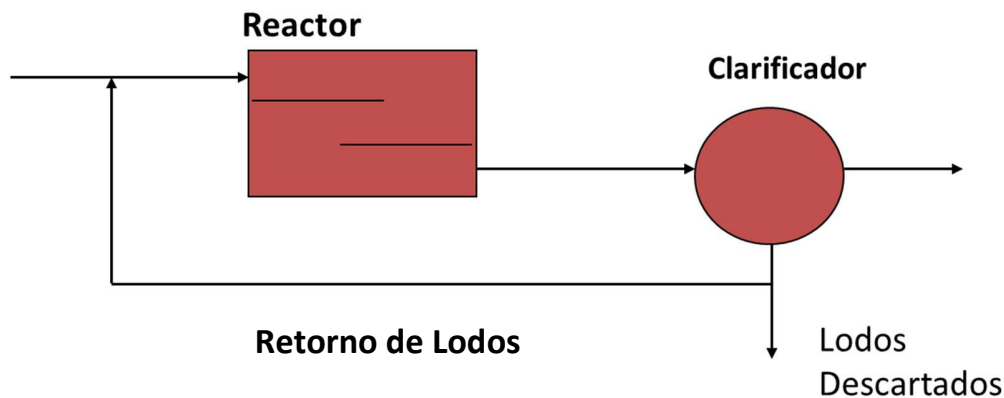


Figura 3. Sistema convencional de lodos activados (flujo pistón).

2. Mezcla Completa

El proceso de tratamiento de lodos activados de mezcla completa o CSTR por sus siglas en inglés (continuous stirred-tank reactor) con sedimentador y recirculación surgió en 1950. En este proceso se busca que el agua residual a tratar se encuentre homogénea a lo largo del tratamiento, este sistema mejora el proceso de flujo pistón pues la carga de contaminantes se mantiene constante durante todo el tratamiento (Rittmann et al., 2001).

En este sistema la estabilización del agua residual por los organismos solamente tiene lugar en el reactor, y el volumen utilizado al calcular el tiempo de retención

celular en el sistema, incluye solamente el volumen del reactor (Metcalf & Eddy, 2003). En la Figura 4 se muestra un esquema de un sistema en el cual el contenido del reactor está en condiciones de mezcla completa.

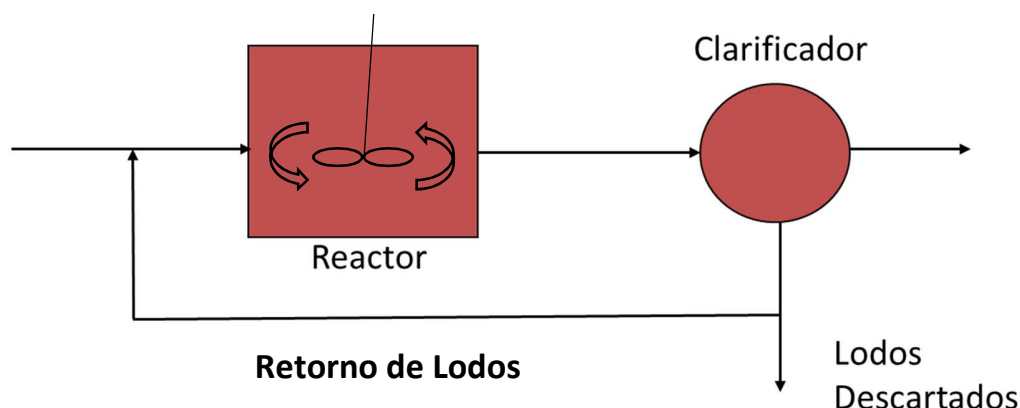


Figura 4. Proceso de lodos activados por mezcla completa.

El sistema convencional de lodos activados aunque es uno de los sistemas de tratamiento de aguas residuales más utilizados en la actualidad, no solo se maneja con las configuraciones de flujo pistón y completamente mezclado, a este sistema se le han realizado diversas modificaciones a su proceso de tratamiento, algunas de estas modificaciones se describen a continuación y aunque no son todas, se puede decir que son las más representativas:

a) Aireación por etapas

La Figura 5 ilustra un esquema del proceso de lodos activados mediante el modelo de aireación por etapas, en el cual se realiza la aireación del licor de lodo mezclado solo en ciertos puntos del reactor, permitiendo incluso que el reactor tenga zonas anaerobias. En esta modificación al sistema de lodos activados convencional, se observa que mientras que los parámetros varían a lo largo del tanque de aireación, los cambios son muy diferentes en comparación con el sistema de flujo de pistón, en particular, la concentración de contaminantes en el afluente se diluye mucho más debido a que los lodos recirculados tienen mejor calidad de microorganismos reductores en comparación que al sistema de flujo pistón, donde por falta de oxígeno en la parte final del reactor no son capaces de alimentarse y reproducirse

como en este sistema, pues en esta configuración la tasa de captación de oxígeno se extiende. Estas diferencias pueden superar los problemas que son asociados con el flujo de pistón, como lo es regular la tasa de oxígeno suministrado, regulación de ácidos orgánicos producidos y mejora en la estabilización del pH en el efluente. Dado que los materiales inhibidores y la sobrecarga de la demanda biológica de oxígeno (DBO) ocurren con frecuencia, el sistema de aireación por etapas se convirtió en una configuración de uso extendido (Rittmann et al., 2001).

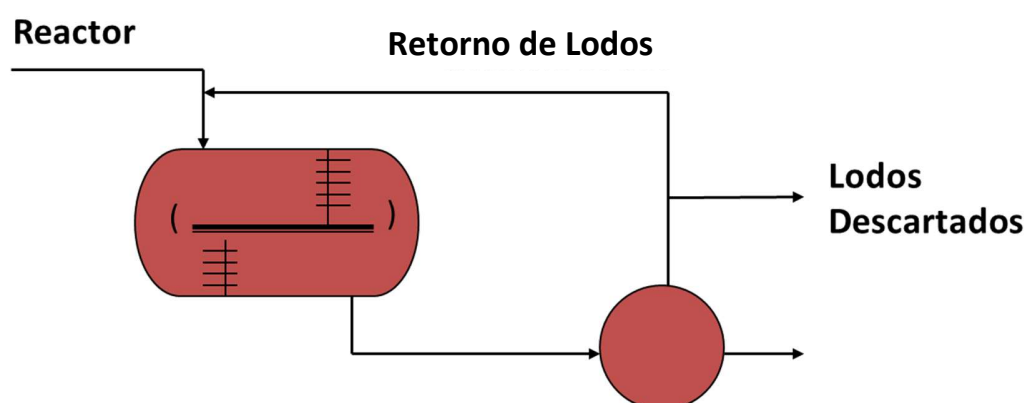


Figura 5. Proceso de lodos activados de aireación extendida.

b) Tanque de estabilización

En este proceso el agua es mezclada con el lodo de retorno en un reactor de contacto con un periodo corto de retención. Este periodo corto de retención representa el tiempo en el cual la materia más biodegradable es oxidada o almacenada dentro de las células y la materia particulada es absorbida por el lodo activado. Después de esto, el agua tratada se va al tanque de sedimentación donde es separada del lodo activado el cual es mandado a un tanque de estabilización, donde la aireación continúa. Aquí las partículas orgánicas absorbidas, sustrato almacenado y biomasa son oxidadas. La mayoría de la oxidación ocurre en el tanque de estabilización. Después de esto se recircula el licor mezclado que sale del tanque de estabilización al tanque de contacto. Este tipo de proceso es empleado cuando los contaminantes contenidos en el agua son difíciles de degradar (Rittmann et al., 2001). La Figura 6, muestra el esquema de un tratamiento de lodos

activados con ayuda de un tanque de estabilización, por lo regular el tanque es colocado después del clarificador para que los lodos de retorno pasen primero por el tanque de estabilización antes de regresar al reactor aerobio con el fin de incrementar el tiempo de retención dejando que los microorganismos actúen más tiempo y logren degradar los contaminantes.

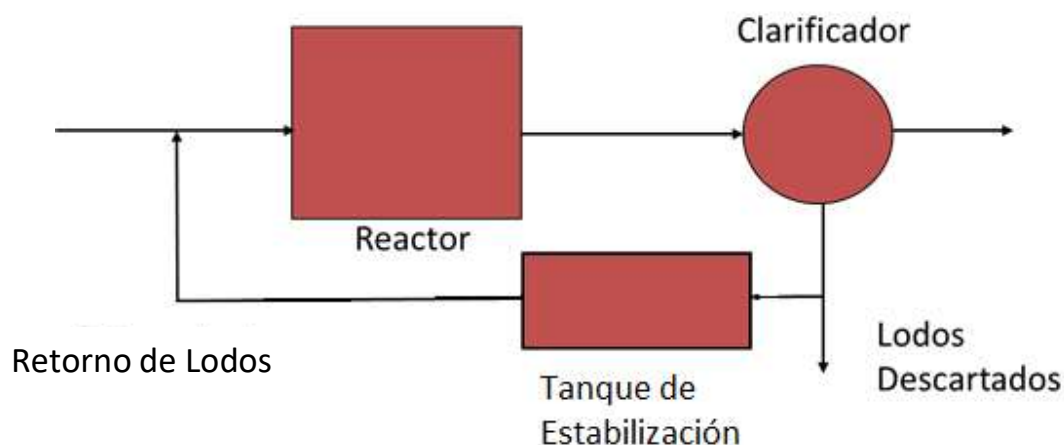


Figura 6. Proceso de lodos activados con tanque de estabilización.

c) Lodos activados con selector

La causa más frecuente de la mala operación de los sistemas de lodos activados es por Bulking, o un lodo que no se compacta bien en el tanque de sedimentación. Una de las innovaciones recientes es añadir un tanque selector antes del reactor aeróbico. El lodo activado de retorno se pone en contacto con la corriente de desechos por sólo 10 a 30 minutos bajo condiciones en las que la oxidación de la DBO completa es imposible. Las reacciones de fermentación a continuación, convierten los carbohidratos y materiales proteicos a ácidos grasos, que no pueden ser oxidados, pero son almacenados por algunos microorganismos en forma de glucógeno o ácido polibetahidroxibutirico (PHB). Las bacterias capaces de almacenar estos materiales también son buenas para la formación de flóculos de lodo compacto. Por lo tanto, la función del selector es cambiar o seleccionar la ecología del sistema de lodos activados hacia los organismos con buenas características de sedimentación (Rittmann et al., 2001). En la Figura 7, se muestra

un esquema el cual describe la configuración normal de un proceso de lodos activados con ayuda de selector.

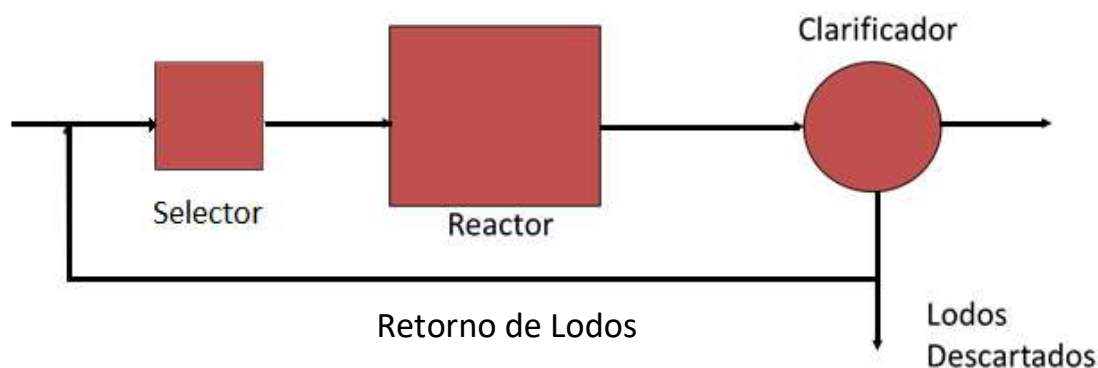


Figura 7. Proceso de lodos activados con selector.

d) Reactor aerobio de lotes secuenciales

Los reactores aerobios de lotes secuenciales o SBR, por sus siglas en inglés Sequencing Batch Reactor, es un proceso por medio de lodos activados, diseñado para contener tanto la reacción biológica como la separación líquido-sólido en el mismo tanque pero en turnos secuenciados. Actualmente la tecnología de los SBR es muy promovida, además de ser una tecnología altamente probada y que requiere de un bajo costo de inversión para su construcción debido a que se elimina el tanque de sedimentación. En el SBR las fases de las secuencias sucesivas pueden ser ajustadas para crear las combinaciones necesarias de las condiciones de crecimiento para los diferentes microorganismos que servirán para remover los contaminantes del agua residual (Nasr et al., 2011). En la Figura 8, se muestra el proceso convencional para la remoción únicamente de la DQO por medio del proceso SBR, en el cual se muestran las secuencias sucesivas que lo conforman, como son la fase de llenado, aireación y mezclado del tanque, seguido de la fase de reacción biológica, después la fase de sedimentación, la fase de extracción del efluente tratado y una última fase donde se purga el lodo en exceso.

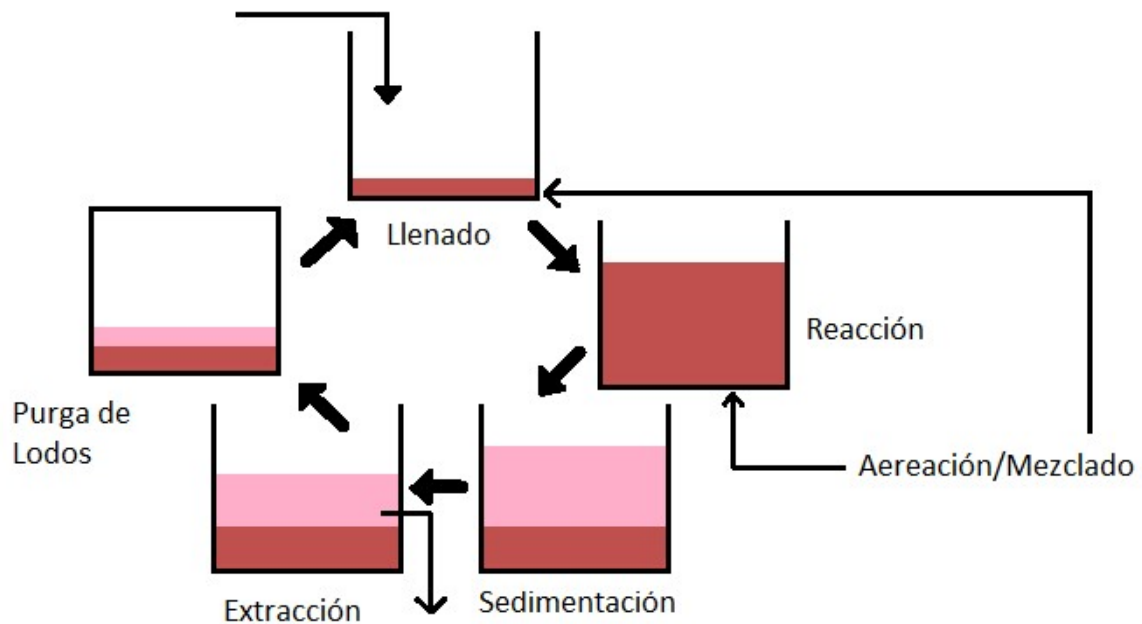


Figura 8. Secuencia típica del proceso de tratamiento SBR

Una vez conocidas las diferentes configuraciones de los sistemas aerobios es importante saber que el nivel de masa biológica que se debe mantener dentro del reactor depende de la eficiencia deseada de tratamiento y de la cinética de crecimiento es por eso que en la Tabla 6 se citan las concentraciones mantenidas en diversos sistemas de lodos activados, estas son las consideraciones óptimas a la hora de diseñar cualquiera de los procesos ya mencionados.

Tabla 6. Parámetros de diseño para procesos de lodos activados (Metcalf & Eddy, 2003).

Modificación del proceso	Θ_c , días	U, kg DBO ₅ /kg SSVLM-día	Carga Volumétrica, kg DBO ₅ /m ³	SSVLM, mg/l	V/Q, hora	Q _r /Q
Convencional	5-15	0.2-0.4	0.32-0.64	1500-3000	4-8	0.25-0.5
Mezcla Completa	5-15	0.2-0.6	0.8-1.92	3000-6000	3-5	0.25-1.0
Aireación Escalonada	5-15	0.2-0.4	0.64-0.96	2000-3500	3-5	0.25-0.75
Aireación Modificada	0.2-0.5	1.5-5.0	1.20-2.40	200-500	1.5-3	0.05-0.75
Contacto* y Estabilización**	5-15	0.2-0.6	0.96-1.20	(1000-3000)*	(0.5-1)*	0.25-1.0
				(4000-10000)**	(3-6)**	
Aireación Prolongada	20-30	0.05-0.15	0.16-0.4	3000-600	18-36	0.75-1.5
Proceso Kraus	5-15	0.3-0.8	0.64-0.16	2000-3000	4-8	0.5-1.0
Aireación alta carga	5-10	0.4-1.5	1.6-16	4000-10000	0.5-2	1.0-5.0
Sistemas oxígeno puro	8-20	0.25-1.0	1.6-4	6000-8000	1-3	0.25-0.5

θ_c = Tiempo de retención celular, U = utilización específica de sustrato,

Q_r = Flujo en la recirculación, Q = Flujo de entrada

1.2.1.2.2. Anaerobios y/o Anóxicos

El tratamiento anaerobio supone la descomposición de la materia orgánica y/o inorgánica en ausencia de aireación mientras que el anóxico es en ausencia de oxígeno molecular. Este proceso genera diversos gases, entre los cuales el dióxido de carbono y el metano son los más abundantes (dependiendo del material degradado). En biodigestores se aprovecha esta liberación de gases para luego ser usados como combustible. El modo usual de operar de estas instalaciones de procesos anaerobios, es la utilización de un sistema reactor de mezcla completa y mínima recirculación celular. Los microorganismos causantes de la descomposición de la materia orgánica se dividen frecuentemente en dos grupos. El primero los acidógenos, hidroliza y fermenta compuestos orgánicos a ácidos simples. El segundo grupo los metanógenos, convierte los ácidos generados por el primer grupo a gas metano y anhídrido carbónico, es decir la digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia orgánica, en ausencia de oxígeno, y mediante

la acción de un grupo de bacterias específicas, se descompone en productos gaseosos (CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S , etc.), y en una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) y compuestos de difícil degradación (Metcalf & Eddy, 2003). En la Figura 9 se muestra un esquema del tratamiento anaerobio de aguas residuales, el cual contiene las cuatro unidades principales que se requieren para este proceso, primero un clarificador primario el cual permite el asentamiento de las partículas más grandes, seguido por el reactor anaerobio en conjunto con un clarificador secundario del cual se tiene una purga de lodos, una parte de estos lodos son enviados al retorno y otra parte se envía a un digestor de lodos en el cual se reduce la cantidad de lodo generado en este proceso.

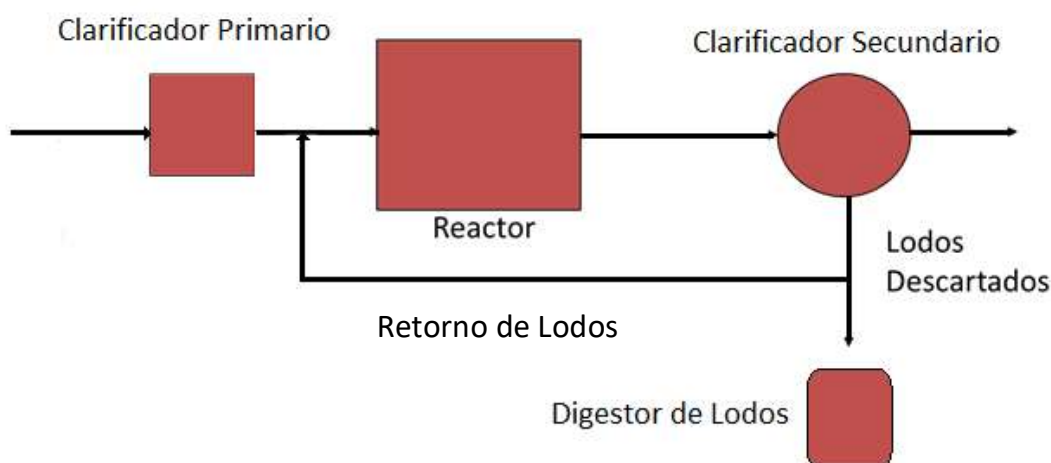


Figura 9. Proceso de tratamiento anaerobio de aguas residuales.

La intensidad y duración del proceso anaeróbico varían dependiendo de diversos factores, entre los que se destacan la temperatura y el pH del material biodegradado. En la Tabla 7 se muestran los parámetros de diseño para el tratamiento óptimo de aguas residuales en condiciones anaerobias.

Tabla 7. Condiciones óptimas para el tratamiento anaerobio de aguas residuales.

Temperaturas óptimas:
Intervalo mesófilo: 29 °C a 38 °C
Intervalo termófilo: 49 °C a 57 °C
Condiciones anaerobias
Suficientes nutrientes biológicos:
Nitrógeno
Fósforo
Otros
pH óptimo: 6.6 a 7.6
Ausencia de materias tóxicas

El proceso por tratamientos anaerobios incluye el crecimiento anaerobio suspendido, crecimiento adherido de flujo ascendente y descendente, crecimiento de lecho fluidizo, reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA), lagunas anaerobias y procesos anaerobios de separación por membrana.

El interés fundamental para el uso de procesos anaerobios puede ser explicado considerando las ventajas y desventajas de dichos procesos (Metcalf & Eddy, 2003).

Entre las ventajas de los procesos anaerobios se tienen:

- Es un proceso simple y sencillo de operar.
- El proceso presenta baja producción de lodos.
- El proceso utiliza instalaciones compactas que demandan poco espacio.
- El proceso genera metano (CH₄) lo cual es una fuente de energía alternativa.
- Permiten la aplicación de elevadas cargas orgánicas.
- El lodo anaerobio puede permanecer sin alimento mucho tiempo.
- El arranque de los reactores es rápido con una propia inoculación.

El proceso anaerobio también tiene sus desventajas entre las que se pueden observar:

- Emisión de olores desagradables.
- Sensibilidad a bajas temperaturas, cambio brusco pH y a la presencia de oxígeno disuelto.
- Calidad de efluente inferior a los procesos aerobios.
- Agresividad de algunos subproductos que demandan atención en la protección de estructuras (corrosión).

A continuación se discuten las consideraciones que Metcalf & Eddy (2003) recomiendan tener al momento de elegir un proceso anaerobio:

- **Consideraciones de energía**

Es sabido que se necesita energía para el proceso aerobio, mientras que para los procesos anaerobios se crea gas metano que puede ser aprovechado para crear energía, aunque también es necesario gastar energía para incrementar la temperatura del agua. Es decir, se puede contar con energía renovable si el gas metano generado se aprovecha energéticamente y sustituya a una fuente de energía fósil.

- **Menor generación de biosólidos**

Debido a que la generación de biosólidos es menor de 6 a 8 veces comparados con el proceso aerobio, la disposición final de estos se reduce mucho.

- **Menos nutrientes requeridos**

Los costos de nutrientes adicionales es menor en comparación con los procesos aerobios, pues la producción de biomasa es menor.

- **Cargas volumétricas más altas**

Los procesos anaerobios por lo general soportan cargas volumétricas más altas a comparación de los aerobios, por lo tanto, reactores más pequeños y menor espacio es requerido para su tratamiento, cargas orgánicas de 3.2 a 32 kg DQO/m³ pueden ser tratadas en los procesos anaerobios.

- **Consideraciones generales para el diseño de procesos de tratamiento anaerobio**

El tipo de agua residual y sus características son importantes en la evaluación y diseño de procesos anaerobios. Las características presentadas aquí, aplican al crecimiento suspendido, cama de lodos y separación por membrana. Los factores y

las características que necesitan ser consideradas en la evaluación de procesos anaerobios para el tratamiento de agua residual son tratados más adelante.

- **Características del agua residual**

Una gran variedad de agua residual ha sido tratada por los procesos anaerobios incluidas las provenientes de la destilación del alcohol, industria química, industria cervecera, agua residual doméstica, procesamiento de pescados y mariscos, industria farmacéutica, etc. El proceso anaerobio es atractivo en especial para aguas residuales de alta resistencia y temperatura cálida debido a que la aireación no es requerida y la baja cantidad de sólidos que se genera.

- **Variaciones en el flujo y la carga**

Las variaciones en el afluente de flujo y carga orgánica pueden llegar a perturbar el balance entre la fermentación ácida y la metalogénesis en el proceso anaeróbico. Para los sustratos solubles y fácilmente degradables, como los azúcares y almidones solubles, las reacciones ácido génicas pueden ser más rápidas a cargas altas y pueden llegar a incrementar los ácidos grasos, las concentraciones de hidrógeno y un descenso del pH.

- **Concentraciones orgánicas y temperatura**

Las temperaturas en los reactores de 25 a 35 °C son las más usadas para soportar las tasas óptimas de reacción biológica y dar un tratamiento más estable. Generalmente, las concentraciones de DQO más grandes de 1550 a 2000 mg/L son necesarias para producir cantidades suficientes de metano para calentar el agua sin la necesidad de un combustible externo. Para concentraciones de 1300 mg/L de DQO un tratamiento aerobio puede ser la mejor elección.

Los tratamientos anaerobios pueden ser aplicados a temperaturas bajas y han sido probados en reactores de crecimiento suspendido en temperaturas de 10 a 20 °C. A temperaturas más bajas ocurren tasas de reacción más lentas. Además, a temperaturas en el rango de los 10 a los 20 °C, la degradación de cadenas largas de ácidos grasos es una limitante. Si esto ocurre se generan espumas en el reactor.

Los reactores anaerobios producen sólidos más dispersos y menos floculantes que los sistemas aerobios, con efluentes con concentraciones de SST para procesos de crecimiento entre los 100 a 200 mg/L.

- **Fracción de material orgánico no disuelto**

La composición del agua residual en términos de sus fracciones particuladas y solubles afectan el tipo de reactor anaeróbico seleccionado en su diseño. Las aguas residuales con concentraciones altas de sólidos son mejor tratadas en reactores de crecimiento suspendido que en los de crecimiento adherido de flujo ascendente o descendente.

- **Alcalinidad del agua**

Con el gran contenido de CO₂ en el gas producido por tratamiento anaerobio, concentraciones de alcalinidad en el rango de los 2000 a 4000 mg/L como CaCO₃ son típicamente requeridas para mantener neutro el pH.

- **Nutrientes**

Aunque los procesos anaerobios producen menos lodo y por lo tanto requieren menos nitrógeno y fosforo para el crecimiento de la biomasa, muchas aguas residuales industriales pueden carecer de suficientes nutrientes, lo que ocasiona que la adición de fosforo y nitrógeno sean necesarias. Dependiendo de las características del sustrato y del tiempo de retención de sólidos (TRS), valores típicos de requerimientos de nutrientes para el nitrógeno, fosforo y sulfuro están en rangos de 10 a 13, 2 a 6 y 1 a 2 mg por 1000 mg de biomasa, respectivamente. Además para mantener la máxima actividad metanogénica, las concentraciones en fase líquida de nitrógeno, fósforo, sulfuro debe ser de 50, 10 y 5 mg/L, respectivamente.

Otro proceso de tratamiento de aguas residuales es el uso consecutivo del tratamiento anaerobio y aerobio, obteniendo un tratamiento anaerobio-aerobio, los

cuales también son conocidos como mixtos o duales como a continuación se describen.

1.2.1.2.3. *Combinados*

Estos procesos de tratamiento son muy usados en la actualidad, ya que se realizan con la ayuda de los tratamientos aerobios y anaerobio, y al trabajar juntos son conocidos por su capacidad de realizar procesos de Nitrificación-Desnitrificación, entre las configuraciones que se presentan en estos sistemas de tratamiento, se encuentra la Modificación del Modelo Ludzack-Ettinger (MLE). Este proceso está integrado por un tanque anóxico de mezcla completa en el cual se produce la desnitrificación, seguido de un tanque aerobio del cual una parte del flujo se recircula hacia el tanque anóxico (es en este reactor aerobio donde se produce la nitrificación), y la otra parte del flujo se manda hacia un clarificador secundario. Del clarificador secundario se tiene un efluente tratado y una purga, la purga al igual que en el reactor aerobio tiene una recirculación hacia el anóxico y otra parte es desechada, el esquema de este proceso se muestra en la Figura 10 (Hafez et al., 2010). Este modelo se le parece a la PTAR de la empresa IMMSA solo que sustituyendo el clarificador por un tanque de ultrafiltración.

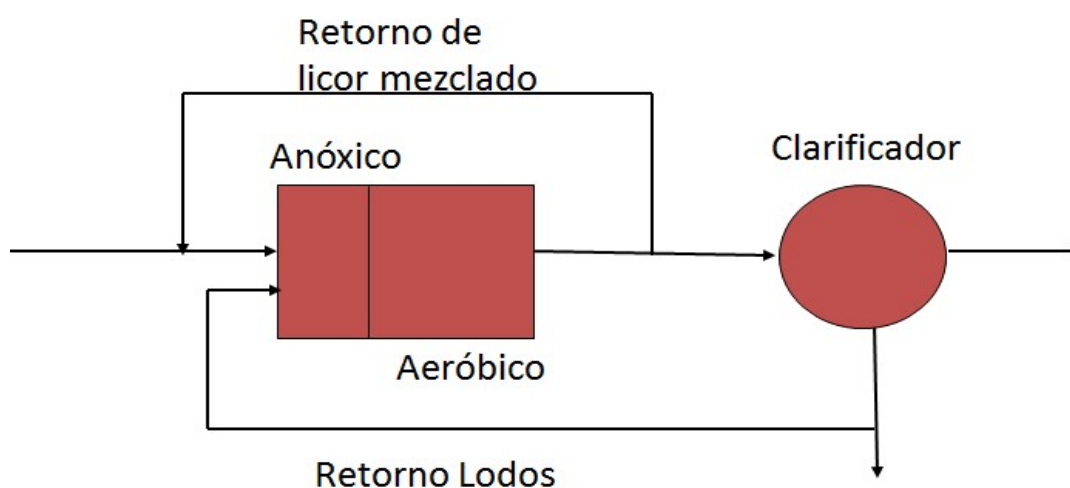


Figura 10. Proceso Modificado de Ludzack-Ettinger

1.2.1.3 Terciario

El tratamiento terciario tiene como finalidad higienizar y adecuar el agua ya sea para consumo humano o bien para alguna aplicación industrial que requiera un mayor grado de pureza, este tipo de tratamiento puede ser realizado tanto por medios físicos y/o químicos, es decir, algunos tratamientos terciarios pueden ser considerados tratamientos primarios. En los físicos encontramos en esta etapa los realizados por membranas a través de procesos de filtración, entre los principales están la ultrafiltración, microfiltración, nanofiltración y la ósmosis inversa, algunos de estos son mencionados en los tratamientos primarios. En el caso de los tratamientos químicos terciarios es de gran importancia al momento de escoger alguno tener conocimientos en cinética de reacciones ya que la determinación del orden de una reacción es fundamental en estos procesos. Entre los procesos químicos más utilizados en el tratamiento de aguas residuales se encuentran: La precipitación química, transferencia de gases, adsorción, desinfección y combustión.

Algunos de estos procesos se explican a continuación (Valdez et al., 2003):

- Ósmosis Inversa: Es una tecnología de membranas, en la cual el solvente es transferido a través de una membrana densa, diseñada para retener sales y solutos de bajo peso molecular.
- Adsorción con carbono: A algunos contaminantes persistentes a ser removidos se les denomina comúnmente *orgánicos refractarios*, los cuales pueden ser detectados en el efluente como DQO soluble. Para la remoción de estos orgánicos refractarios, el método más práctico disponible es *adsorberlos* usando *carbón activado*. La adsorción es la acumulación de materiales en una interfase. Tratándose de aguas residuales y carbón activado, la interfase es la frontera líquido/sólido. Los materiales orgánicos se acumulan en la interfase debido a las ligaduras físicas de las moléculas a la superficie sólida.
-

1.3 Antecedentes de modelado y simulación de PTAR con uso de software

1.3.1 Modelado y simulación

En esta sección primero se define el concepto de modelo para ayudar a comprender lo que se entiende por simulación y para ilustrar como un modelo puede facilitar la solución de problemas de ingeniería. Un modelo puede definirse, de una manera general, como una formulación o ecuación que expresa las características fundamentales de un sistema o proceso físico en términos matemáticos. Aunque existen diferentes tipos de sistemas estos pueden ser considerados en general como procesos que responden a entradas para producir salidas. Estos sistemas o procesos deben de estar delimitados de tal manera que dentro del modelo queden incluidos los elementos necesarios para poder reproducir el comportamiento del mismo. Los modelos matemáticos pueden ser resueltos analíticamente (conocidos como modelos estáticos y que se resuelven con el uso de variables discretas, pues estas variables cambian en intervalos separados de tiempo) o mediante simulación con el uso de software (conocidos como modelos dinámicos que como se tienen que resolver con el uso de variables continuas, las cuales cambian en el tiempo, hacerlo de manera analítica resultaría muy difícil) (Chapra et al., 1987). La simulación consiste en diseñar y desarrollar un modelo matemático computarizado de un sistema o proceso y probar experimentalmente con este modelo el comportamiento del sistema o proceso del mundo real y/o evaluar varias estrategias con los cuales pueda ser operado u optimizado (Shannon, 1997).

Si bien la simulación de modelos generalmente se realiza cuando es imposible, costoso o riesgoso hacer la prueba en la realidad, la simulación también puede ser realizada cuando el sistema es muy complejo y su dinámica no es muy fácil de comprender debido a que inciden factores aleatorios, diversos escenarios y actividades cuya coordinación puede resultar aleatoria.

1.3.2 Fundamentos de los modelos para PTAR

Los modelos de PTAR son una descripción matemática de una serie de procesos que ocurren en un espacio delimitado (tanques y reactores). En el tratamiento de aguas, los modelos se expresan a través de balances de materia que toman en cuenta la cinética de reacción de los procesos (procesos de transformación), la hidrodinámica (tipo de flujo y mezcla en el reactor) y el transporte de materia a través de los límites del sistema (flujos de entrada y salida). Los procesos de transporte son específicos para cada sistema: configuración del reactor, distribución del afluente, mezcla, dispersión, recirculación, extracción de lodo, etc. Los procesos de transformación, por el contrario, ocasionan cambios en los componentes químicos con una velocidad que depende del ambiente local del proceso. Los procesos individuales que forman el modelo son relacionados a través de la ley de conservación de la materia (balances), la cual se debe resolver, para poder describir los cambios en el estado del sistema a través de las variables de estado (p.ej.: concentraciones de biomasa, oxígeno, DQO, nitrógeno). Los balances de materia de un modelo son un sistema de ecuaciones diferenciales totales o parciales y de ecuaciones algebraicas cuya resolución requiere algún programa o software en particular.

Algunos autores suelen presentar sus modelos exhibiendo sistemas de ecuaciones ya manipuladas, simplificadas o despejadas, lo que puede dificultar su comprensión. Para representar los modelos requeridos en la simulación de una PTAR y facilitar su entendimiento se requiere lo siguiente (Van Loosdrecht, 2002):

- Lista de componentes representados por variables de estado involucradas en los procesos: matriz de concentraciones $[C_i]$.
- Describir los procesos de transformación que afectan a los componentes: modelos bioquímicos, coeficientes estequiométricos, expresiones cinéticas.
- Caracterización del diagrama de flujo de la PTAR.
- Caracterización de la dispersión y mezcla interna según el tipo de reactor/sistema, tanto para los componentes disueltos como para los sólidos en suspensión.

1.3.3 Fundamentos de diseño con modelos estacionarios de PTAR

Uno de los principales requerimientos para realizar el diseño de una PTAR con el uso de modelos estacionarios es establecer el límite de concentración de contaminantes en la salida de los reactores, seguido de esto se realiza el diseño de las dimensiones de los reactores que se quieran incluir en el proceso de tratamiento, puesto que las ecuaciones en estado estacionario fueron generadas aplicando balances de masa a los reactores para el tratamiento de aguas residuales. De manera particular, para el correcto dimensionamiento de reactores aerobios con sedimentador secundario fue necesaria la creación de modelos matemáticos que ayudaran a realizar los diseños de estos reactores, una de las ecuaciones y modelos más importantes en el diseño de reactores aerobios es el modelo de McCarty y Lawrence el cual fue realizado en 1970, y representa la concentración de DQO a la salida del reactor y es descrita por la siguiente ecuación la cual define la calidad del efluente.

$$S = \frac{K_s[1 + (k_d)\theta_c]}{\theta_c(Yk - k_d) - 1}$$

Donde:

S = Concentración del residuo entrante no degradado biológicamente en el reactor y por lo tanto que aparece en el efluente.

K_s = Concentración del sustrato para la cual la tasa de utilización del sustrato para la cual la tasa de utilización del mismo por unidad de peso de microorganismos es la mitad de la tasa máxima, en masa/volumen

k_d = coeficiente de desaparición de los microorganismos en el tiempo⁻¹

θ_c = tiempo de retención celular

Y = coeficiente de producción o crecimiento, en masa de microorganismos/ masa de sustrato utilizado

k = tasa máxima de utilización del sustrato por unidad de peso de microorganismos

Seguido de esta ecuación se aplica la Ecuación 2, la cual afecta al costo de operación y diseño de la PTAR.

$$Q = \frac{V_T}{\theta_c}$$

Donde:

Q = Flujo de agua residual en el afluente

V_T = Volumen total del reactor

1.3.4 Modelos ASM

En 1982, Poul Harremoës presidente de la IAWPRC (The International Association of Water Pollution, Research and Control por sus siglas en inglés) incentivó la formación de un grupo de trabajo internacional encargado de acelerar el desarrollo de la modelación dinámica de las plantas de tratamiento, crear una plataforma común de consenso y proponer un modelo inicial simple. El grupo concentró sus primeros esfuerzos en inventariar los modelos existentes, así como los obstáculos a su desarrollo. Se llegó a concluir que los únicos modelos que conocieron una amplia difusión y utilización, fueron los más simples que consideraban una hipótesis de régimen estacionario y mezcla completa para los reactores (Henze, 2002).

En los años 70, la Universidad de Cape Town, Sudáfrica, fue una de las pioneras de la modelación dinámica de PTAR con los trabajos del profesor Marais. Otros trabajos tuvieron lugar después o simultáneamente en un número muy restringido de universidades de Europa y Estados Unidos (Henze et al., 1987).

Es en 1980 cuando se reúne un grupo de especialistas en modelación y diseño de PTAR, con el propósito de crear el primer grupo de estudio de la IAWPRC, este grupo de científicos estaba formado por Henze, Grady, Gujer y Marais de Dinamarca, Estados Unidos, Suiza y Sudáfrica, respectivamente. Las conclusiones del grupo fueron publicadas en 1987 en un informe que presentaba lo que hoy se conoce como el Modelo ASM1, modelo dedicado a describir la degradación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un proceso de lodos activos. Los logros más destacados del grupo fueron un consenso en los procesos biológicos que integran el modelo, la estandarización de los símbolos, la presentación del modelo utilizando una notación matricial, la propuesta de valores por defecto de los parámetros del modelo, la adopción de la DQO y su fraccionamiento para

caracterizar agua y lodo, un código de programación para el desarrollo de software de modelado (Henze et al., 1987).

En 1995, los trabajos del grupo de estudio renovado se prolongaron para publicar la versión ASM2, la cual está dirigida a predecir el comportamiento del fósforo presente a lo largo del sistema de tratamiento, es decir, si se tiene remoción o no de este contaminante. En 1999, hubo otras modificaciones con la aparición de la versión ASM2d (versión modificada del ASM2) y de la versión ASM3 (alternativa al ASM1) (Henze et al., 1987). Cabe señalar que el modelo ASM1 es uno de los modelos biocinéticos más usados en el modelado y simulación de PTAR (57% de frecuencia), después se encuentra el ASM2d (32%) seguido por el ASM3, después están el ASDM patentado por BioWin, ASM1 (Versión Mantis) patentado por GPS-X y otros que no se especifican cuáles son (Van Loosdrecht et al., 2015).

La última acción del grupo de trabajo conformado por la IWA, que fue el desarrollo para el software de modelado, impulsó la existencia actual de varios programas que incorporan los conceptos del ASM1 original, o algunas de sus modificaciones, para fines de diseño, operación de plantas o investigación, los cuales permiten simular de manera virtual dichas PTAR (Henze et al., 1987).

El uso de software de simulación de modelos dinámicos como lo son los ASM dan una mejor comprensión del comportamiento de las PTAR, ya que permiten a los usuarios ver la respuesta de los sistemas de tratamiento a los cambios en una serie de diferentes variables, también se utilizan para optimizar la PTAR y capacitar a los operadores de planta. Debido a que el uso de estos programas se ha extendido en los últimos años, cada vez son más los simuladores de PTAR que se ofrecen en el mercado. Algunos paquetes comerciales son el GPS-X, SIMBA, STOAT, WEST, etc, mientras que para la investigación y fines educativos el BioWin, SSSP, ASIM, Aquasim e incluso Microsoft Excel son utilizados regularmente, es aconsejable hacer uso de este tipo de software, ya que con su ayuda nos beneficiamos obteniendo soluciones de análisis, diseño y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales de manera más rápida y sencilla, que resolviéndolas manualmente (Van Loosdrecht et al., 2015).

Por su parte el software de modelado dinámico Aquasim (Reichert, 1998; Reichert, 1995) es un programa que se emplea en la docencia e investigación sobre tratamientos biológicos de las aguas residuales, entre otras aplicaciones. Otro software de simulación dinámica es el Biowin el cual debe ser calibrado con las características de la PTAR que se quiere simular, permitiendo de este modo simular diferentes configuraciones o formas de trabajar en el proceso para optimizar la eliminación biológica de nitrógeno o cualquier otro parámetro. Este programa tiene implementado conceptos del ASM1 propuesto por el grupo de trabajo de la IAWQ, International Association of Water Quality, actual IWA, International Water Association (Henze et al., 1987). Mientras que el GPS-X contiene herramientas de modelación y simulación de PTAR, este software será descrito en la sección 5 del capítulo 2 de forma más amplia.

1.2.1.2.4. Modelo de lodos activados No. 1 (ASM1)

El modelo ASM1 es considerado un modelo de referencia pues fue el que propició la aceptación por modelar el tratamiento de aguas residuales primero por la comunidad científica y de investigación y después por su uso en la práctica. Su aceptación se dio a la par de la llegada de computadoras de mejor desempeño. El modelo ASM1 es considerado actualmente el estado del arte para la modelación de sistemas de lodos activados, se ha convertido a su vez en referencia para proyectos científicos y prácticos y su uso se ha implementado en la mayoría de los paquetes de software disponibles para el modelado y simulación de las PTAR.

El ASM1 es un modelo estructurado basado en la cinética de Monod que predice los procesos de las reacciones biológicas (Van Loosdrecht et al., 2015). Además, es un modelo que describe un sistema de lodos activados con oxidación de carbono, nitrificación y desnitrificación. Una fracción de sustrato rápidamente biodegradable se utiliza para el crecimiento de la biomasa y el resto es oxidado como fuente de energía, aumentando la demanda de oxígeno asociado. Este modelo cuenta con ocho procesos de transformación biológica, los cuales interactúan con 13 componentes que están contenidos en el agua residual. El sistema contempla también dos clases de componentes en cuanto a sus características físicas: material

particulado, que se denota con el símbolo X, y material soluble, denotado con el símbolo S. De los 13 componentes, siete son solubles y cuatro particulados. Además, este modelo distingue entre dos tipos de biomasa: la biomasa heterótrofa y los organismos nitrificantes quimioautótrofos, a los que se le llama biomasa autótrofa (Montiel, 2007).

La ecuación de balance para el tanque de biodegradación (CSTR), por medio del modelo ASM1 se puede escribir como sigue:

$$\frac{d\varepsilon}{dt} = r(\varepsilon) + \frac{Q}{V}(\varepsilon_{in} - \varepsilon)$$

Donde ε y ε_{in} son los vectores de las concentraciones de todos los componentes en el reactor y la entrada, respectivamente, Q es la tasa volumétrica del afluente local y V es el volumen del reactor. La tasa de dilución D se define como la relación Q/V: El vector de conversión $r(\varepsilon)$ es el vector de la cinética de reacción para los 8 procesos (Smets et al., 2003).

Los procesos de transformación que considera el modelo ASM1 son los siguientes:

1. Crecimiento aeróbico de organismos heterótrofos

$$1) \gamma_1 = \mu_{max,H} \left(\frac{S_S}{S_S + K_S} \right) \left(\frac{O_2}{O_2 + K_{OH}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) X_{BH}$$

2. Crecimiento anaeróbico de organismos heterótrofos

$$2) \gamma_2 = \eta_g \mu_{max,H} \left(\frac{S_S}{S_S + K_S} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + O_2} \right) \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) X_{BH} \left[\left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) + \left(\frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{C_{IO_3}}{C_{IO_3} + K_{C_{IO_3}}} \right) \right]$$

3. Crecimiento aeróbico de organismos autótrofos

$$3) \gamma_3 = \mu_{max,A} \left(\frac{O_2}{O_2 + K_{OA}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) X_{BA}$$

4. Decaimiento de organismos heterótrofos

$$4) \gamma_4 = b_H X_{BH}$$

5. Decaimiento de organismos autótrofos

$$5) \gamma_5 = b_A X_{BA}$$

6. Amonificación de nitrógeno orgánico soluble

$$6) \gamma_6 = k_a S_{ND} X_{BH}$$

7. Hidrolisis de materia orgánica biodegradable particulada

$$7) \gamma_7 = k_h \left(\frac{X_S / X_{BH}}{X_S / X_{BH} + K_X} \right) \left\{ \left(\frac{O_2}{O_2 + K_{OH}} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + O_2} \right) \left[\left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) + \left(\frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{ClO_3}{ClO_3 + K_{ClO_3}} \right) \right] \right\} X_{BH}$$

8. Hidrolisis de nitrógeno orgánico particulado

$$8) \gamma_8 = \gamma_7 \frac{X_{ND}}{X_S}$$

Mientras que sus 13 componentes son las siguientes:

$$1) \frac{dS_I}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{I,in} - S_I)$$

$$2) \frac{dS_S}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{S,in} - S_S) - \frac{1}{Y_H} r_1 - \frac{1}{Y_H} r_2 + r_6$$

$$3) \frac{dX_I}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{I,in} - X_I) - f_p r_4 - f_p r_5$$

$$4) \frac{dX_S}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{S,in} - X_S) + (1 - f_p) r_4 + (1 - f_p) r_5 - r_6$$

$$5) \frac{dX_{BH}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{BH,in} - X_{BH}) + r_1 + r_2 - r_4$$

$$6) \frac{dX_{BA}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{BA,in} - X_{BA}) + r_3 - r_5$$

$$7) \frac{dO_2}{dt} = \frac{Q}{V} (O_{2,in} - O_2) - \frac{1-Y_H}{Y_H} r_1 - \frac{4.57-Y_A}{Y_A} r_3 + \frac{Q_{air}}{V} C_{air} + K_L a (O_2^* - O_2)$$

$$8) \frac{dS_{NO}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{NO,in} - X_{NO}) - \frac{1-Y_H}{2.86 H} r_{2,NO_3^-} + \frac{1}{Y_A} r_3$$

$$9) \frac{dS_{NH}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{NH,in} - S_{NH}) - i_{XB} r_1 - i_{XB} r_2 - \left(i_{XB} - \frac{1}{Y_A} \right) r_3 + r_6$$

$$10) \frac{dS_{ND}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{ND,in} - S_{ND}) - r_6 + r_8$$

$$11) \frac{dX_{ND}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{ND,in} - X_{ND}) + (i_{XB} - f_p i_{XE}) r_4 + (i_{XB} - f_p i_{XE}) r_5 - r_8$$

$$12) \frac{dClO_3^-}{dt} = \frac{Q}{V} (ClO_3^- in - ClO_3^-) - Y_{ClO_3^-}$$

$$13) \frac{dCl^-}{dt} = \frac{Q}{V} (Cl_{in}^- - Cl^-) - Y_{ClO_3^-}$$

En la Tabla 8, se describe la nomenclatura, así como el significado de las variables de estado que conforman el modelo de lodos activados ASM1.

Tabla 8. Variables de estado del modelo ASM1

Variable	Descripción
S _S	Materia orgánica biodegradable soluble
S _I	Materia orgánica inerte soluble
S _{NH}	Nitrógeno amoniacal disuelto
S _{ND}	Nitrógeno orgánico soluble
S _{NO}	Nitratos y nitritos
O ₂	Oxígeno disuelto
S _{ALK}	Alcalinidad
X _S	Biomasa biodegradable particulada
X _I	Biomasa inerte particulada
X _P	Biomasa inerte proveniente del decaimiento celular
X _{B,H}	Biomasa heterotrófica activa
X _{B,A}	Biomasa autotrófica activa
X _{ND}	Nitrógeno orgánico particulado
Y _A , f _P , i _{XB} , i _{XP} , K _{OH} , K _{NO} , K _{O,A} , b _A	Valores semiempíricos y fijos en el modelo ASM1

Básicamente los procesos considerados en el modelo ASM1 son cuatro: Crecimiento de la biomasa, decaimiento de la biomasa, amonificación del nitrógeno orgánico e hidrólisis de las partículas orgánicas. Para poder facilitar el modelado solo se toma en consideración el sustrato rápidamente biodegradable para el crecimiento la biomasa heterotrófica. En el caso del sustrato lentamente biodegradable se considera como si fuera eliminado por suspensión de manera instantánea al quedar atrapado en el floculo donde es convertido en rápidamente biodegradable.

Por otra parte, el modelo ASM3 fue introducido posteriormente al modelo ASM1 a fin de corregir defectos conceptuales de su predecesor, pero presenta complejidad en los métodos de fraccionamiento. Los modelos ASM2 y ASM2d describen la

transformación del fósforo (Loaiza et al., 2010), estos modelos junto con el ASM3 se describen a continuación.

1.2.1.2.5. Modelo de lodos activados No. 2 (ASM2)

El modelo ASM2 presenta un concepto para la simulación dinámica de procesos biológicos combinados para la remoción de DQO, nitrógeno y fósforo. Es una extensión del modelo ASM1, su principal función es la simulación para la remoción del fósforo, aun así el modelo no es la respuesta final a los modelos de remoción biológica del fósforo, sino que es una herramienta de ayuda entre la complejidad y la simplicidad de diferentes puntos de vista de lo que debería ser un modelo correcto (Henze et al., 2002).

El modelo ASM2 es más complejo que su predecesor el ASM1, incluye más componentes las cuales son requeridas para poder caracterizar el agua residual, uno de los factores más significantes del modelo ASM2 con respecto al ASM1 es que a la biomasa se le considera una estructura celular interna (Henze et al., 2002). El modelo ASM2 se compone de 19 variables de estado y 19 procesos de transformación y aunque supone una mejora en cuanto al modelado de PTAR, su uso solo es recomendado para modelado de PTAR de aguas residuales municipales, ya que fue creado para trabajar entre un rango de cargas de contaminantes que normalmente son encontradas en las descargas municipales (Henze et al., 2002).

1.2.1.2.6. Modelo de lodos activados No. 3 (ASM3)

Aunque la llegada del ASM1 resultó en la simplificación y unificación de los métodos de cálculo para el modelado de PTAR, se hizo notable también que el propio modelo tiene algunas limitantes tales como:

- a) El modelo ASM1 no incluye expresiones cinéticas que tomen en cuenta las limitaciones de alcalinidad y nitrógeno que presentan los organismos heterótrofos.
- b) No incluye al nitrógeno orgánico particulado y al soluble biodegradable, éstos no pueden ser fácilmente medidos y hace que el uso del ASM1 se limite.

- c) No se diferencian las tasas de decaimiento de nitrógeno bajo condiciones anóxicas y aerobias.

Por estas limitantes fue como se propuso el modelo ASM3 (Henze et al., 2002).

1.2.1.2.7. Comparativa entre el modelo ASM1 y el modelo ASM3.

Mientras que en el modelo ASM1 las tasas de decaimiento heterótrofas y de los procesos de nitrificación están estrechamente unidas, en el modelo ASM3 cada proceso de conversión se toma por separado, es decir son independientes a los parámetros estequiométricos.

En la Figura 11 se muestra una comparativa entre los modelos ASM1 y ASM3 y se observa cómo para un mismo proceso, la forma de caracterización del agua residual resulta ser diferente, siendo más sencilla la caracterización del agua residual para el ASM1 ya que a comparación del ASM3 no se necesita hacer un análisis de respirometría para poder determinar la caracterización de las componentes de la DQO necesarias para su calibración.

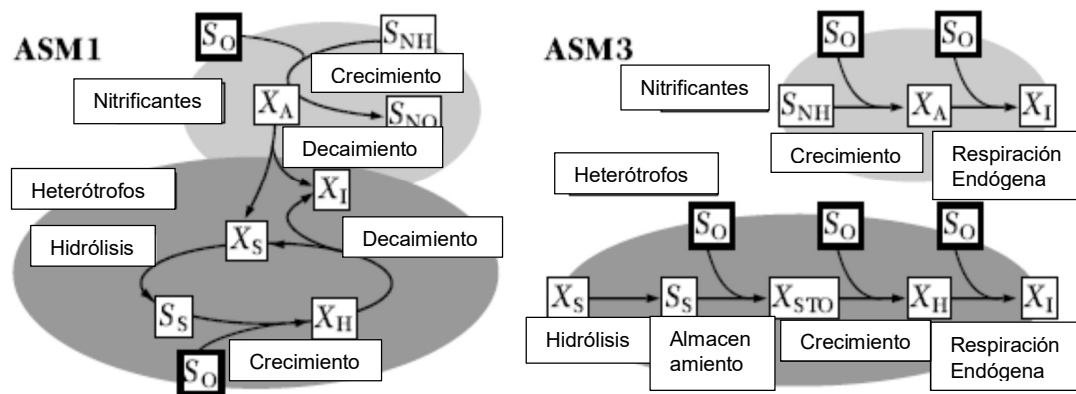


Figura 11. Componentes de DQO y biomasa en el modelo ASM1 y ASM3.

1.3.5 Ventajas y límites del modelado dinámico

Entre las ventajas del uso de modelado dinámico de plantas de tratamiento de aguas residuales se encuentran las siguientes (Van Loosdrecht et al. 1999):

- Permite predecir la calidad del efluente, la demanda de oxígeno y la producción de lodo en respuesta a las fluctuaciones en tiempo real de la tasa de utilización específica del sustrato y/o del caudal afluente.
- Una vez que se tiene el modelo y calibrado de un proceso, el modelo se puede utilizar para fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, probar cambios en la operación, evaluación de las prácticas actuales, optimización, así como para la capacitación del personal.
- Cuando la PTAR está en fase de proyecto, se pueden probar nuevas configuraciones y comparar las variaciones en la calidad del efluente, la cantidad de lodos generados, la energía suministrada a los diferentes procesos unitarios todo esto con el fin de elegir la configuración de los procesos que más nos convenga.
- Se pueden reducir las necesidades de estudio piloto, el tiempo y la inversión que se requiere para esto, realizando primero los estudios por modelado y sólo probar a escala real algunas de las soluciones propuestas.
- Permite optimizar la configuración y el funcionamiento de una planta de tratamiento, así como responder a preguntas respecto a su capacidad a los impactos de modificaciones proyectadas.
- Con la modelación se pueden realizar estudios sin perturbar el funcionamiento de una PTAR, ni poner en riesgo sus equipos.

En cuanto a las limitaciones que presenta el uso del modelado dinámico de una PTAR se encuentran (Loaiza et al., 2010):

- La necesidad de realizar estudios previos para calibrar los modelos, estos estudios requeridos para la modelación implican una inversión relativamente alta debido a la gran cantidad de análisis necesarios.
- Los datos que se necesitan son generalmente diferentes de los datos rutinarios de caracterización que se tienen en las plantas de tratamiento, por lo cual resulta más laboriosa y costosa su caracterización.
- En el caso de aguas residuales industriales aún se requiere realizar investigación para evaluar la aplicabilidad de los modelos.

1.3.6 Software de modelado y simulación GPS-X

Actualmente, el software GPS-X es uno de los más reconocidos para la simulación y modelado de PTAR, fue desarrollado en el año de 1985 por el Dr. Gilles Patry y el Dr. Pierre Côté de la Universidad de McMaster en Hamilton, Ontario en Canadá. Inicialmente, el software fue desarrollado con fines de investigación, pero hacia 1988 ya se tenía un prototipo que solo podía ser usado en servidores y fue hasta el año de 1996 cuando es lanzado comercialmente para su venta al público y venía en formato de cartucho de cinta.

En el 2002 se lanza la versión 4 del software GPS-X, el cual ya poseía una interfaz más amigable, actualmente en el año 2016 se lanzó la versión más reciente la 6.5, la cual además de poseer una interfaz amigable con el usuario permite desplegar información sobre los modelos y datos de como la simulación varia con el tiempo, permite la elaboración de graficas estadísticas y de puntos de estado.

El GPS-X contiene herramientas de modelación y simulación de PTAR que le permiten tener algunas ventajas con respecto a otros programas de simulación de PTAR que son empleados, algunas de éstas son:

- Cuenta con librerías de unidades de proceso necesarias para diferentes simulaciones de PTAR.
- Puede ser personalizado según la necesidad del tratamiento de aguas residuales a analizar.
- Ha sido ampliamente usado en la industria privada, así como por organismos operadores municipales
- Es recomendado por consultores del área de saneamiento ambiental y ha sido usado en diversas publicaciones y estudios realizados en PTAR de México (Loaiza et al., 2010; Fall et al., 2007; Espinosa-Rodríguez et al., 2015)
- Cuenta con una interfaz sencilla y muy intuitiva
- El software permite el uso de los modelos ASM1, ASM3 desarrollados por la Asociación Internacional del Agua (IWA) y el Mantis el cual es una versión del ASM1 desarrollada por el programador del GPS-X por lo cual es un modelo de patente.

En la Tabla 9 se muestran algunos trabajos de modelación dinámica de PTAR empleando el software GPS-X. Algunos de estos fueron de gran utilidad para validar los casos de estudio planteados en esta tesis.

Tabla 9. Artículos sobre el uso de software para modelado y simulación.

Titulo	Referencia	Software	Modelos	Casos de estudio	Resultados relevantes
Long-term simulation of the activated sludge process at the Hanover-Gümmerwald pilot WWTP	Makinia et al., 2005	GPS-X	ASM3 y EAWG Bio-P	Flujos pico permisibles en una PTAR durante condiciones de lluvia	En lugar de realizar estudios con trazadores, propusieron el uso de un modelo para establecer si el comportamiento del flujo en los reactores era similar o no al de un tanque en serie
					Lograron la predicción del comportamiento de la PTAR a largo plazo y en condiciones de lluvia.
Implementing a respirometry-based model into BioWin software to simulate wastewater treatment plant operations	Vitanza et al., 2016	BioWin	Respirométrico y 4CODf+	Se utilizaron 3 diferentes PTAR para evaluar la predicción del modelo respirométrico empleando el software BioWin y datos de campo colectados por 11 meses.	Con los datos colectados lograron predecir el comportamiento diario a largo plazo mediante el uso de la serie de Fourier
					Realizaron una predicción con el modelo ya calibrado y se comparó con los datos reales de campo. Las desviaciones fueron para la DQO y el Nitrógeno Amoniacal del 12.8% y 30.7%, respectivamente
Studying the efficiency of grey water treatment by using rotating biological contactors system	Abdel-Kader A.M. (2012)	GPS-X	ASM2d y Mantis	Tres diferentes concentraciones de agua gris, así como una planta piloto donde también se realizó el tratamiento de las mismas concentraciones	Lograron predecir la calidad del efluente en cuanto a la DBO y los SST se refiere, en el caso del NTK no se logró su correcta simulación puesto que los parámetros al ser comparados con la planta piloto variaron hasta en un 20%

Modelación del proceso de lodos activados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Noreste, Apodaca N.L.	Loaiza et al., 2010	GPS-X	ASM1	Simulación del sistema de lodos activados de la PTAR Noreste a través de la calibración de los SST y con la ayuda del modelo ASM1	Encontraron que con la ayuda del software se puede predecir de manera adecuada la calidad del efluente y la producción de lodos de la planta. Comprobó con la ayuda del GPS-X que el reactor flujo pistón al modelarlo se comportaba como 5 reactores de mezcla completa en serie
Optimización de la producción de lodos en un sistema de lodos activados a través de la calibración del modelo ASM1	Espinosa et al., 2015	GPS-X	ASM1	Se limitó al modelado del proceso de lodos activados, teniendo muestreos y lectura de caudales en algunos otros puntos que ayudaran a calibrar y a corroborar resultados en el modelo.	Encontraron que el ajuste en la purga de lodos en conjunto con el cierre del balance de materia durante la calibración del modelo ASM1, representan una opción aceptable para optimizar la producción de lodos, remoción de materia orgánica y nitrógeno.
Modelling and simulation of German BIOGEST/EL-AGAMY wastewater treatment plants - Egypt using GPS-X simulator	Nasr et al., 2011	GPS-X	ASM1	Estudiaron distintos tiempos de aireación, retención e incluso la implementación de una fase anóxica la cual no se venía haciendo	Evaluaron varias alternativas de modelos de PTAR con la ayuda del GPS-X y al final escogieron el que mejor se adaptó a la calidad necesaria en el efluente.

A continuación, se describe con más detalle algunos estudios en donde se emplea el software GPS-X.

Abdel-Kader et al. (2012) estudiaron la eficiencia de un tratamiento de aguas grises empleando un sistema de discos rotatorios (RBC). El sistema de tratamiento fue simulado empleando el software GPS-X y utilizando datos experimentales de una planta piloto experimental RBC. En el estudio se emplearon tres concentraciones distintas de agua gris para simular el modelo propuesto. Los resultados en la simulación fueron comparados con los de la planta piloto experimental, obteniendo resultados similares; pudiéndose comprobar con esto, que la simulación con uso de software, es una herramienta confiable para la predicción del efluente de una PTAR.

Por otro lado, Loaiza et al. (2010) realizaron una calibración del modelo ASM1, para la modelación y simulación del proceso de lodos activados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Noreste, en el municipio de Apodaca, N.L. También realizaron estudios para establecer el modelo hidráulico del reactor, se realizaron pruebas de sedimentación y para el caso del fraccionamiento de la DQO y el Nitrógeno, los autores optaron por utilizar el método de STOWA y no el método de caracterización original propuesto por el ASM1. El objetivo de esta modelación fue el de reproducir el comportamiento de la PTAR a fin de utilizarlo para la toma de decisiones a futuro. La simulación se realizó empleando el software GPS-X. Este fue el primer trabajo que permite evaluar el modelo ASM1 en México y con esto se demuestra que el software GPS-X puede predecir el comportamiento de los efluentes de una PTAR de lodos activados que se encuentre operando en la República Mexicana.

Espinosa-Rodríguez et al. (2015) realizaron un balance de flujos volumétricos para con ayuda de estos, ajustar los balances de materia para el fósforo total, sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos inorgánicos, estos balances se realizaron mediante iteraciones en el software GPS-X para después poder simular y optimizar la producción de lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales "Dulces Nombres" en Monterrey, N.L. Además, en este estudio se hicieron pruebas de trazador para evaluar el comportamiento hidráulico de los reactores y ya que no se lograron determinar los flujos en todos los puntos necesarios, se obtuvieron mediante un balance de entradas y salidas de flujo. Entre los resultados más notables fue que

lograron simular la optimización de la producción de lodos, así como una futura ampliación de la planta.

Nasr et al. (2011) modelaron y simularon con la ayuda del software GPS-X el comportamiento de una PTAR que opera con un reactor discontinuo secuencial y para este estudio se plantearon distintos escenarios. Primero realizaron un escenario de comprobación del modelo en el estado actual de la PTAR real, verificando que los datos obtenidos fueran significativos, una vez hecho esto se plantearon 5 escenarios variando tiempos de llenado, tiempos de retención, tiempos de aireación, adhiriendo y quitando la fase anóxica, los resultados finales fueron comparados entre sí para la toma de decisión en cuanto a cual escenario cumplía con las características de calidad requerida en el efluente y analizaron cual es el proceso o fase dentro del tratamiento de aguas residuales en reactores secuenciales el que ayuda a mejorar la remoción de contaminantes en el efluente, resultando como proceso mayor, la condición anóxica . Basándose en los estudios anteriores, se pudo establecer que el software GPS-X permitirá realizar el modelado y la simulación de la PTAR de este estudio, y que, aunque a la fecha no se cuentan con estudios que avalen el uso del GPS-X para la simulación de un proceso con Reactor Biológico de Membrana (MBR) en México, este trabajo podría ser pilar para determinar si su uso es confiable..

1.3.7 Calibración de los modelos

La calibración es el procedimiento de adoptar un modelo capaz de describir la información procedente de una PTAR. Cuando se requiere la simulación para fines de optimización del proceso, será necesario calibrar el modelo con los datos de afluente y lodo de la misma PTAR (Loaiza et al., 2010).

Para realizar la calibración de la PTAR se requiere definir el modelo hidráulico del reactor, debido a que la eficiencia del proceso se relaciona con la hidráulica del mismo. La definición de la estructura del modelo hidrodinámico es parte integral en la mayoría de los protocolos de calibración (Loaiza et al., 2010).

En la sección 1.1.2 se definieron algunas de las características del agua residual, así como los parámetros que la componen, estos parámetros y características son de

mucha importancia cuando de calibrar un modelo se habla, pues dependiendo de nuestro modelo a utilizar es como se tiene que realizar dicha calibración.

1.3.8 Fraccionamiento de la demanda química de oxígeno y nitrógeno

El software GPS-X funciona con la calibración original del modelo ASM1, siendo este, uno de los modelos más destacados junto al modelo de calibración STOWA, este último fue propuesto por la Asociación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua. Para realización de ambas calibraciones es necesario determinar las cuatro fracciones de la DQO y para lograr esto se requiere la medición de las DQO totales y solubles en el influente, y el efluente tratado, así como la DBO en el influente, lo que nos ayudará a medir todas las fracciones necesarias tal como se explica a continuación para el modelo STOWA (Vázquez-Mejía, 2013):

- Una vez obtenidos los resultados de DQO en el influente y el efluente se procede a realizar las operaciones siguientes

- a) Se sabe que la suma de las fracciones de DQO, por definición

$$DQO_{Tot.Infl} = S_I + S_S + X_S + X_I$$

- b) Se determina la fracción S_I

$$S_I = DQO_{soluble_efl}$$

- c) Se obtiene de la fracción S_S ($S_{S\text{-físico}}$)

$$S_S = DQO_{soluble_infl} - S_I$$

- d) Con la ayuda de los resultados anteriores obtener de la fracción X_S

$$DBO_t = DBO_u(1 - e^{-kDBO*t})$$

$$DQO_b = \frac{1}{1-f_{DB}} DBO_u$$

- En cuanto a la f_{DBO} la literatura nos recomienda valores de 0.15 (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002)

$$DQO_b = S_S + X_S$$

$$X_S = DQO_b - S_S$$

- e) Y por último la determinación de la última incógnita la fracción X_I

$$X_I = DQO_{Tot} - (S_I + S_S + X_S)$$

El significado de cada componente se describió al final de la sección 1.3.4

Existe otro método de calibrado, el cual viene cargado en el Influent Advisor del software GPS-X el cual corresponde a una modificación de la calibración original del ASM1 y cuyo procedimiento se optó a utilizar en este trabajo por ser sencillo y recomendado por el mismo software, la calibración tal como se muestra en el software es la siguiente:

- a) Se determinan de las fracciones S_I y S_S del efluente, mediante los resultados de DQO filtrada reportada en el afluente y se procede a despejar los valores de la siguiente manera

$$S_I + S_S = DQO_{sol.infl}$$

$$S_I = DQO_{efl.sol} * 0.9$$

- b) Para la obtención de la fracción inerte soluble ($frsi$), es necesario utilizar la formula siguiente

$$frsi = \frac{S_I}{S_S + S_I}$$

- c) Por último, para determinar el valor de la fracción rápidamente biodegradable ($frss$), es necesario despejar su valor de la siguiente ecuación:

$$DQO_S = DQO * (frsi + frss)$$

Cabe mencionar que otra diferencia entre la calibración del modelo STOWA y el original del ASM1 (el cual es el que recomienda el manual GPS-X), es el tamaño de la membrana de microfiltración, mientras que el protocolo de calibración STOWA recomienda un microfiltrado a $0.1\mu\text{m}$, el protocolo de calibración recomendado por el software GPS-X menciona un microfiltrado de $0.45\mu\text{m}$.

Finalmente, para realizar una calibración exitosa, se debe estimar el caudal entre procesos, verificando de cuales se tienen registros o mediciones constantes y confiables, que serán los que ayudarán en el ajuste de los flujos en los cuales se pueda tener incertidumbre.

1.4 Tecnologías de tratamiento de PTAR sostenibles

Si bien no existe un consenso sobre la definición de sostenibilidad, lo que está claro es que es un esfuerzo por lograr un mantenimiento del bienestar económico, la protección del medio ambiente y el uso prudente de los recursos naturales, y el

progreso social equitativo que reconozca la necesidad de todos los individuos, las comunidades y el medio ambiente. Un sistema sostenible debe tener cierto balance económico, ambiental y social. De tal manera, podemos considerar que la sostenibilidad en los sistemas de tratamiento de aguas residuales puede ser medida a través de diferentes herramientas de evaluación tales como el análisis energético, análisis económico y la evaluación del ciclo de vida, como una evaluación holística de estos indicadores (Muga et al., 2008).

Hoy en día existen diversas tecnologías sostenibles que se han ido mejorando con el paso del tiempo. Algunas de las tecnologías sostenibles para plantas de tratamiento de aguas residuales que se han evaluado en algunos estudios y que serán propuestas en el presente proyecto son la digestión anaerobia y digestión aerobia (y sus modificaciones).

Para el caso de la digestión anaerobia y aerobia las características se definieron en las secciones 1.2.1.2.1 y 1.2.1.2.2, respectivamente.

1.4.1 Reactores biológicos de membrana

La tecnología de membranas usada en el tratamiento de aguas residuales ha sido aplicada principalmente para la remoción de nutrientes. Por eso el uso del proceso de los reactores biológicos de membrana (MBR) ha tenido un considerable interés debido a las varias ventajas que tiene sobre el proceso convencional de lodos activados, incluyendo entre estas, la alta concentración de biomasa a la que pueden trabajar y la alta calidad en el efluente, el cual es originado por el uso de las membranas para la separación sólido-líquido (Kim et al., 2010).

La primera aplicación reportada de un sistema MBR fue en 1969, cuando una membrana de ultrafiltración fue usada para separar el lodo activado del efluente final de un tratamiento biológico de aguas residuales, siendo el lodo retornado al tanque de aireación (Ng et al., 2007).

Los tipos más comunes de procesos de separación por membranas son microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF), ósmosis inversas (OI), electrodiálisis (ED) y electrodesionización, donde los primeros cuatro procesos producen un permeado y un lodo concentrado (Radjenovic et al., 2008)

En cuanto a su funcionamiento, los MBR están compuestos por dos partes principales que son:

- (a) La unidad biológica responsable de la degradación de los compuestos presentes en el agua residual.
- (b) El módulo de la membrana encargado de llevar a cabo la separación física del licor de mezcla.

Un MBR es básicamente un sistema de lodos activados con membranas localizadas al final del proceso y estas sustituyen al clarificador secundario, este componente de microfiltración o ultrafiltración por membranas puede estar inmerso directamente o no en el reactor de lodos activados (Metcalf & Eddy, 2014). En este tipo de reactores las membranas son montadas en paquetes que son llamados módulos, cada módulo se compone de varias membranas, los módulos se insertan dentro unidades más grandes que son conocidos como cassettes, tal como se puede observar en la Figura 12a y 12b.

Las membranas son mantenidas al vacío para lograr que se produzca un flujo de agua a través de ella, a este flujo se le conoce regularmente como flujo permeado.

Entre las ventajas y desventajas que Metcalf & Eddy (2014) mencionan sobre el empleo de los MBR se encuentran las siguientes:

Ventajas

- Pueden trabajar a mayor concentración de licor mezclado
- Su colocación puede ser en un área menor a la que ocupa un clarificador secundario
- No influye que se presenten bacterias filamentosas pues no es un proceso de sedimentación
- Se tiene una mejor calidad de agua en el efluente
- Debido a que el permeado tiene una menor turbidez se necesita de una desinfección menor a la que se pudiera necesitar con un clarificador secundario

Desventajas

- Incrementan los costos de energía debido al aire y/o oxígeno suministrados
- Se incrementan los costos de operación debido a la necesidad de remplazar las membranas
- Incremento en los costos de operación debido a la limpieza de las membranas

En cuanto al modelado y simulación de este proceso, al ser prácticamente un proceso de lodos activados con el paso del clarificador secundario remplazado por una membrana de filtración resulta razonable el uso de los modelos ASM para la caracterización de la biomasa en un sistema MBR (Ng et al., 2007).

A continuación, se muestra en la Figura 12, una caja de membranas que no es otra cosa que un contenedor de módulos de membrana, los módulos, son un conjunto de membranas sumergidas, estos también se observan en esa misma figura, además en la Tabla 10 se muestra una comparación en cuanto a las condiciones de trabajo durante en el proceso de filtración entre una membrana sumergida en el reactor y otra en la cual la membrana se encuentra externa, lo cual es necesario tomar en cuenta al momento de diseñar los reactores.

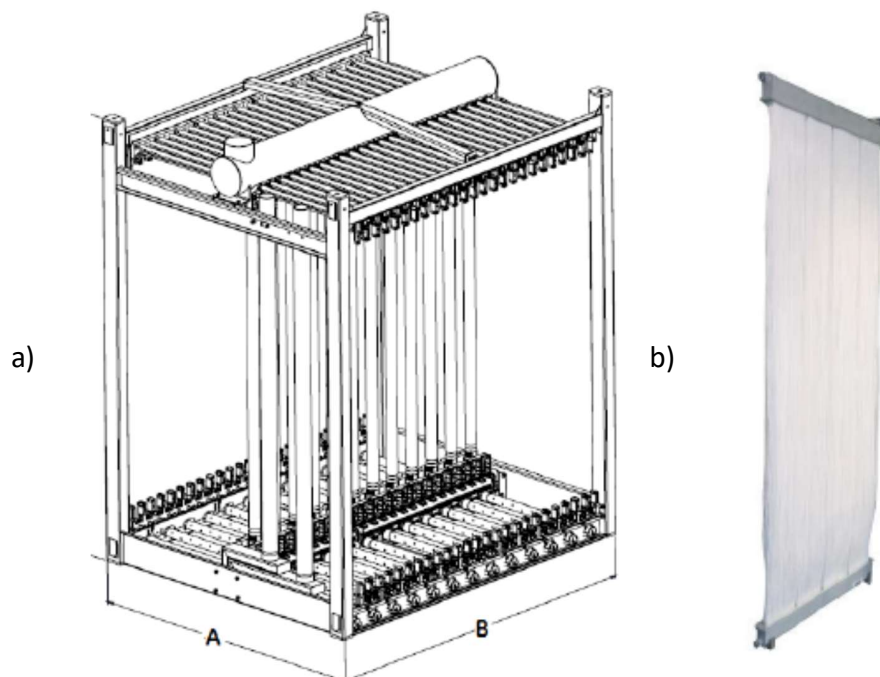


Figura 12. Membranas de ultrafiltración en a) Cassettes y en b) Módulo

Tabla 10. Artículos sobre el uso de software para modelado y simulación.

Comparación en el proceso de filtración en un MBR con membranas tubulares y un MBR con membranas sumergidas		
	Membrana tubular de flujo lateral	Membrana sumergida
Proveedor	Zenon	Zenon
Modelo	Permaflow Z-8	ZeeWeed ZW-500
Área de contacto (m ²)	2	46
Flujo permeado (L m ⁻² h ⁻¹)	50-100	20-50
Presión de trabajo (bar)	4	0.2-0.5
Tasa de flujo de aire (m ³ h ⁻¹)	-	40
Energía requerida (kWh m ⁻³)	4-12	0.3-0.6

1.5 PTAR de ultrafiltración de la empresa IMMSA

La PTAR de la empresa Industrial Minera México S.A. de C.V. (IMMSA), se encuentra ubicada en el municipio de San Luis Potosí, sus instalaciones se localizan al norte de la ciudad, la principal función de esta PTAR es la de suministrar el agua requerida para el proceso de extracción de Zinc. La operación electrolítica de Zinc en San Luis Potosí por parte de la empresa IMMSA consume 50 L/s de agua tratada, este consumo equivale al 4.5 % del consumo de la población de la ciudad, es decir equivale al consumo de agua que 32,000 habitantes utilizarían. El agua para su proceso anteriormente se obtenía de fuentes subterráneas, pero el costo de comprar el agua y tener que tratarla para quitarle las impurezas con las que llegaba, hizo que hace más de diecisiete años, IMMSA decidiera buscar alternativas al consumo de agua de pozo, teniendo como limitante principal que el proceso de refinación electrolítica requiere agua de excelente calidad en varias partes del proceso, además la empresa deseaba contribuir en el aprovechamiento de este recurso, así como garantizar el abasto para sus procesos y obtenerlo a un menor costo. La solución más clara a este problema fue

el tratamiento de agua residual urbana llevándola a una calidad utilizable en el proceso de extracción de Zinc de la planta.

Si bien existía la conciencia de que el proyecto era de beneficio común, tanto social como ambiental y económico, se requirieron estudios de impacto ambiental, permisos para tomar agua residual y para su conducción, e incluso estudios de imagen urbana. El diseño de la PTAR consideró en primer lugar los requerimientos de calidad del agua que se utiliza en el proceso de la planta electrolítica de Zinc, además de las características del agua residual a la que se tuvo acceso, para el diseño del tratamiento del agua residual, se optó por una planta de tratamiento con tres reactores biológicos (Anóxico, Aerobio y un MBR) y un proceso de ósmosis inversa, su proceso y tecnología la posicionan entre las más modernas del mundo en su tipo, la PTAR cuenta con una capacidad inicial de diseño de 50 L/s y una posibilidad de ampliación a futuro de 80 L/s, lo cual le permitirá satisfacer las necesidades actuales de la planta de Zinc y las posibilidades de una ampliación futura en caso de ser requerida.

2. Objetivos del modelado y simulación

2.1 General

Evaluar la operación actual de la planta tratadora de aguas residuales de la empresa IMMSA y otras alternativas para mejorar el tratamiento de esta planta a través del uso del software GPS-X como herramienta para resolver los modelos de PTAR planteados.

2.2 Objetivos específicos

- Con los resultados obtenidos en la campaña de muestreo, calibrar un modelo para la planta de tratamiento de aguas residuales, tal que sus resultados se adapten a los parámetros de calidad obtenidos en la PTAR real.
- Plantear y evaluar un escenario que suponga una mejora al consumo de energía actual logrando calibrar el licor mezclado en los reactores del proceso actual.
- Plantear y evaluar un escenario con el cual se logre una disminución de los lodos generados en la purga de lodos de desecho (Q_{was}).
- Establecer alternativas de tratamiento de la PTAR actual, tal que logren la misma calidad del efluente pero que se alcance una mejora económica en la operación del proceso.
- Evaluar y seleccionar cuál de los modelos de PTAR generados es más económico.

3. Metodología experimental del modelado y simulación de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

La metodología a seguir para llevar a cabo el modelado y la simulación de la PTAR, se dividió en 5 partes:

- 1) Descripción del funcionamiento de la PTAR IMMSA
- 2) Campaña de muestreo
- 3) Métodos de análisis para la caracterización de aguas residuales
- 4) Elección y calibración del software
- 5) Casos de estudio
 - a) Simulación del proceso actual
 - b) Calibración del licor mezclado de sólidos suspendidos volátiles (MLVSS) y licor mezclado de sólidos suspendidos (MLSS) dentro de los reactores biológicos
 - c) Disminución de la cantidad de lodos de desecho
 - d) Propuestas alternas de PTAR
 - e) Evaluación y elección del escenario más económico

La metodología de cada etapa del modelado y simulación se explican a continuación:

3.1 Descripción del funcionamiento de la PTAR de la empresa IMMSA

Para conocer el funcionamiento de la PTAR de la empresa IMMSA se realizaron visitas a la PTAR, en donde se identificaron todos los procesos que intervienen en el sistema para determinar los puntos de muestreo necesarios en la calibración del modelo, a la par se verificaron los puntos del proceso donde el flujo de agua residual de un reactor a otro pudiera ser fácilmente medido. Se establecieron los parámetros necesarios a medir para realizar la calibración del modelo, los cuales fueron delimitados según los procesos existentes en la PTAR.

También, se consideraron posibles alternativas de tratamiento al actual, mejoras al proceso, como la reducción del suministro de aireación, disminución de lodos en la purga de lodos de desecho y la ampliación o disminución del volumen del tanque anóxico.

En la Figura 13 se muestra un diagrama de flujo general de la operación de la PTAR de la empresa IMMSA, así como los equipos principales que la conforman.

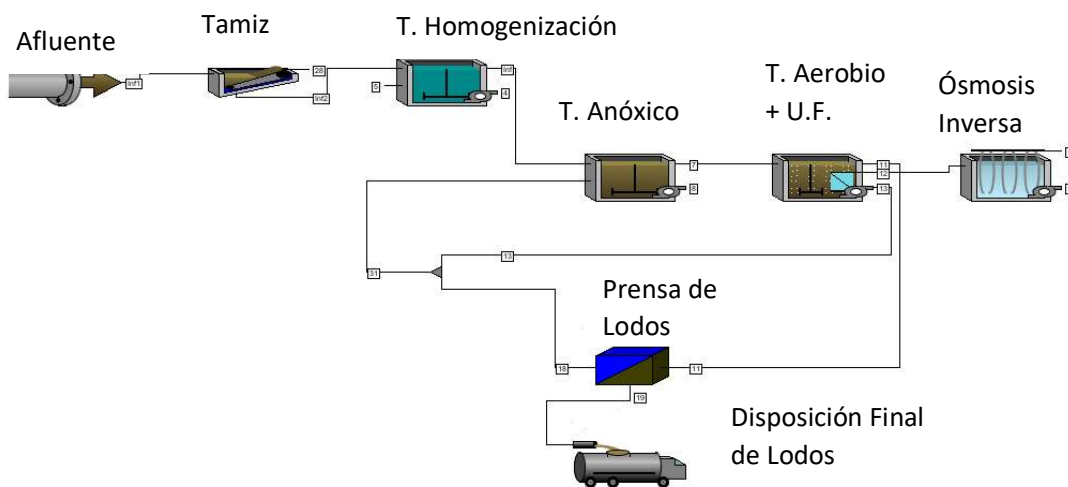


Figura 13. Esquema general del funcionamiento de la PTAR de IMMSA

3.2 Campaña de muestreo

Con el fin de realizar un protocolo de muestreo que se adaptara de manera adecuada a las necesidades del modelo y software a utilizar, así como también a los tiempos de ejecución, se realizó una revisión bibliográfica de métodos de muestreo en diversas fuentes bibliográficas donde se haya empleado el ASM1 u otros modelos para simular dinámicamente a escala real PTAR.

La estructura del modelo, su calibración y la caracterización de flujos reportados en trabajos previos fueron considerados para elegir una campaña de muestreo significativa para el presente trabajo; algunos autores recomiendan una campaña intensiva de 7 días (Loaiza et al.; 2010; Vázquez-Mejía et al., 2013; Espinosa-

Rodríguez et al., 2015); otros una con duración de 10 días en donde se incluya un fin de semana (Langergraber et al., 2004); pero por su parte Hulsbeek (2002), hace énfasis en la exactitud de los resultados deseados pues según esto es como se puede determinar el tiempo de la campaña de muestreo, en el estudio realizado por este autor solo se realiza un muestreo de 24 horas del cual sólo se obtuvo una muestra compuesta, aun así hace referencia que para casos normales una campaña de muestreo de 1 a 3 días es más que suficiente, mientras que si se quieren realizar estudios de optimización, una campaña de 3 a 7 días tendrá que ser implementada; para casos donde se necesite replantear el funcionamiento de la PTAR o realizar un control estratégico de ésta se debe realizar una campaña de muestreo de por lo menos 7 días.

A partir de la NOM-002-SEMARNAT-1996 se generó la Tabla 11 en donde se mencionan, según el tiempo del proceso generador de la descarga de la PTAR, como debe hacerse el muestreo en función de intervalos entre muestras y número óptimo de muestras simples, y debido a que la PTAR opera las 24 horas del día, se seleccionó la frecuencia de muestreo mayor de 18 y hasta 24 horas de operación.

Tabla 11. Número de muestras simples e intervalos de tiempo entre muestras.

FRECUENCIA DE MUESTREO			
Horas por día que opera el proceso generador de la descarga	Número de muestras simples	Intervalo máximo entre tomas de muestreos simples (Horas)	
		Mínimo	Máximo
Menor que 4	Mínimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

La tabla anterior, hace mención a lo recomendado por SEMARNAT, pero se tuvo que confirmar y completar esta información con lo recomendado para el modelado y simulación de PTAR, es por eso que en la Tabla 12 se enlistan algunos estudios que permitieron seleccionar el tiempo de duración de la campaña de muestreo, así como el número de muestras compuestas que se tuvieron que tomar al día. La selección de los lugares donde fueron tomadas las muestras durante la campaña, fue escogida según las recomendaciones del software GPS-X y se muestran en la Figura 14 y Figura 15.

Tabla 12. Artículos revisados para la selección de la campaña de muestreo.

Muestreos				
Título del estudio	Descripción de la campaña de muestreo	Muestra	Volumen por muestra	Referencia
Fraccionamiento de DQO del agua residual de Toluca por el protocolo STOWA	Se realizó un muestreo compuesto mediante la colección de muestras compuestas cada una con un volumen de 0.2 L, las muestras simples se colectaron a intervalos de 30 minutos y se colectaron un total de 7 muestras compuestas.	Compuesta	9.8 L	Vázquez-Mejía et al., 2013
Optimización de la producción de lodos en un sistema de lodos activados a través de la calibración del modelo ASM1	Se realizó una campaña de muestreo de 7 días de duración en la cual se colectó un total de 7 muestras compuestas las cuales fueron colectadas con una duración de 24h por cada muestra.	Compuesta	Sin especificar	Espinosa-Rodriguez et al., 2015
Modelación del proceso de lodos activados en la planta de tratamiento de aguas residuales noreste	Se indica que se hicieron muestras compuestas proporcionales al flujo más muestreos suplementarios horarios para evaluar variaciones de caudales y caracterización de afluente y efluente	Compuesta	Sin especificar	Loaiza et. al, 2010
A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems	En el estudio se realizó una muestra compuesta con duración de 24 h, se menciona que para casos normales un muestreo de 1 a 3 días es suficiente, para casos de optimización de 3 a 7 y para control de estrategias recomienda por lo menos 7 días.	Compuesta	Sin especificar	Hulsbeek et al., 2002
A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants	Se realizó una campaña de muestreo con duración de 10 días.	Compuesta	Sin especificar	Langergraber et al., 2004

Para este estudio, considerando la información anterior, la campaña de muestreo tuvo una duración de 3 días para generar 3 muestras compuestas por punto muestreado, a su vez, estas muestras compuestas se obtuvieron al mezclar 6 muestras simples, las cuales se tomaron a intervalos de 4 horas con un volumen de 350 mL. Por lo tanto, el volumen de la muestra compuesta fue de 2.1 L. De los 2.1 L de muestra compuesta se dejó 1.0 L en la PTAR para la medición de DQO, Nitritos, Nitratos, NTK, Temperatura y OD, mientras que el volumen restante se destinó para la medición de DBO₅, SSV y SSV en los laboratorios de la UASLP. Las muestras fueron preservadas en una hielera a 4 °C para inhibir el crecimiento de bacterias.

El material que se empleó para realizar el muestreo fue el siguiente:

- 108 Recipientes plásticos de 350 mL de capacidad con tapa
- 1 Hielera marca Coleman de 40 L de capacidad
- 36 Frascos de plástico de 1 L
- 4 Recipientes plásticos de 4 L de capacidad
- 2 Cubetas de 20 L de capacidad.

Equipo:

- Termómetro
- Medidor de oxígeno disuelto
- Electrodo para medir pH

Las muestras simples fueron tomadas en los 6 puntos mostrados en la Figura 14 y Figura 15, en las cuales se representa el diagrama del funcionamiento actual de la PTAR IMMSA.

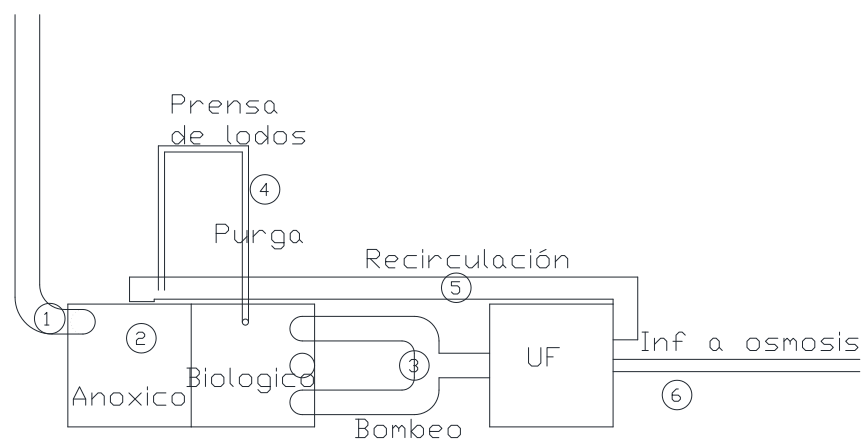


Figura 14. Vista en planta del diagrama del proceso de tratamiento de la PTAR IMMSA.

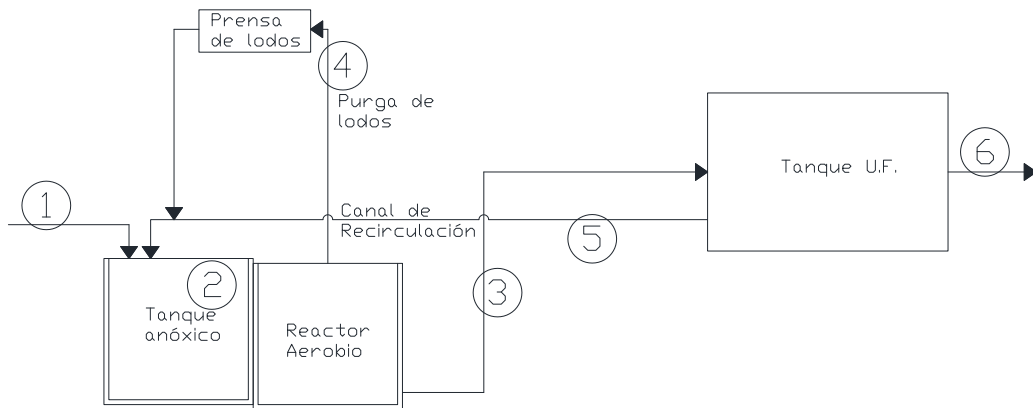


Figura 15. Vista lateral diagrama del proceso de tratamiento de la PTAR IMMSA.

En cuanto al método de etiquetado se usó un rotulador indeleble, el rotulado consistió en 3 caracteres, siendo el primero el correspondiente al lugar donde fue tomada la muestra (1 a 6), el segundo al día (A a C) y el tercero al número de muestra simple (1 a 6).

Por ejemplo, la etiqueta **2C4** quiere decir que es la cuarta muestra simple del tercer día del punto de muestreo 2.

El muestro del agua residual en los distintos puntos seleccionados se realizó de acuerdo a la NMX-AA-003-SCFI-1980 "MUESTREO DE AGUAS RESIDUALES", la cual establece los lineamientos generales y las normas para muestrear las descargas aguas residuales.

Siguiendo lo recomendado por la norma anterior y de acuerdo a las condiciones físicas de cada punto, se tuvieron en cuenta las siguientes precauciones para el muestreo.

El punto de muestreo 1, corresponde a una descarga libre por lo tanto según lo mencionado en la norma, se enjuagó el recipiente muestreador en la descarga, seguido de eso se introdujo en la descarga para hacer el muestreo, se transfirió esta muestra a otro recipiente para ser almacenado en un refrigerador a 4 °C.

El punto de muestreo 2, se realizó dentro del tanque anóxico, tomándose lo más cerca de un flujo turbulento o al centro del reactor, esto debido a que era el punto más factible según lo recomendado por la norma. Lo mismo sucedió en el punto de muestreo 5, considerando que es un canal, la muestra se tomó al centro del canal. En ambos puntos la muestra fue extraída con un recipiente muestreador para posteriormente verterla a un recipiente que sería almacenado.

En el punto de muestreo 3, 4 y 6 se contó con válvulas de paso, las cuales son ocupadas para realización de muestreos, por lo que en el procedimiento para la toma de alícuotas se realizó como primer paso dejar fluir un volumen igual a 2 veces el volumen de la muestra que se va tomó y después se procedió a sustraer la muestra en un recipiente previamente enjuagado con el flujo de agua que se dejó correr, para después ser almacenado a una temperatura de 4 °C.

Se lleva a cabo la mezcla de muestras según como se explica en la norma y una vez realizada se procedió a analizarlas en dos laboratorios diferentes, esto con la finalidad de que se siguiera el procedimiento de caracterización del agua residual que la empresa le realiza a su agua tratada, puesto que se deseaba que esta caracterización fuera representativa en comparación con los datos históricos que la empresa nos brindó.

En la Tabla 13, se muestran los parámetros que se caracterizaron referenciados al punto del cual fueron extraídas las muestras, así como también se menciona el nombre del método que se usó para su caracterización y la norma mexicana en la que se encuentra el método mencionado, los métodos señalados en la tabla, serán descritos en la siguiente sección.

Tabla 13. Parámetros a medir en la campaña de muestreo (Muestra compuesta).

Puntos de muestreo	1	2	3	4	5	6	NMX/MÉTODO
PARÁMETROS	INF. ANÓXICO	ANÓXICO	INF. U.F	PURGA	RECIRCULACION	INF. OSMOSIS	
pH (mg/L)							NMX-AA-SCFI-2000/ Electrométrico
DBO ₅ (mg/L)							NMX-AA-028-SCFI-2001/ Diferencia de oxígeno disuelto (OD) en 5 días
DQO Soluble (mg/L)							Se filtra la muestra empleando membrana de tamaño de poro de 0.45µm y en seguida se realiza el análisis de acuerdo al método NMX-AA-030.1-SCFI-2012/ Reducción de dicromato
DQO Total							NMX-AA-030.1-SCFI-2012/ Reducción de dicromato
SST (mg/L)							NMX-AA-034-SCFI-2001/Medición cuantitativa
SSV (mg/L)							NMX-AA-034-SCFI-2001/Medición cuantitativa
NTK (mg/L)							Se filtra la muestra empleando membrana de tamaño de poro de 0.45µm y en seguida se realiza el análisis de acuerdo al método NMX-AA-026-SCFI-2001/ Descomposición con ácido sulfúrico
NTK Soluble (mg/L)							NMX-AA-026-SCFI-2001/ Descomposición con ácido sulfúrico
NH ₃ (mg/L)							NMX-AA-026-SCFI-2001/ Descomposición con ácido sulfúrico
NH ₃ Soluble (mg/L)							Se filtra la muestra empleando membrana de tamaño de poro de 0.45µm y en seguida se realiza el análisis de acuerdo al método NMX-AA-026-SCFI-2001/ Descomposición con ácido sulfúrico
Alcalinidad (mg/L)							NMX-AA-036-SCFI-2001
OD (mg/L)							NMX-AA-012-SCFI-2001
Temperatura (°C)							NMX-AA-007-SCFI-2013
FLUJOS (Lps)							Disponible por la PTAR o IMMSA

3.3 Métodos de análisis para la caracterización de aguas residuales

Después de la campaña de muestreo fue necesaria la caracterización de las aguas residuales, por lo cual fueron utilizados los métodos descritos en la Tabla 13. En el caso de los parámetros que fueron filtrados, se siguieron los mismos métodos para su caracterización. A continuación se resumen algunos métodos empleados para la caracterización del agua residual de la PTAR de la empresa IMMSA.

3.3.1 Medición de la DBO₅ por el método electrométrico

El método se basa en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales, el oxígeno es determinado por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación a 20°C. Para la determinación de oxígeno disuelto (OD) fue empleado el método electrométrico y la realización de la prueba fue basada en la NMX-AA-028-SCFI-2001.

3.3.2 Medición de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV)

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos. Para la realización de esta prueba se utilizó la NMX-034-SCFI-2001.

3.3.3 Medición de Nitritos, Nitratos y Nitrógeno Total Kjeldahl

Los procedimientos para la caracterización de estos parámetros son resumidos a continuación (Company Hach, 2000):

Para los nitratos, se utiliza cadmio metálico para reducir a nitritos los nitratos de la muestra. El ion de nitrito reacciona en un medio ácido con el ácido sulfanílico para

formar una sal intermedia de diazonio. Esta sal se une al ácido gentísico para formar un producto de color ámbar; Para los Nitritos, se hace reaccionar el nitrito de la muestra con el ácido sulfanílico para formar una sal de diazonio intermedia. Esta se acopla al ácido cromotrópico para producir un complejo de color rosa directamente proporcional a la cantidad de nitrito presente; Para el nitrógeno total Kjeldahl, este es convertido en sales de amoníaco por la acción del ácido sulfúrico y el peróxido de hidrógeno. Las sales de amoníaco más cualquier amoníaco presente se analizan luego mediante una prueba por método Nessler modificada. El estabilizador mineral forma complejos de calcio y magnesio. El agente dispersor de alcohol polivinílico ayuda a la formación de color en la reacción del reactivo Nessler con iones de amoníaco. Se forma un color amarillo proporcional a la concentración de amoníaco. Cabe señalar que para la medición de los valores de Nitratos, Nitritos y Nitrógeno Total Kjeldahl, es necesario contar con un espectrofotómetro DR/2010.

3.4 Selección y calibración del software

Al momento de seleccionar un software es necesario medir las capacidades de éste, así como el propósito y el alcance que tendrá la simulación. En el presente trabajo se utilizó el modelo MANTIS (Modelo de patente desarrollado por los programadores del GPS-X y que fue creado a partir del modelo ASM1) debido a que está incluido en el software GPS-X dentro de la galería para la simulación de la descomposición de carbono y nitrógeno, además de ser un modelo empleado de manera eficiente en el modelado de PTARs con tratamiento de lodos activados convencional, por lo cual se decidió utilizarlo para esta PTAR con tratamiento de reactor de biomembrana (MBR).

El modelo ASM1 es una forma compacta y elegante del estado de arte en cuanto a modelos de lodos activados se refiere (Henze et al., 2000). La calibración de este modelo es requerida antes de realizar una simulación dinámica de PTAR. Esta calibración consiste en diferentes pasos algunos a escala laboratorio, como son la caracterización del efluente y la caracterización de los parámetros estequiométricos/cinéticos de los procesos de la PTAR (Sin et al., 2005).

En la Figura 16 se aprecia el diagrama de flujo para realizar la calibración del modelo ASM1 (Versión Mantis) por medio del protocolo de calibración para el ASM1 original (Hulsbeek, 2002), el cual consta de 7 pasos para la calibración del modelo y dos pasos extra para estudios especializados como son la optimización del proceso y la calibración detallada para poder validar el comportamiento de la PTAR.

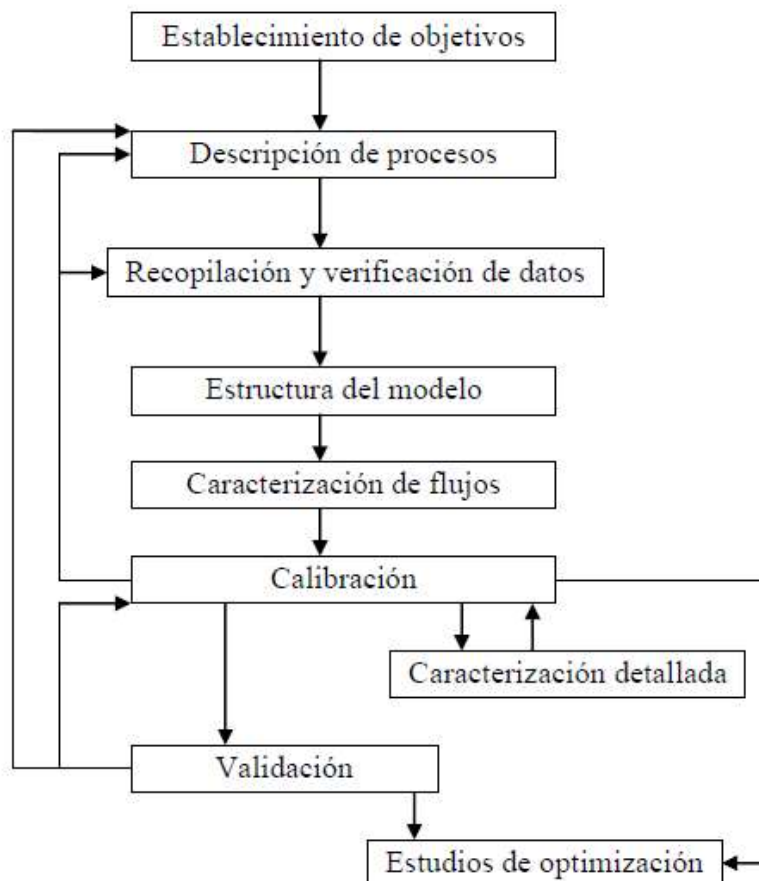


Figura 16. Diagrama del protocolo de calibración

3.5 Casos de estudio

Con la finalidad de observar la respuesta del modelo a diferentes cambios producidos en la carga de los contaminantes en el afluente así como a los cambios en los flujos tanto del afluente como en los caudales de purga y recirculación se establecieron diversos casos de estudio los cuales son explicados a continuación:

3.5.1 Simulación del proceso actual (Escenario 2 para la simulación en el GPS-X)

Para la simulación del modelo actual es importante señalar que se usó la librería carbono-nitrógeno, además el modelo ASM1 (Versión Mantis) en los reactores biológicos y en el tanque de ultrafiltración.

En cuanto a la configuración de los procesos actuales se realizó el modelado de la PTAR con la ayuda del diagrama de flujo mostrado en la Figura 17. El modelo generado representa el funcionamiento en condiciones actuales de la PTAR de la empresa IMMSA y sirvió como base para la mayoría de los casos de estudio. Es de suma importancia que la calibración de este modelo se adapte al comportamiento real que la PTAR de la empresa IMMSA cuya información se obtuvo durante la campaña de muestreo. Este caso fue simulado como Escenario 2 en el GPS-X.

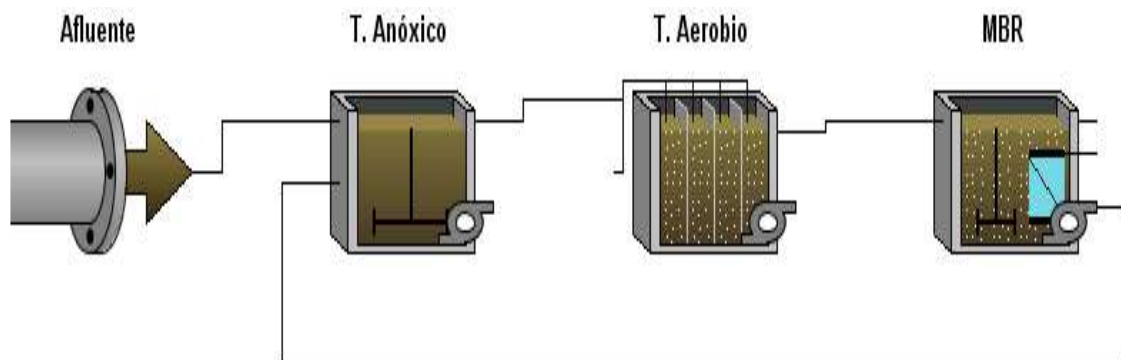


Figura 17. Modelo actual en GPS-X de la PTAR de la empresa IMMSA

En la Tabla 14 se muestran las variables que deben ingresarse en el GPS-X para realizar la calibración y el significado de las mismas.

Tabla 14. Variables a ingresar en el GPS-X para su correcta calibración.

Variables de entrada	Significado	Fórmula para su determinación en el GPS-X
Cod	Demanda química de oxígeno (DQO) total	
Tkn	NTK total	
Snh	Nitrógeno Amoniacal	
So	Oxígeno Disuelto	
Son	Nitratos y Nitritos	
Snn	Nitrógeno Molecular	
Salk	Alcalinidad	
Icv	Relación XDQO/SSV	$icv = (DQO - DQO_s) / vss$
Fbod	Relación DBO ₅ /DBO _U	$fbod = bod / bod_u$
Ivt	Relación SSV/SST	$ivt = x / vss$
frsi	Fracción inerte soluble de DQO total	
frss	Fracción rápidamente biodegradable de DQO total	
frxi	Fracción inerte particulada de DQO total	
frxu	Fracción de los productos de decaimiento celular particulados	
frxbh	Fracción de la biomasa heterótrofa de DQO total	
frxba	Fracción de la biomasa autótrofa de DQO total	
frsnh	Fracción de amonio de la NTK soluble	
ibhn	Contenido de Nitrógeno de la Biomasa activa	
iuhn	Contenido de Nitrógeno de la biomasa endógena/inerte	
Variables de Estado	Significado	Fórmula para su determinación en el GPS-X
Xii	Sólidos suspendidos inorgánicos inertes	$xii = xiss$
Si	Material orgánico inerte soluble	$si = frsi * cod$
Ss	Sustrato rápidamente biodegradable	$ss = frss * cod$
Xi	Material orgánico inerte particulado	$xi = frxi * cod$
Xs	Sustrato lentamente biodegradable	$xs = (1.0 - frss - frsi - frxi - frxu - frxbh - frxba) * cod$
xbh	Biomasa heterótrofa activa	$xbh = frxbh * cod$
xba	Biomasa autótrofa activa	$xba = frxba * cod$
Xu	Partículas no biodegradables del decaimiento celular	$xu = frxu * cod$
xsto	Producto del almacenamiento interno celular	$xsto = 0.0$
snd	Nitrógeno orgánico biodegradable soluble	$snd = stkn - snh$
xnd	Nitrógeno orgánico biodegradable particulado	
Variables Compuestas	Significado	Fórmula para su determinación en el GPS-X
X	Sólidos suspendidos totales	$x = vss / ivt$
vss	Sólidos suspendidos volátiles	$vss = xcod / icv$
xiss	Sólidos suspendidos orgánicos totales	$xiss = x - vss$
bod	Demanda biológica de oxígeno a los 5 días DBO ₅	$bod = bod_u * fbod$
sbod	DBO ₅ filtrada	$sbod = sbodu * fbod$
xbod	DBO ₅ particulada	$xbod = xbodu * fbod$
sbodu	DBO última filtrada	$sbodu = ss$
xbodu	DBO última particulada	$xbodu = xbh + xba + xs + xsto$
bodu	DBO última total	$bodu = sbodu + xbodu$
scod	DQO filtrada	$scod = cod * (frss + frsi)$
xcod	DQO particulada	$xcod = cod - scod$
stkn	NTK filtrado	$stkn = snh / frsnh$
xtkn	NTK particulado	$xtkn = tkn - stkn$
tn	Nitrógeno Total	$tn = tkn + son$

3.5.2 Calibración del licor mezclado de sólidos suspendidos volátiles (MLVSS) y licor mezclado de sólidos suspendidos totales (MLSS) dentro de los reactores biológicos (Escenario 3 para la simulación en el GPS-X)

La finalidad de calibrar los valores de MLVSS y MLSS es la de verificar que la PTAR opera dentro de los valores sugeridos en la literatura para funcionamientos óptimos de PTAR y calidades de efluente, estos valores son mostrados en la Tabla 15.

Tabla 15. Condiciones operacionales deseadas en PTAR (Metcalf & Eddy, 2003)

Proceso	θ_c (días)	F/M (DBO5/MLVSS*d)	MLSS (mg/L)	V/Q hr	Qr/Q
Convencional	5 - 15	0.2 – 0.4	1500 -3000	4 - 8	0.25-0.75
Aireación Prolongada	20 - 30	0.05 - 0.15	3000 - 6000	18 - 36	0.5 -1.5

Qr/Q: Relación Flujo en la recirculación/Flujo Afluente, MLSS: Sólidos Suspendidos en el Licor Mixto, F/M: Relación Alimento/Microorganismos, θ_c =Tiempo de retención celular

Para realizar esta optimización es necesario que la simulación del proceso actual este completamente definida, es decir que el modelo este calibrado y validado con respecto a los datos obtenidos en la campaña de muestreo. Este caso de estudio fue simulado con el software con el Escenario 3, y cuyo punto de partida para calibración fue el Escenario 2.

3.5.3 Disminución de la cantidad de lodos de desecho (Escenario 4 para la simulación en el GPS-X)

Con la finalidad de realizar una disminución de la generación de lodos en la purga, se planteó un caso de estudio en donde se varió el flujo de la recirculación de lodos en el canal de recirculación que va desde el MBR al tanque anóxico, así como

también la cantidad de lodos desechados en la purga de lodos de desecho. Se realizaron las variaciones por separado para evaluar el comportamiento en los reactores biológicos, pues además se deseaba que no hubiera cambios que hicieran que los valores de MLVSS, MLSS, la relación F/M y el tiempo de retención celular quedarán fuera de lo recomendado por la literatura. Por último se procedió a evaluar el flujo de recirculación y purga de lodos de desecho en un mismo escenario para ver si el comportamiento lograba una mejora en cuanto a la disminución de generación de lodos en la purga. Este escenario fue simulado teniendo como base los resultados obtenidos en el Escenario 3 y fue nombrado Escenario 4.

3.5.4 Propuestas alternas de PTAR (Escenario 5 y Escenario Alterno 1 para la simulación en el GPS-X)

Con la finalidad de proponer y evaluar alternativas de sistemas de tratamiento al proceso actual se evaluaron diversos sistemas. Las propuestas consistieron en:

- Para la remoción del tanque anóxico del proceso actual se consideró que este proceso no es necesario debido a lo largo del tiempo de retención hidráulico del proceso aerobio y verificar que la caracterización del efluente permeado permaneciera dentro de los valores de calidad requeridos por la empresa y que los valores de MLSS, MLVSS, relación F/M y tiempo de retención celular se mantuvieran dentro de los rangos recomendados por literatura. En la Figura 18 se muestra el esquema que corresponde al Modelo Modificado 1, el cual es la primera propuesta alterna.

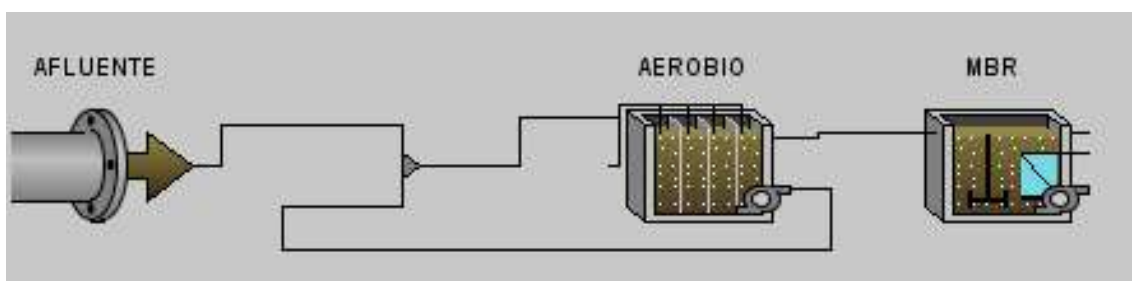


Figura 18. Modelo modificado 1 de PTAR.

- La sustitución del proceso MBR por un sedimentador secundario bajo la consideración de que el proceso de sedimentación secundaria es capaz de cumplir con la calidad del efluente requerida por la empresa IMMSA y verificar en primer lugar un diseño de sedimentador donde se cumpliera con los estándares de calidad en el efluente según la NOM-001-SEMARNAT-1996 la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, y después un segundo diseño de clarificador secundario tal que los valores de MLVSS, MLSS, la relación F/M y el tiempo de retención celular dentro de los reactores estuvieran dentro de los recomendados por la literatura. Esta configuración corresponde al Modelo Alternativo y se muestra en la Figura 19.

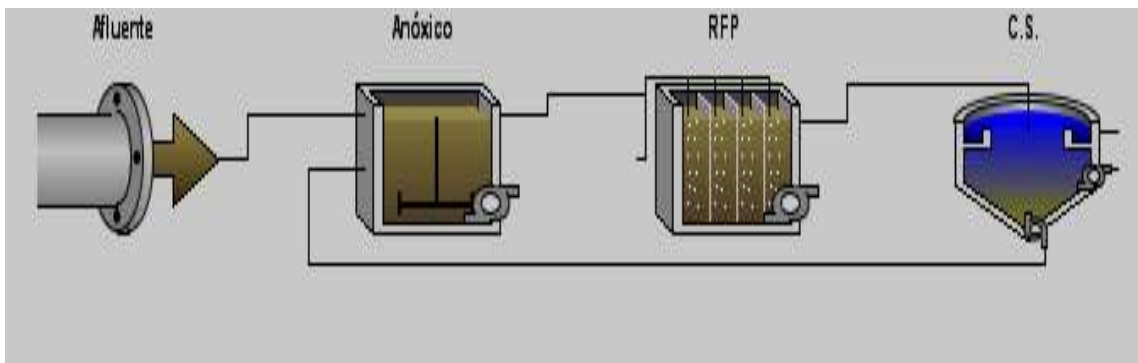


Figura 19. Modelo Alternativo de PTAR.

Para el modelado del clarificador secundario se utilizó el modelo *simple1d*, este modelo se basa en el concepto de flujo de sólidos, donde primero se tiene que asumir lo siguiente: el sedimentador debe ser dividido en cierto número de capas (10 por defecto en el GPS-X), al entrar al sedimentador secundario los sólidos suspendidos son distribuidos de manera uniforme instantáneamente, solo el flujo vertical es considerado; para después poder realizar un balance de masa alrededor de cada capa, proporcionando la simulación del perfil de sólidos a lo largo de la columna de sedimentación, tanto en condiciones estacionarias como dinámicas.

Ambos casos de estudio fueron evaluados en el software con la ayuda de los resultados obtenidos para el Escenario 4, además fueron simulados según los diagramas mostrados en sus correspondientes figuras y fueron nombrados Escenario 5 (Figura 18) y Escenario Alterno 1 (Figura 19).

3.5.5 Evaluación y elección del escenario más económico

El software GPS-X cuenta con un módulo que permite estimar los costos de operación de PTAR, basados en el consumo de energía de los equipos y su precio de acuerdo al costo del kilowatt-hora (kWh) para PTAR en Canadá y Estados Unidos que se encuentran definidos en el software. Por tal motivo, se determinaron los costos del proceso del modelo actual de la PTAR, así como el costo del proceso modificado y proceso alternativo para compararlos y elegir el de menor costo en cuanto al proceso se refiere.

En esta sección fueron evaluados todos los escenarios simulados en el software GPS-X, a cada caso de estudio se le asignó un escenario, cada escenario es la representación a simular dentro del software según el caso de estudio del que fue asignado, por lo tanto los escenarios son la representación matemática de los casos de estudios mencionados en la sección 3.5

4. Resultados y discusión sobre el modelado y simulación de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

Los resultados que se presentan en este capítulo son los obtenidos tanto en la campaña de muestreo como en las simulaciones empleando el software GPS-X. Estos resultados fueron divididos en 2 apartados y a su vez se presentan de acuerdo a la secuencia en la que se efectuaron:

- a. Campaña de muestreo
- b. Software GPS-X

A continuación, se describe con más detalle los resultados obtenidos

4.1 Campaña de muestreo

4.1.1 Medición de parámetros

En esta sección se establecieron los valores de los parámetros necesarios para la calibración del software. En la Tabla 16 se presentan los resultados de la caracterización del agua residual realizada en laboratorio de las tres muestras compuestas de los seis puntos previamente seleccionados (identificados en la Tabla 16 del 1 al 6) y que se indicaron en la sección 3.2, estos valores fueron comparados con los valores estadísticos que la PTAR mide diariamente para corroborar que los resultados fueran representativos y se encontró que solo los resultados del primer día no se encontraron dentro de los valores históricos que el laboratorio de la empresa IMMSA reportó, siendo solo tomados en cuenta para este trabajo de tesis el valor promedio de los días 2 y 3, pues estos si cumplieron con dicha condición. En la Tabla 17, se reporta el promedio de los valores de estos dos días de los diferentes parámetros medidos de las muestras compuestas de agua residual de los 6 puntos de muestreo. Los valores promedio fueron los que se ingresaron al software GPS-X.

Tabla 16. Valores de los parámetros medidos en la campaña de muestreo

MUESTRA	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
PARÁMETRO	Día 1						Día 2						Día 3					
SST (mg/L)	260	8420	8220	80	11840	120	180	7420	7560	120	11900	60	100	3100	8700	180	9100	120
SSV (mg/L)	220	3520	3420	140	4700	80	140	3040	3100	180	4740	0	100	2094	3480	140	3560	0
NH ₃ (mg/L)	6.20	2.40	0.40	0.29	0.20	0.00	5.90	2.80	0.30	0.52	1.50	0.00	4.80	2.60	1.49	0.60	1.30	0.00
NO ₃ (mg/L)	0.40	0.10	0.90	4.30	0.10	5.50	0.40	0.00	1.80	3.70	0.20	4.10	0.30	1.10	3.30	3.00	1.50	5.60
NO ₂ (mg/L)	0.002	0.013	0.098	0.078	0.012	0.005	0.028	0.014	0.04	0.073	0.049	0.008	0.025	0.082	0.044	0.058	0.032	0.003
NTK (mg/L)	6.60	2.51	1.40	4.67	0.31	5.51	4.90	2.81	2.14	4.29	1.75	4.11	7.00	3.78	0.04	3.66	2.83	5.60
NTKs (mg/L)	3.42	3.05	2.69	5.14	1.47	2.90	6.33	4.14	3.14	4.03	2.79	3.50	5.13	3.97	3.55	3.47	3.53	4.21
DBO ₅ (mg/L)	56.6	116.8	119.2	10.6	115.8	4	59.4	125	128.4	7	118.4	9.2	54.4	125	126.4	8.8	124.4	13.8
DBOU (mg/L)	11.34	296.85	302.95	26.94	294.31	10.17	86.87	183.10	187.78	10.24	173.16	13.45	79.56	182.81	184.86	12.87	181.93	20.18
DQO (mg/L)	417	6576	4063	5.00	7837	32.56	208	3071	3499	0.00	13380	29.12	150	5231	4154	0.00	3148	36
DQOs (mg/L)	333.6	5260.8	3250.4	4.00	6269.6	26.05	166.4	2456.8	2799.2	0.00	10704	23.3	120	4184.8	3323.2	0.00	2518.4	28.8
Alk	112	92.5	87.5	72.5	102.5	57.5	112.5	105	82.50	55	87.5	57.5	105	95	70	55	52.5	50
pH	6.9	6.63	6.5	6.66	6.63	6.84	6.93	6.61	6.46	6.6	6.64	6.9	6.84	6.62	6.48	6.6	6.62	6.85
Cond (µS)	546	554	560	547	596	555	525	537	548	583	548	560	558	568	573	557	567	562
SDT (mg/L)	327	333	334	328	358	333	315	322	328	349	328	335	334	340	343	339	340	337
Temp (°C)	18.7	18.7	19.4	19.5	18.4	17	17.7	17.9	17.8	17.3	18	15.5	18	18.2	18.2	18.2	18.3	15.6
OD (mg/L)	5.01	0.91	2.31	2.3	4.56	5.94	6.46	0	1.38	5.5	0	6.55	6.81	0	1.48	5.5	0	9.38

De acuerdo a la tabla anterior, al comparar los valores de MLVSS y MLSS (SST y SVV, respectivamente) con los sugeridos en la literatura (Tabla 15) se observó que los del muestreo se encontraban por encima de lo sugerido, debido a esto, se propuso la calibración de los MLVSS y MLSS dentro de los reactores biológicos a valores que se encuentren dentro de los rangos recomendados por literatura (Tabla 15) y a este estudio se le denominó calibración de los MLVSS y MLSS dentro de los reactores biológicos (sección 4.1.2)

Tabla 17. Valores promedio de la caracterización de la Tabla 15.

MUESTRA	1	2	3	4	5	6
PARÁMETRO	Promedios					
SST (mg/L)	140	5260	8130	150	10500	90
SSV (mg/L)	120	2567	3290	160	4150	0
NH ₃ (mg/L)	5.35	2.7	0.895	0.56	1.4	0
NO ₃ (mg/L)	0.35	0.55	2.55	3.35	0.85	4.85
NO ₂ (mg/L)	0.0265	0.048	0.042	0.0655	0.0405	0.0055
NTK (mg/L)	5.95	3.295	1.09	3.975	2.29	4.855
NTKs (mg/L)	5.73	4.055	3.345	3.75	3.16	3.855
DBO ₅ (mg/L)	56.9	125	127.4	7.9	121.4	11.5
DBOU (mg/L)	83.215	182.955	186.32	11.555	177.545	16.815
DQO (mg/L)	179	4151	3826.5	0	8264	32.56
DQOs (mg/L)	143.2	3320.8	3061.2	0	6611.2	26.05
Alk	108.75	100	76.25	55	70	53.75
pH	6.885	6.615	6.47	6.6	6.63	6.875
Cond (µS)	541.5	552.5	560.5	570	557.5	561
SDT (mg/L)	324.5	331	335.5	344	334	336
Temp (°C)	17.85	18.05	18	17.75	18.15	15.55
OD (mg/L)	6.635	0	1.43	5.5	0	7.965

4.1.2 Dimensiones de los equipos

Las dimensiones de los equipos que conforman el sistema secundario del tratamiento de la PTAR de la empresa IMMSA fueron estimados en campo y se corroboraron con los planos de construcción de la PTAR proporcionados por la empresa. En la Tabla 18 se muestran los resultados de estas mediciones. Las dimensiones de estos equipos fueron necesarias para generar el modelo de PTAR en el software, debido a que es importante que las dimensiones nominales de los equipos sean lo más reales posible, para que la simulación resulte representativa al funcionamiento actual.

Tabla 18. Medidas de los Reactores Biológicos de la PTAR IMMSA.

	Reactor Anóxico	Reactor Aerobio	MBR
Largo (m)	7.00	19.80	8.00
Ancho (m)	14.00	14.00	4.00
Alto (m)	5.50	5.50	2.75
Volumen Máximo (m ³)	539.00	1500.00	81.00

4.1.3 Flujos de agua residual entre procesos

La medición de los flujos de agua residual entre los procesos de tratamiento que componen la PTAR de la Planta de Zinc de IMMSA, se realizó empleando los diversos medidores tipo hélice, instalados en la PTAR a la salida del tanque de homogenización, en las bombas que van del reactor aerobio al MBR y a la salida del MBR.

En el caso de la purga de lodos de desechos la cual está ubicada en el reactor aerobio, el gasto se midió en la salida del filtro prensa. Para el flujo en la salida del filtro prensa se realizaron 4 aforos de volumen contra tiempo, las cuales nos permitieron determinar el flujo que sale del filtro prensa, el cual fue considerado en el modelo como el flujo de lodos de desecho en la purga esta determinación se muestra en la Tabla 19 donde también se calculó el flujo promedio, este valor fue

medido pero como no se simuló el filtro prensa y este no opera las 24hrs del día, se usó el valor del lodo purgado

Estos flujos se requirieron para posteriormente ingresarse al modelo generado en el software GPS-X, debido a que es fundamental que los gastos de agua residual de entrada y salida, sean lo más apegado al funcionamiento real de la PTAR para que la simulación sea representativa.

Tabla 19. Determinación del flujo de agua residual a la salida del filtro prensa

No. de Medición	t (s)	Vol (mL)
1	3.38	4275
2	7.37	7750
3	6.26	6540
4	2.78	3135
Flujo Promedio (Lps)	1.122	

En la Figura 20 se muestra el diagrama de los flujos de entrada, salida y recirculación del agua residual durante el tratamiento entre cada proceso.

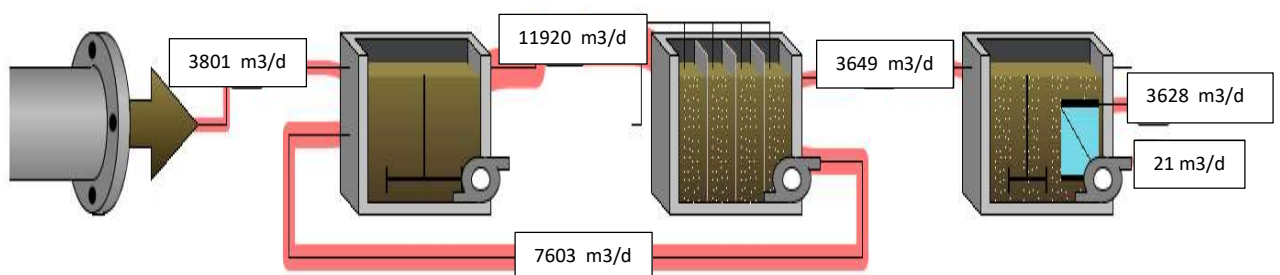


Figura 20. Flujo de agua residual en m³/d, entre los procesos de la PTAR de la empresa IMMSA

El flujo en la recirculación se obtuvo mediante la ecuación de continuidad aplicada en el MBR. Dando como resultado un total de 88 Lps.

En el proceso actual de la PTAR se tiene un registro de los flujos de agua residual en algunos puntos. En la Tabla 20 se muestra el promedio anual del año 2015 de los flujos medidos en el efluente del tanque de homogenización, el efluente del tanque aerobio y el efluente del MBR con los cuales se pudo realizar un balance de entradas y salidas para estimar flujos requeridos en el proceso.

Tabla 20. Flujos con los que se cuentan en la PTAR

Lugar	Gasto (Lps)
Tanque de homogenización (Efluente)	44
Tanque aerobio (Efluente)	130
Efluente MBR (Permeado)	41

Los flujos de agua residual reportados en la tabla anterior, fueron introducidos al software GPS-X debido a que representan las condiciones de trabajo normales y fueron necesarios para la correcta calibración del funcionamiento actual del modelo de la PTAR de la empresa IMMSA.

4.2 Software GPS-X

4.2.1 Alcance de la simulación de la PTAR

La simulación de la PTAR se realizó solamente para los procesos biológicos debido a que el modelo ASM1 versión Mantis contenido en el Software GPS-X solo describe la eliminación de las componentes del carbón orgánico y nitrógeno mediante procesos que sean biológicos, por tal motivo no fueron considerados el tratamiento primario, el filtro prensa, ni la osmosis inversa, debido a que no tienen remoción de contaminantes por medios biológicos, de tal manera que el modelo a simular quedó delimitado por los siguientes procesos:

Primero un tanque anóxico, el cual recibe el efluente de un tanque de homogenización mediante una línea de conducción de aguas residuales por gravedad, el tanque anóxico a su vez vierte su efluente mediante un vertedor rectangular hacia el siguiente proceso el cual es un tanque aerobio.

El siguiente proceso es el tanque aerobio cuyo afluente proviene del tanque anóxico y su efluente es enviado por medio de un sistema de bombeo al tanque MBR. Además, en el tanque aerobio se realiza la purga de lodos hacia un filtro prensa de lodos, que debido a que no es un proceso biológico, no fue incluido en el modelo a simular.

Por último el proceso de MBR, el cual recibe el afluente del tanque aerobio, es un proceso biológico con membranas sumergidas, el funcionamiento de estas membranas es mediante la succión del agua residual que entra al reactor y que sirven para separar el agua tratada (Efluente permeado) de los MLVSS y MLSS contenidos en ella, esta succión se realiza con el uso de bombas y el efluente que no logra ser permeado es enviado a un canal de recirculación que va desde el MBR hasta el tanque anóxico. Se incluye el ANEXO 1, donde se muestra el diagrama esquematizado de los parámetros que ocurren en cada proceso del tratamiento del agua residual,

4.2.2 Calibración del programa Influent Advisor

Antes de realizar la calibración y debido a que el modelo ASM1 es un modelo que predice la remoción de la DQO y nitrógeno total en el efluente, se procedió a ejecutar el programa GPS-X seleccionando una librería del software conocida como carbono-nitrógeno.

A continuación, se procedió a establecer un diagrama de flujo de la PTAR el cual se mostró en la Figura 17, y enseguida se ingresó la información de la caracterización del influente de acuerdo a los parámetros medidos en la campaña de muestreo, con la ayuda de la herramienta *Influent Advisor* que contiene el software GPS-X. Es importante mencionar que solo se modelaron los procesos biológicos de la PTAR actual dado lo que fue mencionado en la sección 4.2.1.

En la Figura 21, se pueden observar las tres columnas que componen el Influent Advisor contenido en el software, siendo:

- ✓ La primera columna es la que corresponde a los datos de entrada al proceso previamente delimitado y es en donde se ingresaron los valores obtenidos en la caracterización del influente al Anóxico.
- ✓ La segunda columna contiene las variables de estado del modelo, las cuales corresponden al fraccionamiento de la DQO y el N.
- ✓ La tercera columna representa las variables compuestas que requirieron ser calibradas con los datos de caracterización que fueron ingresados en la columna 1.

Influent Advisor - Library: cnlib - Influent Model: codstates - Biological Model: mantis

User Inputs

Influent Composition

cod	total COD	gCOD/m3	179.0
tkn	total TKN	gN/m3	5.95
snh	free and ionized ammonia	gN/m3	5.35

Dissolved Oxygen

so	dissolved oxygen	gO2/m3	6.6
----	------------------	--------	-----

Nitrogen Compounds

sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.38
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0

Alkalinity

salk	alkalinity	mole/m3	2.175
------	------------	---------	-------

Influent Fractions

icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	0.3
fbod	BOD5/BODultimate ratio	-	0.39
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.86

Organic Fractions

frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.056
frss	readily biodegradable fraction of total COD	-	0.744
frxi	particulate inert fraction of total COD	-	0.13
frxu	part. cell decay products fraction of total C...	-	0.0
frxbh	heterotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0
frxba	autotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0

Nitrogen Fractions

frsnh	ammonium fraction of soluble TKN	-	0.93
-------	----------------------------------	---	------

Mantis Nutrient Fractions

ibhn	N content of active biomass	gN/gCOD	0.068
iuhn	N content of endogenous/inert mass	gN/gCOD	0.068

State Variables

Inorganic Suspended Solids

xii	inert inorganic suspended solids	g/m3	19.4
-----	----------------------------------	------	------

Organic Variables

si	soluble inert organic material	gCOD/m3	10.0
ss	readily biodegradable substrate	gCOD/m3	133.2
xi	particulate inert organic material	gCOD/m3	23.3
xs	slowly biodegradable substrate	gCOD/m3	12.5
xbh	active heterotrophic biomass	gCOD/m3	0.0
xba	active autotrophic biomass	gCOD/m3	0.0
xu	unbiodegradable particulates from cell de...	gCOD/m3	0.0
xsto	internal cell storage product	gCOD/m3	0.0

Dissolved Oxygen

so	dissolved oxygen	gO2/m3	6.6
----	------------------	--------	-----

Nitrogen Compounds

snh	free and ionized ammonia	gN/m3	5.35
snd	soluble biodegradable organic nitrogen	gN/m3	0.403
xnd	particulate biodegradable organic nitrogen	gN/m3	0.0
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.38
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0

Alkalinity

salk	alkalinity	mole/m3	2.18
------	------------	---------	------

Composite Variables

Volatile Fraction

ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.86
-----	---------------	-----------	------

Composite Variables

x	total suspended solids	g/m3	138.8
vss	volatile suspended solids	g/m3	119.3
xiss	total inorganic suspended solids	g/m3	19.4
bod	total carbonaceous BOD5	gO2/m3	56.8
cod	total COD	gCOD/m3	179.0
tkn	total TKN	gN/m3	5.95

Additional Composite Variables

sbod	filtered carbonaceous BOD5	gO2/m3	51.9
xbod	particulate carbonaceous BOD5	gO2/m3	4.89
sbodu	filtered ultimate carbonaceous BOD	gO2/m3	133.2
xbodu	particulate ultimate carbonaceous B...	gO2/m3	12.5
bodu	total ultimate carbonaceous BOD	gO2/m3	145.7
scod	filtered COD	gCOD/m3	143.2
xcod	particulate COD	gCOD/m3	35.8
stkn	filtered TKN	gN/m3	5.75
xtkn	particulate TKN	gN/m3	0.197
tn	total nitrogen	gN/m3	6.33

Stoichiometric Ratios

↺	COD / TKN	gCOD/gN	30.1
↺	CODbiodeg / TKN	gCOD/gN	24.5
↺	NH4 / TKN	-	0.899
↺	VSS / TSS	gVSS/gTSS	0.86
↺	XCOD / VSS	gCOD/gVSS	0.3
↺	BOD / COD	gO2/gCOD	0.317

Figura 21. Vista general del Influent Advisor del software GPS-X.

4.2.3 Simulación del proceso actual de PTAR

El modelo utilizado para la calibración del sistema de tratamiento biológico actual de la planta en estudio, es el mostrado en la Fig. 17. Los datos introducidos al simulador fueron los valores promedio de la caracterización del influente (Tabla 17) y los diseños nominales de los equipos (Tabla 18).

Los datos introducidos al software GPS-X fueron:

- ✓ $Q_{inf} = 4320 \text{ m}^3/\text{d}$

- ✓ **T. Anóxico:** $V = 539 \text{ m}^3$; $H = 5.5 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $OD = 0.0 \text{ mg/L}$; Alcalinidad = 100 mg/L ; $XCOD/VSS = 1.48$

- ✓ **T. Aerobio:** $V = 1500 \text{ m}^3$; $H = 5.5 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $OD = 1.43 \text{ mg/L}$; Alcalinidad = 76.25 mg/L ; $XCOD/VSS = 1.48$

- ✓ **MBR:** $V = 89 \text{ m}^3$; $A_{SUP. MBR} = 20.9 \text{ m}^2$; $A_{SUP. MEMBRANA} = 1,920 \text{ m}^2$; $H = 2.75 \text{ m}$; $T = 15.55^\circ\text{C}$; $OD = 7.965 \text{ mg/L}$; Alcalinidad = 53.75 mg/L ; $XCOD/VSS = 1.48$; Flujo de aire cruzado = $15,960 \text{ m}^3/\text{d}$; Flujo de aire en tanque = $15,960 \text{ m}^3/\text{d}$; $Q_{WAS} = 21 \text{ m}^3/\text{d}$.

Los resultados obtenidos en la simulación del proceso de tratamiento de la PTAR, que corresponden a los parámetros de SST, DBO_5 , DQO, NTOT, N-NH₃ del efluente permeado según los datos ingresados se muestran en la Tabla 21. Se hace énfasis en los resultados de calidad del efluente permeado del MBR.

Tabla 21. Resultados de efluente con datos actuales de PTAR

Parámetros (mg/L)	Efluente permeado con simulación	Efluente permeado. Datos de laboratorio	Efluente permeado. Datos de Histórico IMMSA
SST	1.46	90	0
DBO ₅	1.34	11.5	4.95
DQO	12.74	32.56	23.53
N _{TOT}	4.51	9.71	13.30
N-NH ₃	0.49	0	0.29

En esta tabla se muestran las diferencias de los datos simulados del efluente con respecto a los datos obtenidos en laboratorio con la ayuda de la campaña de muestreo y los datos del registro histórico del laboratorio de IMMSA. Además, con estos resultados simulados, la concentración de Sólidos Suspendedos Totales (SST) dentro del reactor anóxico, reactor aerobio y MBR fueron de 14,998 mg/L, 17,982 mg/L y 20,290 mg/L respectivamente, estos valores también fueron producto de la simulación, mismos que comparados con los datos de operación normal de la planta (Tabla 16) representan una diferencia significativa, por ello, para lograr que los SST dentro de cada reactor fuesen los mismos que los obtenidos en laboratorio, se realizó una serie de iteraciones del valor de la relación de fracción soluble de demanda química de oxígeno entre sólidos suspendidos volátiles (XCOD/VSS) hasta encontrar la relación de fracción soluble demanda química soluble entre sólidos suspendidos volátiles que cumpliera los SST en todos los reactores. En la Tabla 22, se muestran los valores de XCOD/VSS ajustada, oxígeno disuelto de datos de operación, SST producto de la simulación con la XCOD/VSS ajustada, los datos de la SST obtenida en laboratorio, la relación F/M simulada y por último la F/M recomendada por literatura con los que se logró llegar a un modelo que predijera el efluente del funcionamiento actual de la PTAR de la empresa IMMSA.

Tabla 22. Ajuste de XCOD/VSS para calibración de SST en reactores del modelo de Figura 17 de acuerdo a operación actual

	T. Anóxico	T. Aerobio	MBR
XCOD/VSS ajustado	0.007	0.0044	2.5
OD. Datos de operación	0.0	1.43	7.96
SST (mg/L) con simulación	4998	7892	10290
SST (mg/L). Datos de laboratorio	5260	8130	10500
F/M (kg DBO ₅ /kg MLVSS-d)		0.16	0.26
F/M (Metcalf y Eddy, 2003)		0.05-0.15	0.1-0.4

Con la ayuda de la tabla anterior se generaron los resultados que son presentados en la Tabla 23, los cuales muestran los resultados del Escenario 1 que corresponde al escenario del modelo actual (Caso de estudio 1), que quedó calibrado conforme al funcionamiento de la PTAR de la empresa IMMSA.

Tabla 23. Resultados de efluente con datos ajustados con la ayuda de la Tabla 22.

Parámetros (mg/L)	Efluente permeado con simulación	Efluente permeado. Datos de laboratorio	Efluente permeado. Datos de Histórico IMMSA
SST	1.02	90	0
DBO ₅	1.33	11.5	4.95
DQO	12.73	32.56	23.53
N _{TOT}	4.61	9.71	13.30
N-NH ₃	0.48	0	0.29

Como referencia se muestra la Tabla 24 la cual indica los límites máximos permisibles de SST, DBO₅ y Nitrógeno total de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996, ésta tabla se utilizó para corroborar que los resultados de este y los siguientes escenarios estuvieran dentro de los valores permisibles para los contaminantes tabulados, por ello al comparar los valores obtenidos en este caso con los de la Tabla 24 se observa que los SST, DBO₅ y Nitrógeno total son aceptables para esta norma.

Tabla 24. Límites máximos permisibles (NOM-001-SEMARNAT-1996)

Parámetros	Embalses naturales y artificiales	
	Uso público urbano	
	Promedio mensual	Promedio diario
SST (mg/L)	40	60
DBO ₅ (mg/L)	30	60
N _{TOTAL} (mg/L)	15	25

4.2.4 Calibración de los MLVSS y MLSS dentro de los reactores biológicos

Como caso adicional al modelo ya calibrado, se encontró que los valores de MLVSS, MLSS y el OD en el efluente de la PTAR en cuestión son superiores a los recomendados en la literatura (Tabla 15 de la sección 3.5.2). A partir de estos valores se procedió a realizar una calibración de los sólidos suspendidos volátiles y los sólidos suspendidos totales dentro de los reactores verificando que estos valores se adecuaron a los sugeridos en la literatura y sin afectar al efluente.

Los datos introducidos y estimados en el software GPS-X para este caso fueron los siguientes:

- ✓ $Q_{inf} = 4320 \text{ m}^3/\text{d}$
- ✓ **T. Anóxico:** $V = 539 \text{ m}^3$; $H = 5.5 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $\text{OD} = 0.0 \text{ mg/L}$; $\text{Alcalinidad} = 100 \text{ mg/L}$; $\text{XCOD/VSS} = 0.009$
- ✓ **T. Aerobio:** $V = 1500 \text{ m}^3$; $H = 5.5 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $\text{OD} = 2.0 \text{ mg/L}$; $\text{Alcalinidad} = 76.25 \text{ mg/L}$; $\text{XCOD/VSS} = 0.012$
- ✓ **MBR:** $V = 89 \text{ m}^3$; $A_{\text{SUP. MBR}} = 20.9 \text{ m}^2$; $A_{\text{SUP. MEMBRANA}} = 1,920 \text{ m}^2$; $H = 2.75 \text{ m}$; $T = 15.55^\circ\text{C}$; $\text{OD} = 2.0 \text{ mg/L}$; $\text{Alcalinidad} = 53.75 \text{ mg/L}$; $\text{XCOD/VSS} = 2.50$;

Flujo de aire cruzado = 15,960 m³/d; Flujo de aire en tanque = 15,960 m³/d;
 $Q_{WAS} = 21 \text{ m}^3/\text{d}$.

La relación XCOD/VSS fue previamente iterada, este valor nos indica la cantidad de alimento por cantidad de microorganismos presentes dentro de los reactores, por lo cual al ajustar este valor se modifica la cantidad de alimento presente dentro de los reactores y por lo tanto de microorganismos, los resultados obtenidos con estos datos se muestran en la Tabla 25. Se pudo observar que al calibrar los valores de los SST dentro de los reactores no se afecta la calidad del efluente puesto que no se presentaron variaciones significativas en comparación con los resultados del funcionamiento actual de la PTAR de la empresa IMMSA. Por lo tanto, este escenario se tomó como base para evaluar la disminución en los lodos generados en la purga.

Tabla 25. Resultados de efluente con datos del Escenario 3 de PTAR

Parámetros (mg/L)	Efluente permeado con simulación	Efluente permeado. Datos de laboratorio	Efluente permeado. Datos de Histórico IMMSA
SST	1.025	90	0
DBO ₅	1.33	11.5	4.95
DQO	12.73	32.56	23.53
N _{TOT}	4.64	9.71	13.30
N-NH ₃	0.48	0	0.29

4.2.5 Disminución de la cantidad de lodos de desecho

La disminución en la generación de lodos en la purga se realizó al variar los flujos de recirculación y de purga de lodos hasta obtener una disminución en el volumen de producción de lodos de desecho sin tener variaciones en la caracterización del efluente que la empresa IMMSA requiere.

Los resultados se muestran en la Tabla 26 en donde se observa que la caracterización del efluente se mantuvo dentro de lo recomendado por literatura y

lo determinado en el laboratorio. Los resultados indicaron que es posible reducir la cantidad del flujo en la purga de 21 m³/d a 16 m³/d.

Tabla 26. Resultados de efluente con datos del Escenario 4 de PTAR.

Parámetros (mg/L)	Efluente permeado con simulación	Efluente permeado. Datos de laboratorio	Efluente permeado. Datos de Histórico IMMSA
SST	1.28	90	0
DBO ₅	1.36	11.5	4.95
DQO	13.01	32.56	23.53
N _{TOT}	5.23	9.71	13.30
N-NH ₃	0.40	0	0.29

4.2.6 Propuestas alternas de PTAR

Las propuestas alternas de PTAR al tratamiento actual fueron descritas en la metodología, estas propuestas fueron realizadas teniendo como base las condiciones de operación establecidas en el Escenario 4.

Para la primera propuesta que corresponde al caso del modelo modificado 1, cuyo diagrama de flujo fue mostrado en la Fig. 18, primeramente se realizó la simulación con las mismas dimensiones del reactor aerobio y el MBR del proceso actual. El volumen del reactor anóxico fue iterado teniendo como variables de respuesta a los parámetros SST, DBO₅, DQO y Nitrógeno Total de la caracterización del efluente del MBR. La simulación se inició tomando como valor inicial de 500 m³ para el volumen del reactor anóxico (Dimensión actual) y verificando que la calidad del efluente no presentara variaciones en comparación con el proceso actual. Los resultados revelaron que el tanque anóxico puede ser eliminado dado que la calidad del efluente no se afectó al disminuir el volumen como se observa en la Tabla 27.

A continuación se muestran los parámetros empleados para este escenario:

- ✓ $Q_{inf} = 4320 \text{ m}^3/\text{d}$
- ✓ **Reactor anóxico:** $V = 0 \text{ m}^3$; $H = 0 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $OD = 0.0 \text{ mg/L}$; Alcalinidad = 100 mg/L ; $XCOD/VSS = 0.009$
- ✓ **Reactor Aerobio:** $V = 1500 \text{ m}^3$; $H = 5.5 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $OD = 2.0 \text{ mg/L}$; Alcalinidad = 76.25 mg/L ; $XCOD/VSS = 0.012$

MBR: $V = 89 \text{ m}^3$; $A_{SUP. \text{ MBR}} = 20.9 \text{ m}^2$; $A_{SUP. \text{ MEMBRANA}} = 1,920 \text{ m}^2$; $H = 2.75 \text{ m}$; $T = 15.55^\circ\text{C}$; $OD = 2.0 \text{ mg/L}$; Alcalinidad = 53.75 mg/L ; $XCOD/VSS = 2.50$; Flujo de aire cruzado = $15,960 \text{ m}^3/\text{d}$; Flujo de aire en tanque = $15,960 \text{ m}^3/\text{d}$; $Q_{WAS} = 16 \text{ m}^3/\text{d}$.

Tabla 27. Resultados de la simulación del Escenario 5

Parámetros (mg/L)	Efluente permeado de simulación con Anóxico $V=0\text{m}^3$	Efluente permeado de simulación con Anóxico $V=500\text{m}^3$
SST	1.29	1.28
DBO_5	1.36	1.36
DQO	13.01	13.01
N_{TOT}	5.2	5.23
N-NH_3	0.41	0.40

Para el caso del modelo alterno el cual fue descrito en la sección 3.5., la simulación se realizó iterando el volumen del sedimentador secundario hasta encontrar un valor, tal que la calidad del efluente cumpliera con la NOM-001-SEMARNAT-1996, y manteniendo constantes los volúmenes originales de los reactores anóxico y aerobio, así como los parámetros establecidos en el Escenario 4. Los resultados de la caracterización del efluente del sedimentador secundario para este escenario se muestran en la Tabla 28 y se observa que los valores se encuentran dentro de los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y además presentan similitud a la caracterización de la campaña de muestreo; y también se muestra que los valores de SST y el nitrógeno amoniacal (N-NH_3) presentan una variación

significativa en comparación con los valores del histórico de la empresa IMMSA, por lo que las condiciones determinadas en este escenario predicen un efluente con una calidad aceptable para tratar aguas residuales de origen municipal, pero no coinciden con los valores históricos la empresa IMMSA.

A continuación se presentan los parámetros establecidos para este escenario:

- ✓ $Q_{inf} = 4320 \text{ m}^3/\text{d}$
- ✓ **T. Anóxico:** $V = 539 \text{ m}^3$; $H = 5.5 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $OD = 0.0 \text{ mg/L}$; Alcalinidad = 100 mg/L ; $XCOD/VSS = 0.5$
- ✓ **T. Aerobio:** $V = 1500 \text{ m}^3$; $H = 5.5 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $OD = 2.0 \text{ mg/L}$; Alcalinidad = 76.25 mg/L ; $XCOD/VSS = 0.68$

Sedimentador Secundario: $V = 300 \text{ m}^3$; $A_{Proyectada} = 500 \text{ m}^2$; $H = 3.00 \text{ m}$; $T = 15.55^\circ\text{C}$; $Q_{RAS} = 2000 \text{ m}^3/\text{d}$; $Q_{WAS} = 40 \text{ m}^3/\text{d}$.

Tabla 28. Resultados de la simulación del Escenario Alterno 1.

Parámetros (mg/L)	Efluente clarificador secundario-simulación	Efluente permeado. Datos de laboratorio	Efluente permeado. Datos de Histórico IMMSA
SST	25.5	90	0
DBO ₅	15.18	11.5	4.95
DQO	41.32	32.56	23.53
N _{TOT}	10.64	9.71	13.30
N-NH ₃	2.45	0	0.29

Del Escenario Alterno 1, se planteó el Escenario Alterno 2, con la finalidad de evaluar si era necesario el tanque anóxico bajo la consideración de que en el sedimentador secundario también se producen reacciones biológicas sin presencia de oxígeno y una vez realizada la simulación se comprobó que al retirarlo y cumplir con la condición de que los MLSS dentro del reactor aerobio quedaran entre lo

sugerido por la literatura, el efluente logró mejorar su calidad hasta el grado de cumplir lo requerido según el funcionamiento actual de la empresa IMMSA, esto puede observarse en la Tabla 29. Los datos de entrada del software GPS-X que fueron ajustados para poder eliminar el tanque anóxico, son mostrados a continuación:

✓ $Q_{inf} = 4320 \text{ m}^3/\text{d}$

✓ **T. Aerobio:** $V = 1500 \text{ m}^3$; $H = 5.5 \text{ m}$; $T = 18^\circ\text{C}$; $\text{OD} = 2.0 \text{ mg/L}$; $\text{Alcalinidad} = 76.25 \text{ mg/L}$; $\text{XCOD/VSS} = 0.3$

Sedimentador Secundario: $V = 1500 \text{ m}^3$; $A_{\text{Proyectada}} = 500 \text{ m}^2$; $H = 3.00 \text{ m}$; $T = 15.55^\circ\text{C}$; $Q_{\text{RAS}} = 1000 \text{ m}^3/\text{d}$; $Q_{\text{WAS}} = 80 \text{ m}^3/\text{d}$.

Tabla 29. Resultados de la simulación del Escenario Alterno 2.

Parámetros (mg/L)	Efluente clarificador secundario-simulación	Efluente permeado. Datos de laboratorio	Efluente permeado. Datos de Histórico IMMSA
SST	6.39	90	0
DBO ₅	1.99	11.5	4.95
DQO	13.73	32.56	23.53
N _{TOT}	4.30	9.71	13.30
N-NH ₃	0.91	0	0.29

Los resultados del Escenario Alterno 2 demuestran que el tanque anóxico puede ser retirado debido a las dimensiones del reactor aerobio y a que el tiempo de retención de sólidos es un valor alto según lo establecido en la literatura (ver tabla 15), ocasionando que el proceso de desnitrificación–nitrificación pueda ocurrir dentro de este reactor aerobio y el sedimentador secundario, sin la necesidad de un tanque anóxico.

En la Figuras 22 a la 26 se muestra la evolución del efluente y los sólidos suspendidos en el sedimentador secundario a medida que se fue calibrando el

Escenario Alternativo 1, además se muestran los parámetros de calidad del efluente, como SST, DBO₅, DQO, Nitrógeno Total Kjeldahl, Nitrógeno Amónico, Nitratos y Nitritos, la alcalinidad así como el tiempo de retención celular y tiempo de retención celular dinámico este último para conocer la edad del lodo, pues establecerlo dentro de los rangos establecidos en literatura nos garantiza una correcta remoción de contaminantes y una buena sedimentación del lodo.

La Figura 22 muestra la simulación empleando valores cinéticos y estequiométricos del modelo ASM1 que el software contiene o considera; algunos de estos parámetros se reajustaron posteriormente durante la calibración, como lo son la DQO, DBO₅ y Nitrógeno total, tal como se hizo en el caso 1, debido a la necesidad de calibrar el efluente con los valores del proceso actual de la empresa IMMSA.

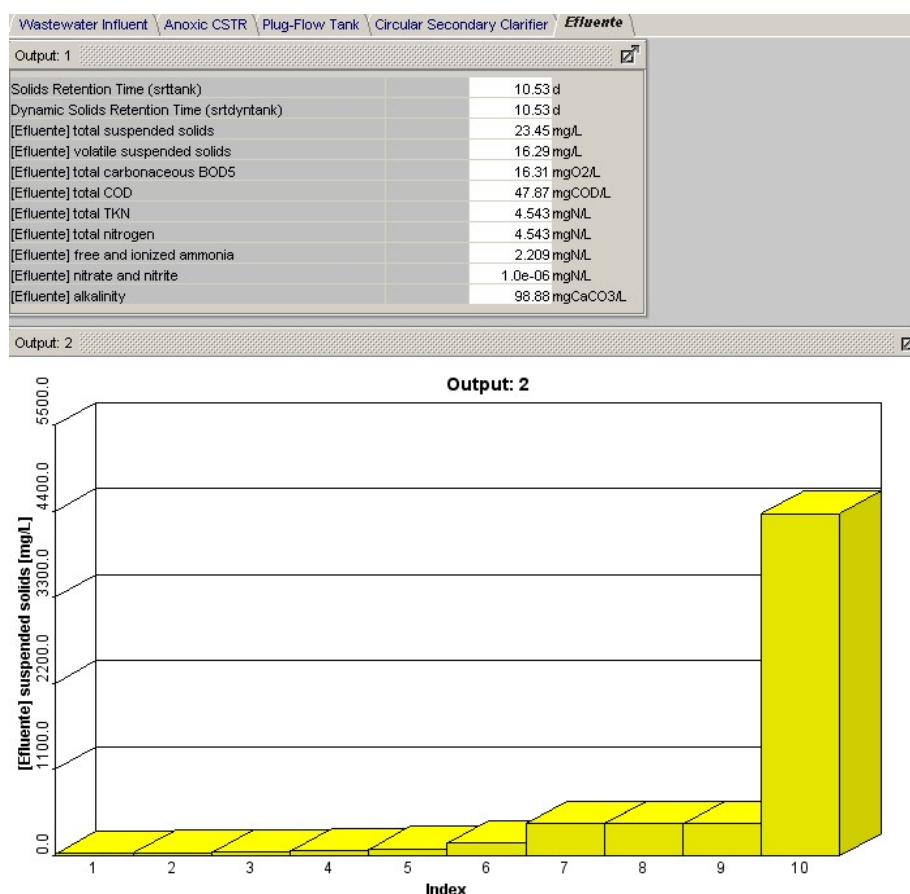


Figura 22. Escenario por default modelo alterno sin calibrar.

En la Figura 23 observamos una ligera mejora en la DQO, DBO₅ y Nitrógeno total de la caracterización del efluente y también que los SST dentro del sedimentador secundario no se encuentran sedimentados en el mismo grado que en el escenario anterior, esto también se pudo comprobar por la cantidad de SST que presentó en el efluente.

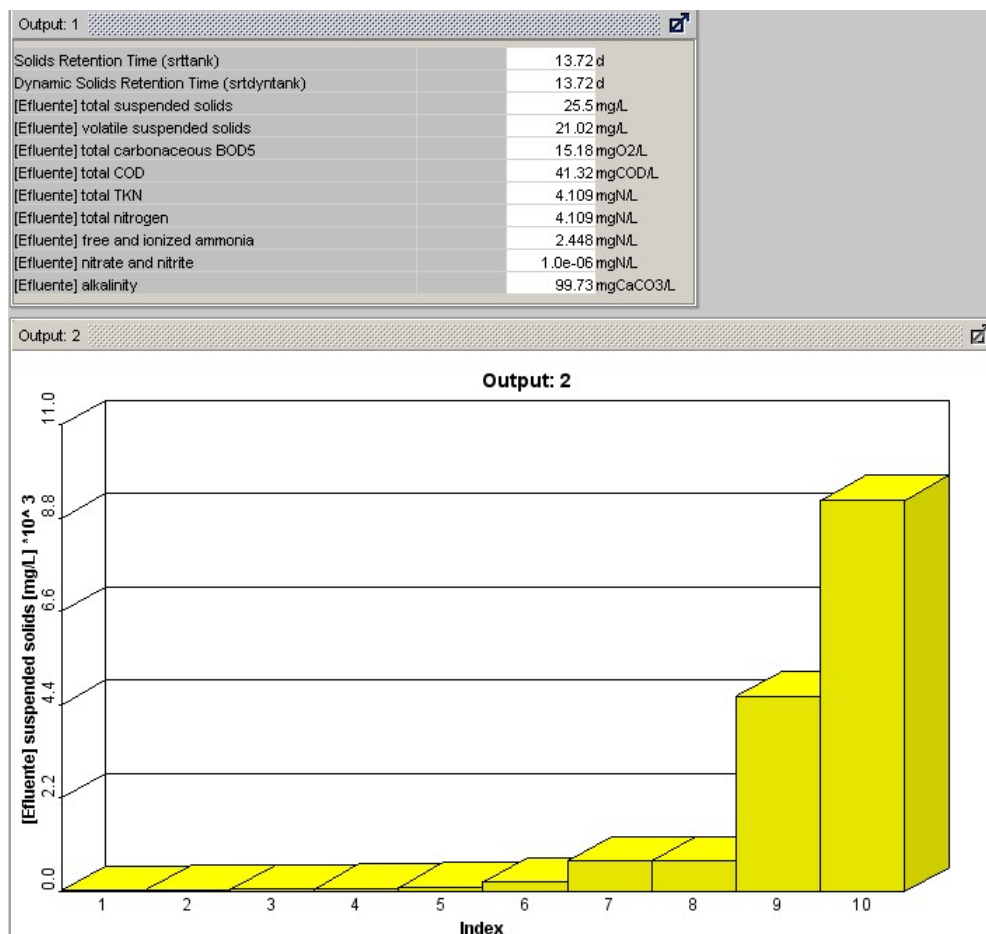


Figura 23. Escenario 1 del modelo alterno calibrado para los sólidos dentro de los reactores.

De los resultados mostrados en la Figura 23, se notó que los sólidos suspendidos totales en el efluente se encontraron al límite en comparación a los permitidos por

la NOM-001-SEMARNAT-1996 lo mismo para el tiempo de retención de sólidos según lo recomendado por la literatura (Tabla 15), es por esto que se creó un segundo escenario, el cual nos permitiera mejorar la calidad del efluente iterando la cantidad de flujo en la recirculación y purga de lodos, con la consigna de que los parámetros de caracterización de MLVSS y MLSS dentro del reactor aerobio así como el tiempo de retención celular fueran los recomendados por la literatura, en la Figura 24, se muestran los resultados de la simulación del proceso para una mejora en el efluente.

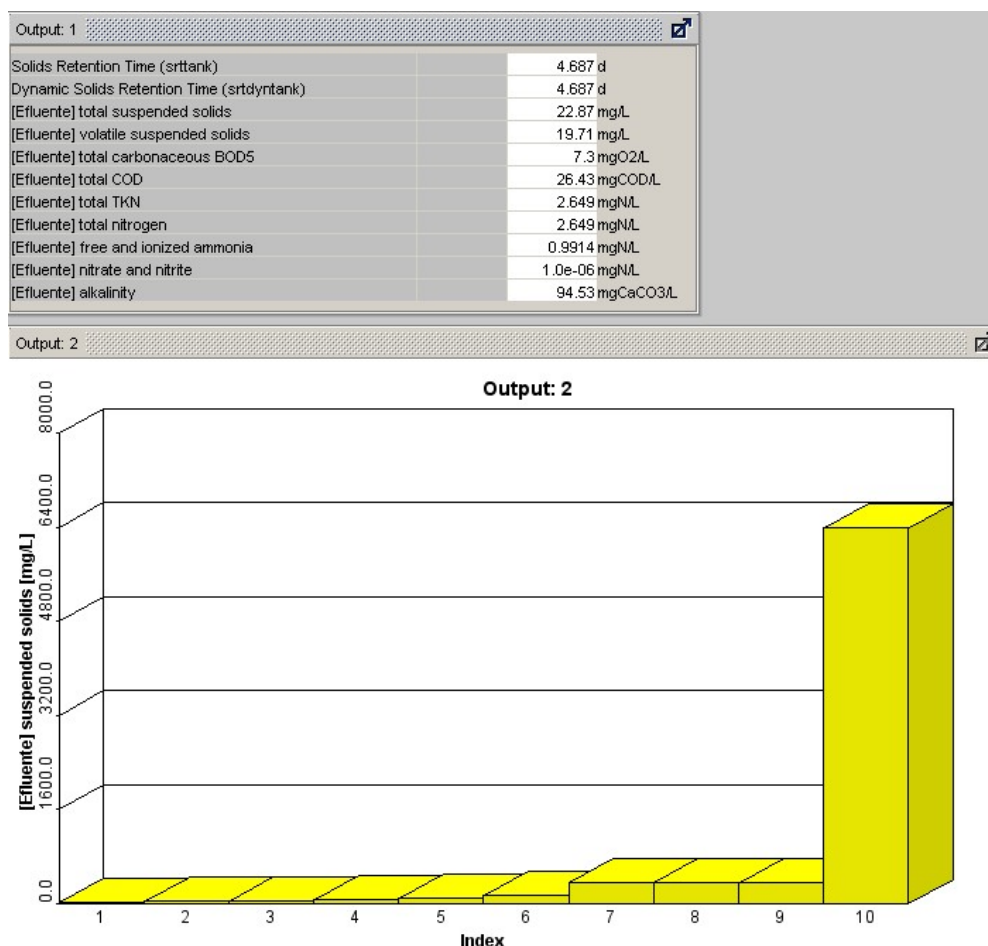


Figura 24. Escenario 1 del modelo alterno calibrado para una mejor calidad en el efluente.

Esta es la caracterización de efluente que el Escenario 1 del modelo alterno calibrado simuló con un tamaño de área proyectada del clarificador secundario de 100 m² y que además cumple con los parámetros de calidad exigidos en la NOM-001-SEMARNAT.1996. Como se pudo observar aunque el presente escenario cumple con lo señalado en la norma, no es suficiente para ser aceptable de acuerdo al funcionamiento actual de la empresa, en la Figura 25, se muestran los resultados del área seleccionada para lograr que el efluente se encuentre dentro de los parámetros deseados respetando que la calibración interna de los sólidos en los reactores, sea la sugerida por literatura.

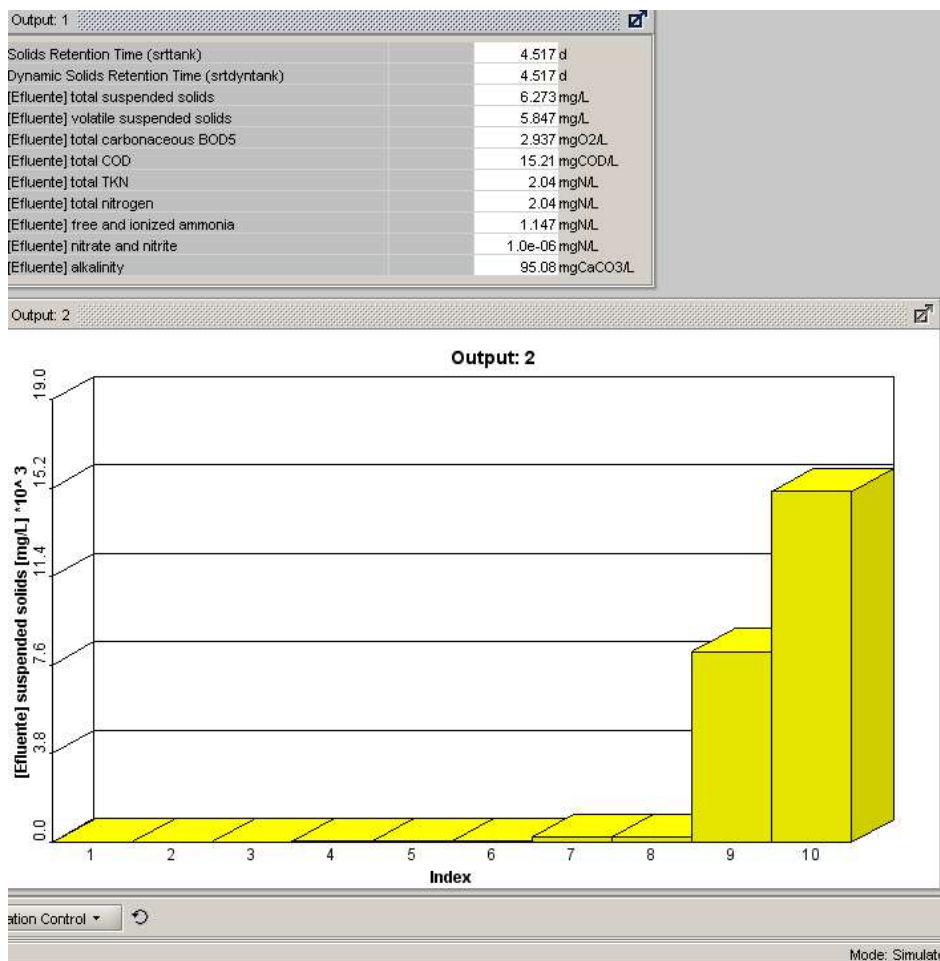


Figura 25. Escenario 1 del modelo alterno con área superficial para mejorar el efluente.

Como se puede apreciar en la figura anterior, el efluente logró pasar la calidad de los parámetros de DQO, DBO₅ y SST que la empresa requiere, pero se tuvo que ampliar el área del clarificador secundario, como ya fue mencionado en el proceso de clarificación secundaria también se realiza un proceso anóxico, así que como escenario 2 de este modelo, se planteó la optimización del volumen del reactor anóxico, en la Figura 26, se muestra el volumen del reactor anóxico planteado para lograr la misma calidad de efluente que con el modelo del escenario 1 con sedimentador secundario más grande, siempre respetando que también la cantidad de sólidos dentro de los reactores sea la que se calibró con anterioridad.

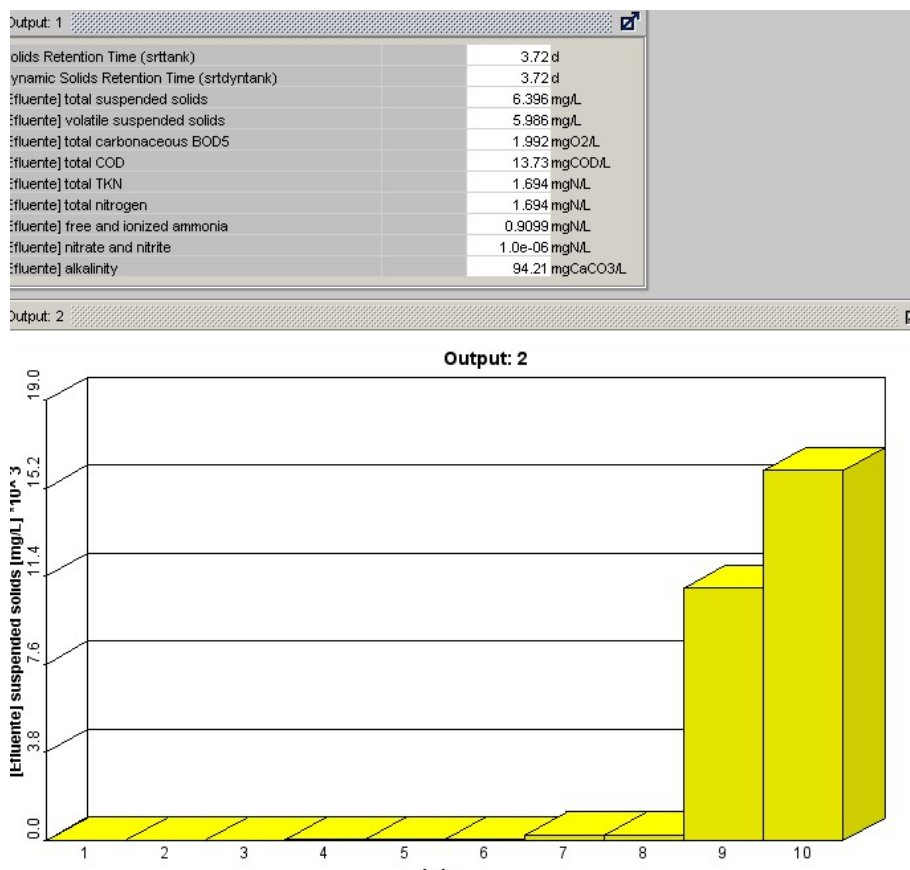


Figura 26. Escenario 2 del modelo alternativo con volumen optimizado del reactor anóxico.

En este escenario 2 del modelo alterno cuyos resultados de simulación fueron reflejados en la figura anterior, se pudo ver que el reactor anóxico no contribuye de manera significativa al proceso de tratamiento de aguas residuales, debido a que los SST en el efluente no subieron de manera considerable y la DBO₅, DQO y NTK disminuyeron.

Por lo anterior se puede ver que este modelo propuesto, nos arroja resultados con una calidad de efluente dentro de la NOM-001-SEMARNAT-1996, para la DBO₅, DQO y SST, y que puede funcionar para remplazar al modelo de tratamiento que se tiene actualmente en la PTAR de estudio, pues cumplió con las características de DBO₅, DQO y SST del agua tratada requerida por la simulación del proceso actual.

4.2.7 Evaluación y elección del escenario más económico

Los costos del proceso de tratamiento de agua residual, se estimaron para cada uno de los escenarios planteados. Estas estimaciones se evaluaron con la ayuda de la librería de precios que tiene precargada el GPS-X, el cual solo toma en cuenta las operaciones dentro del tratamiento que tienen consumo de energía eléctrica.

El software GPS-X en su versión 6.5.1 realiza esta estimación basándose en el precio kilowatt-hora promedio para los Estados Unidos y Canadá.

A continuación, se presentan las estimaciones obtenidas de los diferentes escenarios los cuales están representados en las Figuras 27 a la 40.

El primer modelo del cual se presenta su consumo energético es el Modelo Alterno Escenario 2, el cual consiste en un reactor aerobio flujo pistón más un sedimentador. En la Figura 27 se muestran los costos generados en este Escenario 2, donde: el costo de bombeo (Pumping Cost) consiste en el costo energético generado por las bombas necesarias para poder realizar la recirculación del clarificador al reactor aerobio; el costo por aireación es el costo que generan los compresores que suministran el aire dentro del reactor aerobio y por último el costo misceláneo (Miscellaneous Cost) que de manera general describe el uso de energía para

diversas operaciones tales como puertas, brazos, rastrillos, mezcladores, puentes móviles, etc.

Del diagrama de costo energético y la gráfica de pastel generada por el GPS-X podemos observar cual es el costo de los procesos que se tienen en el sistema de tratamiento, para el Escenario 2 se pudo ver que el proceso más costoso es el tanque aerobio, esto se debió a la cantidad de energía que se necesita para mantener en funcionamiento al equipo de suministración de aire.

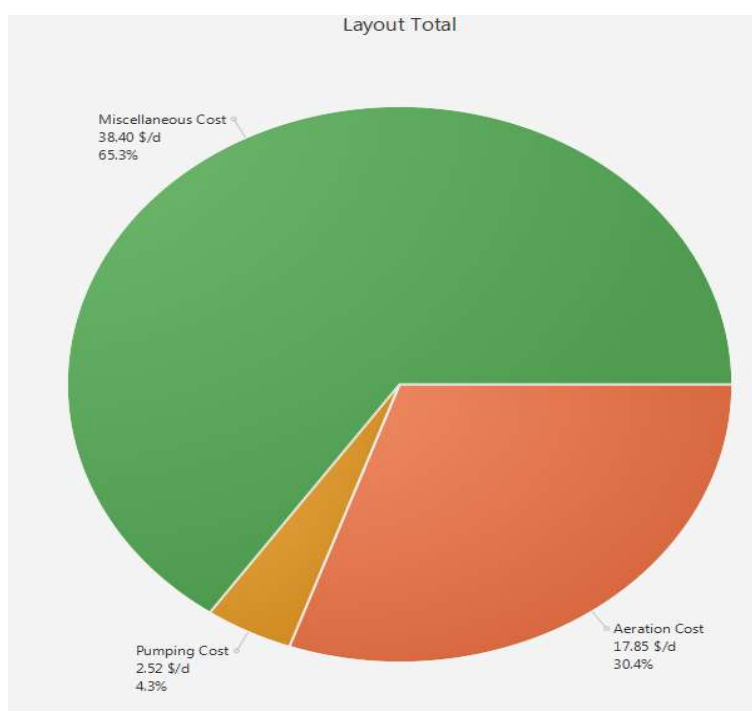


Figura 27. Costo operacional del Modelo Alterno Escenario 2

En la Figura 28, se incluye además un diagrama de Sankey donde se puede observar cuál de los procesos de la PTAR es el que consume más energía, este diagrama nos sirve para comparar la diferencia del consumo de energía eléctrica de todo nuestro sistema.

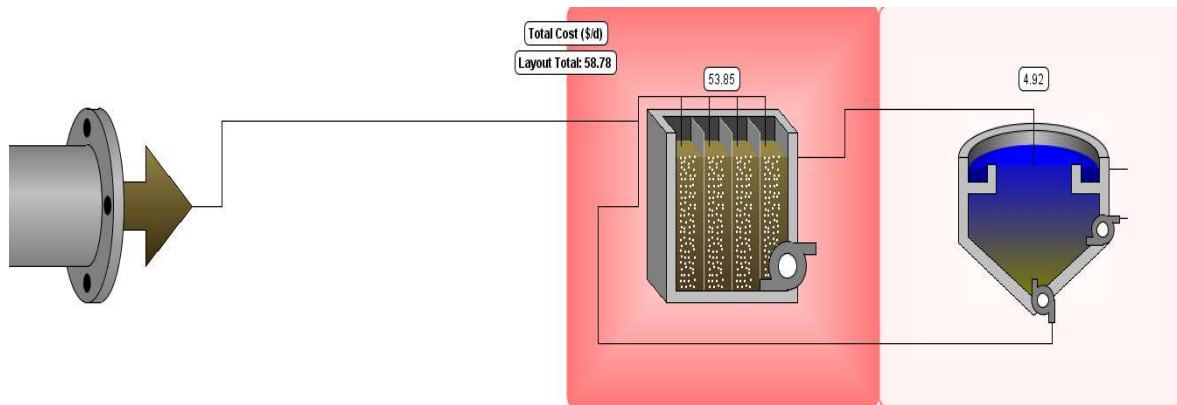


Figura 28. Costo de energía eléctrica del Modelo Alternativo Escenario 2

La Figura 29, la cual muestra los costos operacionales del Modelo Alternativo Escenario 1 el cual es el mismo que el escenario 2 pero agregando el reactor anóxico, este escenario cuenta con costos operacionales de bombeo, aireación y misceláneos, siendo estos últimos los que se presentan con mayor porcentaje y mientras los costos de aireación y bombeo se mantienen igual que en el Modelo Alternativo Escenario 2, los misceláneos presentan un alza del 33.70% debido a que dentro de estos gastos es donde se considera los costos por mezclado, el cual es realizado en el reactor anóxico, es por esto que se puede inferir que retirar el tanque anóxico del sistema de tratamiento de agua residual no solo no afecta la calidad del efluente, sino que supone un ahorro de energía eléctrica para el proceso de tratamiento de la PTAR.

En la Figura 30, se muestra el diagrama para el costo de energía eléctrica de los procesos involucrados en la PTAR del Modelo Alternativo Escenario 1, donde es más fácil observar cual es el proceso simulado que resultó ser el más costoso, de igual manera que en el Modelo Alternativo del Escenario 2 se observó que el tanque aerobio es el proceso más caro debido al sistema de aireación necesario para el correcto funcionamiento de este proceso.

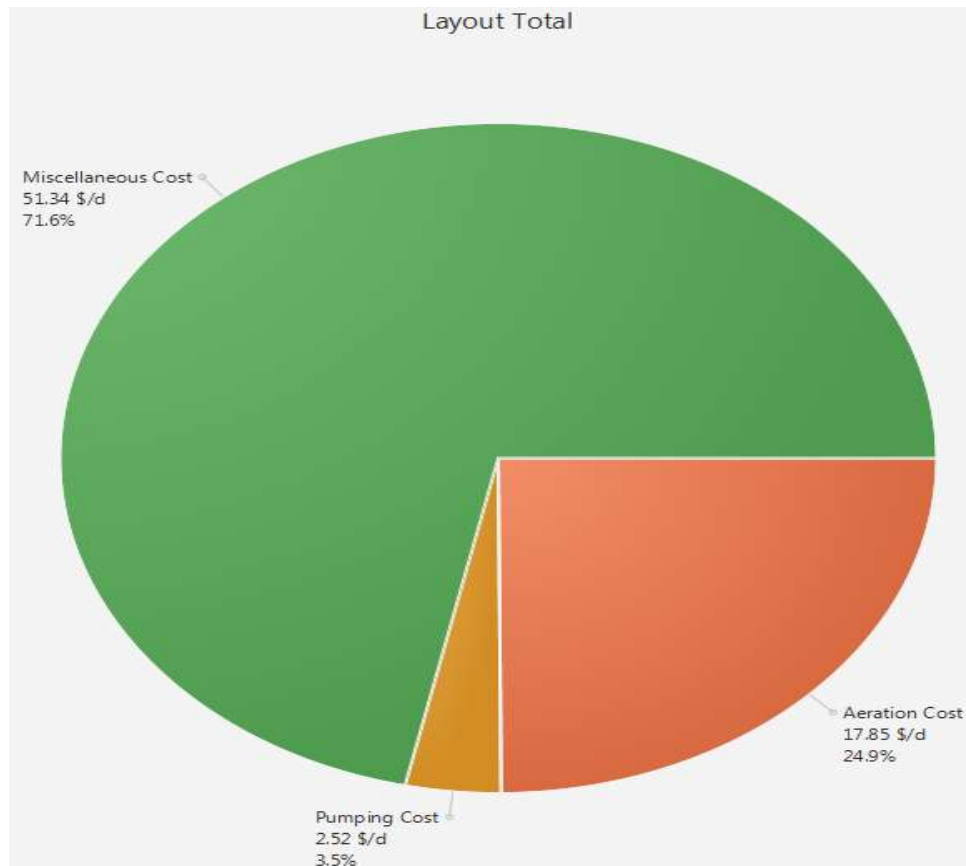


Figura 29. Costo operacional del Modelo Alterno Escenario 2

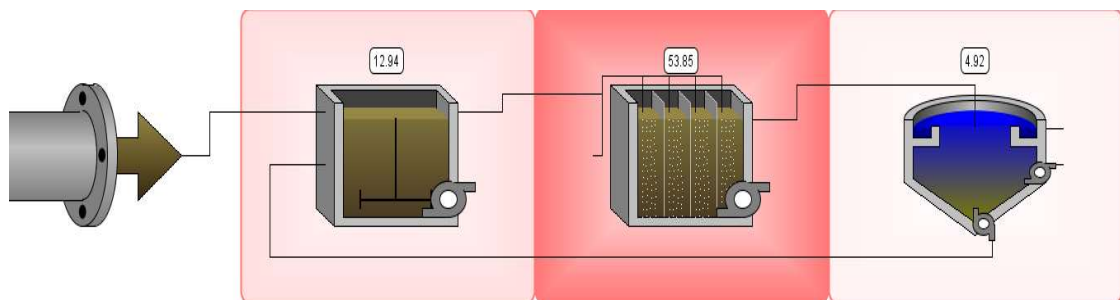


Figura 30. Costo de energía eléctrica del Modelo Alterno Escenario 2

En la Figura 31 se muestra el costo operacional del Modelo Alterno Escenario 1 pero con un sedimentador de 500 m² de área proyectada y en la Figura 32 su respectivo costo energético en un diagrama de sankey. De estas figuras podemos

observar que el valor de los costos por bombeo subió un 88.89% en comparación al escenario anterior, esto debido a que el flujo bombeado en la recirculación de lodos y el de la purga de lodos, son del doble en comparación que el escenario anterior.

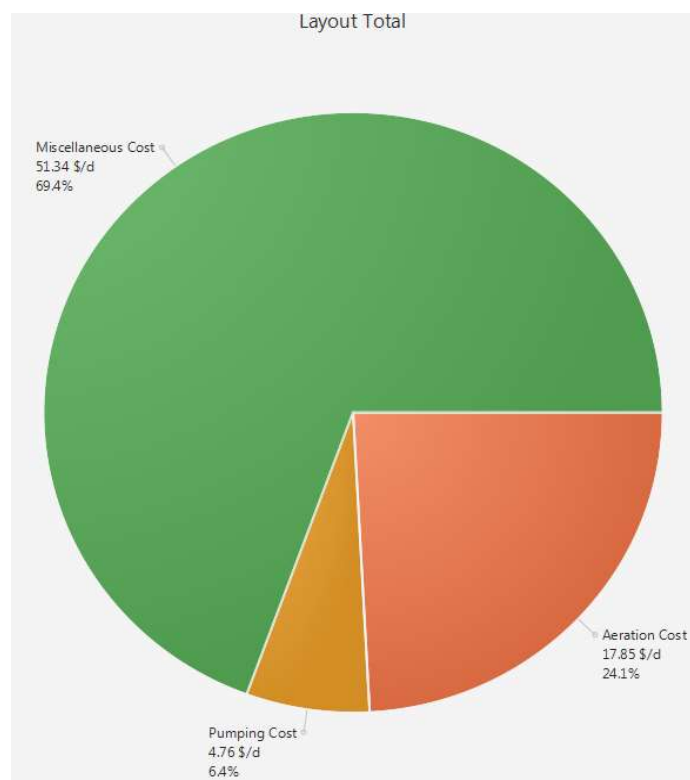


Figura 31. Costo operacional del Modelo Alterno Escenario 1

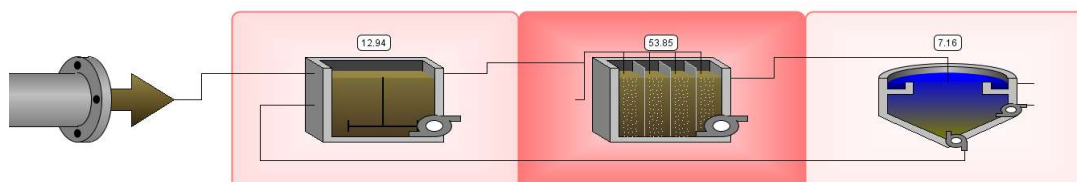


Figura 32. Costo de energía eléctrica del Modelo Alterno Escenario 1

En la Figura 33 y Figura 34 se muestra de manera correspondiente el costo del operacional y costo de energía eléctrica del Modelo Actual Escenario 5, podemos

observar de las figuras que al existir dos reactores que necesitan de suministro de aire, el costo de estos procesos son los que registrarán en el valor del costo de energía eléctrica de los procesos de la planta, por lo cual al contar con procesos aerobios dentro de un sistema de tratamiento de aguas residuales, resulta en el encarecimiento del coste final del agua tratada.

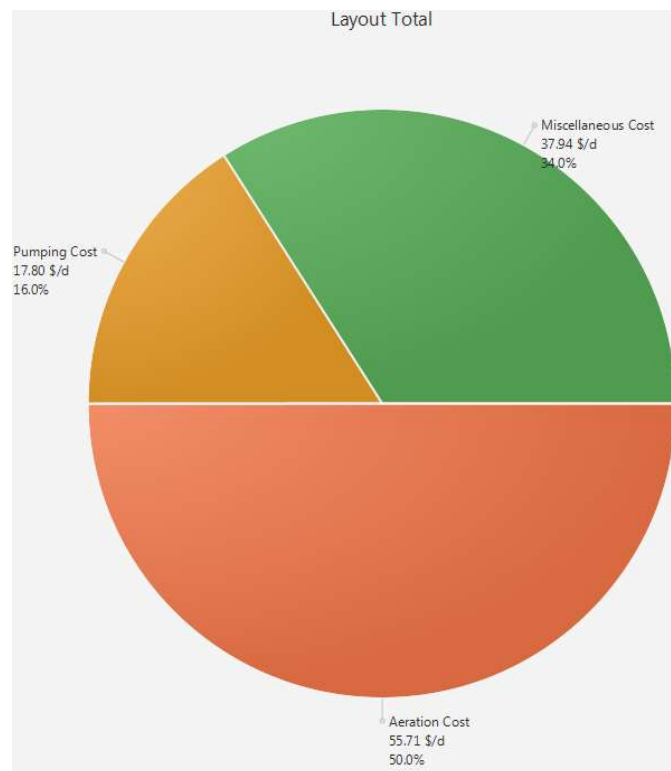


Figura 33. Costo operacional del Modelo Actual Escenario 5

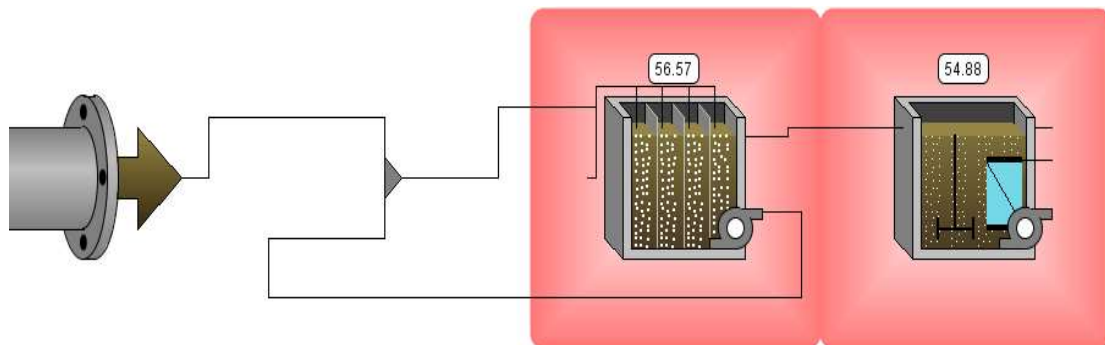


Figura 34. Costo de energía eléctrica del Modelo Actual Escenario 5

En la Figura 35 y Figura 36 se muestra de manera correspondiente el costo operacional y el costo de energía del Modelo Actual Escenario 4, el cual corresponde a la disminución de la cantidad de lodos en la purga en conjunto con la calibración de los MLSS y MLVSS en los reactores biológicos según literatura y se puede observar que la introducción de un proceso anaerobio vuelve a subir el coste del consumo eléctrico misceláneo en un 34%, esto debido a la necesidad de un mezclador en el reactor anóxico.

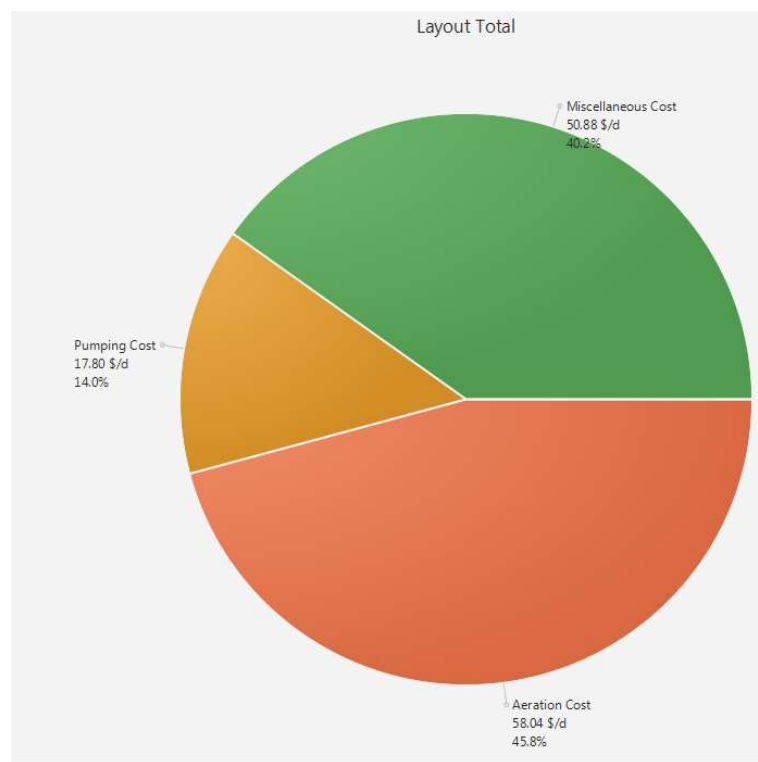


Figura 35. Costo operacional del Modelo Actual Escenario 4

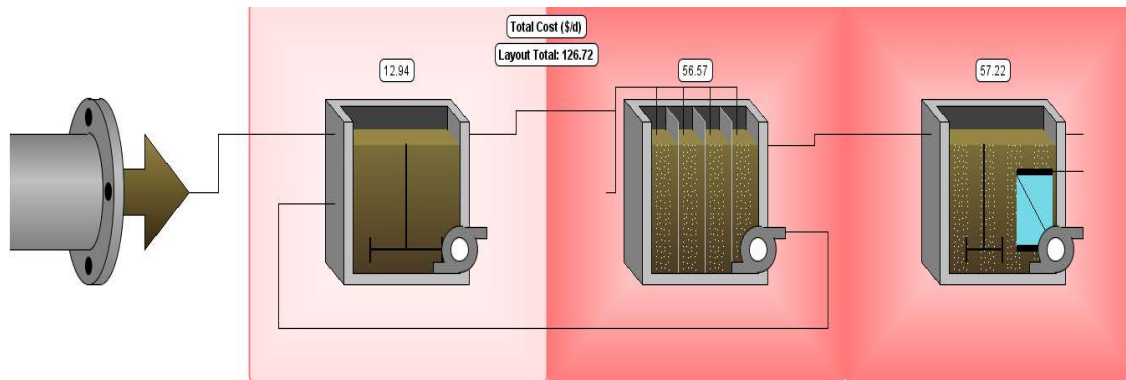


Figura 36. Costo energético del Modelo Actual Escenario 4

En la Figura 37 y Figura 38 se muestra de manera correspondiente el costo operacional y energético del Modelo Actual Escenario 3, el cual corresponde a la calibración de los MLSS y MLVSS dentro de los reactores biológicos, de estas figuras podemos observar que como en este escenario existía una mayor purga de lodos el costo de energía eléctrica para el bombeo sube un 0.05%, mientras que para poder lograr que la cantidad de MLVSS y MLSS calibrada dentro del reactor fueran capaces de eliminar la materia orgánica presente fue necesario suministrar más aire al proceso, elevando por tal motivo el costo de energía eléctrica para la aireación en un 27.30%.

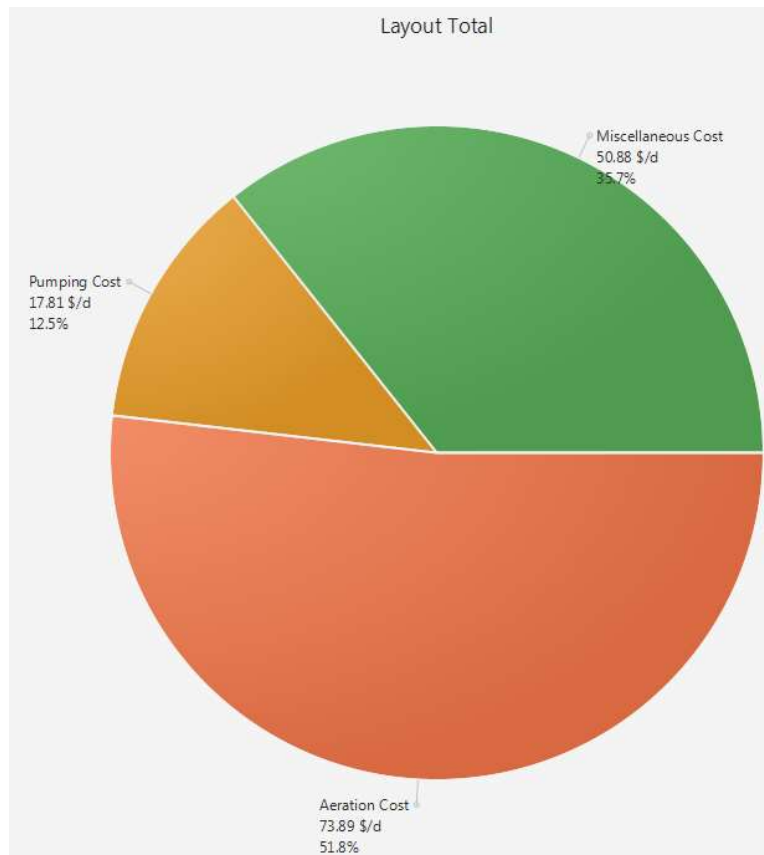


Figura 37. Costo operacional del Modelo Actual Escenario 3

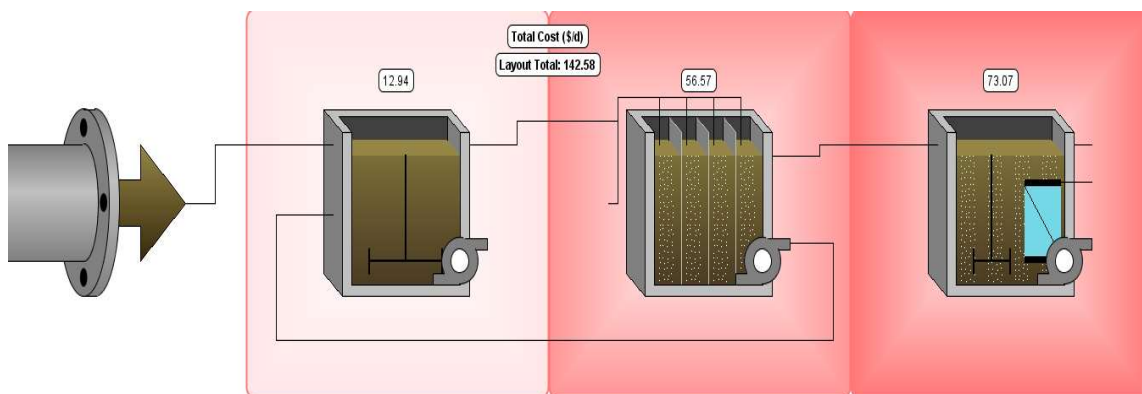


Figura 38. Costo energético del Modelo Actual Escenario 3

En la Figura 39 y Figura 40, se muestra de manera correspondiente el costo operacional y el costo de energía eléctrica del Modelo Actual Escenario 1, el cual

corresponde a la operación actual de la PTAR de la empresa IMMSA, de estas figuras se puede inferir que debido a la gran cantidad de MLVSS y MLSS presentes en los reactores aerobios, en especial al MBR, el costo de energía eléctrica debido a la aireación de los procesos fue hasta un 14.80% más costosa en este escenario que en el anterior.

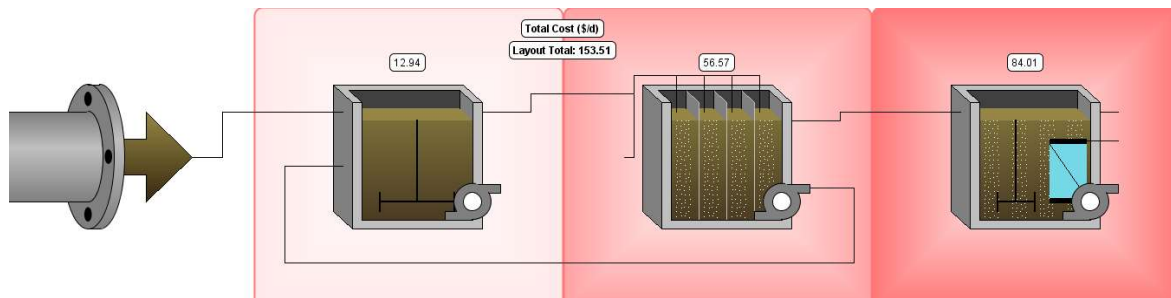


Figura 39. Costo operacional del Modelo Actual Escenario 1

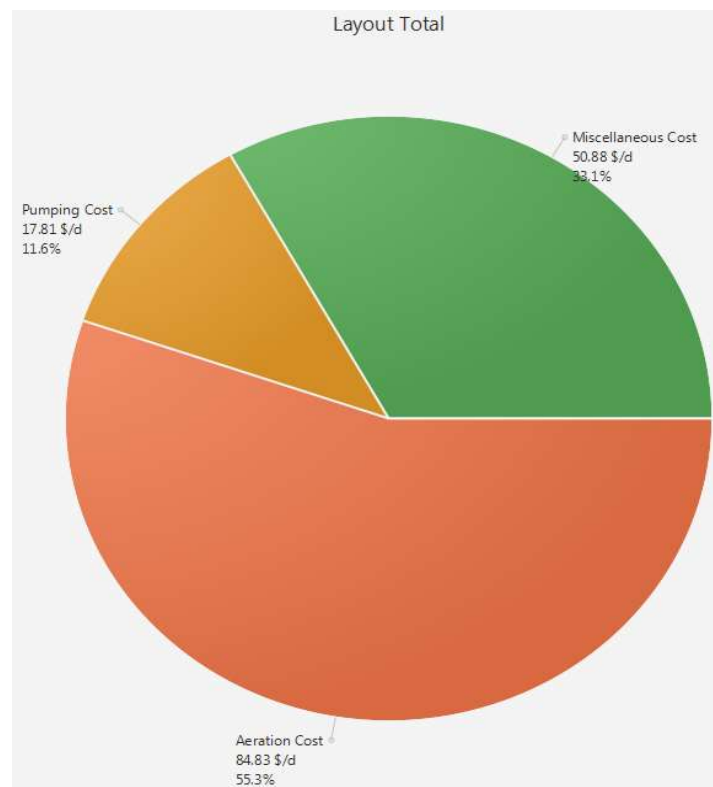


Figura 40. Costo energético del Modelo Actual Escenario 1

La Tabla 30 nos muestra un resumen del costo de cada modelo según su escenario, así como el proceso más caro para cada modelo.

Tabla 30. Relación de costos energéticos de los modelos según su escenario

Modelo	Costo \$/d				Proceso más caro / Costo	
	Aireación	Bombeo	Misceláneo	Total		
Alternativo Escenario 2	17.85	2.52	38.41	58.78	T. Aerobio	53.85 \$/d
Alternativo Escenario 1	17.85	2.52	51.34	71.71	T. Aerobio	53.85 \$/d
Alternativo Escenario 1	17.85	4.75	51.34	73.94	T. Aerobio	53.85 \$/d
Escenario 5	55.71	17.8	37.94	111.45	RFP	56.47 \$/d
Actual Escenario 4	58.04	17.8	50.88	126.72	MBR	57.22 \$/d
Actual Escenario 3	73.89	17.81	50.88	142.58	MBR	73.07 \$/d
Actual Escenario 1	84.83	17.81	50.88	153.52	MBR	84.01 \$/d

Como se puede observar el resultado más económico es aquel que contiene menor número de procesos que requieran aireación. Debido a que en el presente trabajo de tesis solo se propuso en un escenario el retirar el tanque anóxico y en otro el de sustituir el MBR por un sedimentador secundario, se tiene como variable común en los escenarios, la existencia de un tanque aerobio, por lo cual, los escenarios que no presenten un MBR, resultaran los más económicos y si además se complementa con la eliminación del tanque anóxico se tendrá un escenario más económico tal como se pudo observar con el Modelo del Escenario Alternativo 2.

Conclusiones

El uso de software de simulación como herramienta de apoyo para resolver los modelos matemáticos ASM, específicamente el ASM1, el cual fue modelado con el software GPS-X, resultó adecuado y además de servir de base para investigaciones futuras en cuanto al funcionamiento de la PTAR modelada, ha probado ser de gran utilidad para el modelado y la simulación de otras posibles PTAR de las cuales se requiera tener un modelo virtual que permita evaluar posibles comportamientos, ampliaciones y optimizaciones.

El modelo generado con la caracterización del agua residual que se tomó durante la campaña de muestreo, logró adaptarse al funcionamiento actual de la PTAR de la empresa IMMSA, a pesar de esto, fue necesaria la comparación de algunos resultados de la caracterización del agua residual de nuestra campaña con los resultados que la misma empresa obtiene en su laboratorio, solo para comprobar que las componentes del agua residual se encontraran dentro de rangos similares, debido a que esto resulto positivo, se continuo a realizar la calibración del modelo, el cual al ser calibrado arrojó resultados significativos al comparar el efluente simulado con el real.

Se logró realizar la simulación de un escenario el cual consiste en la sustitución del actual MBR por un sedimentador secundario. Es decir, se convirtió en un sistema de lodos activados convencional, con lo cual se logró la disminución del consumo energético del proceso de tratamiento del agua residual, esto fue posible debido a que se sustituyó el MBR del tratamiento, y este resulta ser de los procesos que más energía consumen. Este escenario mantuvo la misma calidad en el efluente final que el del proceso actual de la empresa IMMSA.

En cuanto a la disminución del volumen de lodos de desecho generados, se puede observar que el software simuló una disminución de estos una vez que calibramos el licor de lodo mezclado dentro de los reactores a valores recomendados por la

literatura (entre 1500 y 3000 mg/L para los MLSS en el reactor aerobio). Este valor bajo de 21 m³/d a 16 m³/d. Esto se puede comprobar debido que a menor cantidad de MLSS y MLVSS menor cantidad de lodo generado en la purga. De igual manera, este escenario mantuvo la misma calidad en el efluente final que el del proceso actual de la empresa IMMSA.

Para la simulación de un proceso alterno, se consideró como buena opción el proceso de lodos activados convencional, el resultado fue un modelo alterno más económico y con menor generación de lodos e inclusive si la PTAR contará con mayor espacio para un clarificador secundario, se podría igualar la calidad del efluente que se obtiene con el MBR, para este modelo alterno se logró un efluente ligeramente con mayor cantidad de sólidos suspendidos, pero sin sobrepasar el rango establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Para elegir cuál de todos los escenarios obtenidos es el más económico, se realizó un comparativa entre la energía que cada escenario consume, por lo cual el escenario con un proceso de lodos activados convencional, el cual además se le retiró el proceso anóxico y tuvo un efluente dentro de un rango dentro de la NOM-001-SEMARNAT-1996, se puede decir que es la alternativa de tratamiento más económica, al ser su proceso 36% más barato en comparación del sistema de tratamiento actual, esto se debe principalmente a que en este sistema no se necesita tanta aireación, 78.95% menos en comparación al funcionamiento actual y sin necesidad de cambio de membranas de ultrafiltración.

Referencias

- Abdel-Kader, A. M. (2012). Studying the efficiency of grey water treatment by using rotating biological contactors system. *Journal of King Saud University - Engineering Sciences*, 25(2), 89–95.
- Cesaro, a., Russo, L., & Belgiorno, V. (2015). Combined anaerobic/aerobic treatment of OFMSW: Performance evaluation using mass balances. *Chemical Engineering Journal*, 267, 16–24.
- Chapra, S.C., Canale R.P. (1987). *Métodos numéricos para ingenieros*. McGraw Hill
- Crites, R., Tchobanoglous, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*, Mc Graw Hill, Tomo 1
- Company, H. (2000). *Manual de Análisis de Agua*, (970), 1997–2000.
- Espinosa-Rodríguez, M. A., & Fall, C. (2015). Optimización de la producción de lodos en un sistema de lodos activados a través de la calibración del modelo ASM1. *Ingeniería, Investigación Y Tecnología*, 16(1), 93–104.
- Fall C., Loaiza J. (2007). Evaluación de un clarificador secundario en una planta de tratamiento de aguas residuales. *Ingenierías*. 10 (35), 13-19.
- Fall, C., Díaz-Delgado, C. (2006). Modelación matemática de plantas de tratamiento de lodos activados. *Revista técnica de medio ambiente RETEMA*, España, Vol. 110, 32-47.
- Gernaey, K. V., & Sin, G. (2013). *Wastewater Treatment Models*. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences.
- Henze M., Gujer W., Mino T. and Van Loosdrecht M.V. (2002). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IAWQ scientific and technical report N° 9, edited by IWA Task Group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment, IWA publishing, London, UK, 130 p.
- Henze, M.; Grady, C. P. L.; Gujer, W.; Marais, G. v. R.; and Matsuo T. (1987). "Activated Sludge Model 1". IAWPRC Sci. and Tech. Report N° 1, IAWPRC, London.

- Hulsbeek J.J.W., Roeleveld P.J. and Van Loosdrecht M.C.M. (2002). A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 45 (6), pp 127- 136.
- INEGI (2016). Cuéntame. México, D.F.: INEGI Recuperado de <http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/ambiente/residual.aspx?tema=T>
- Jetten, M. S. M., Wagner, M., Fuerst, J., Loosdrecht, M. Van, Kuenen, G., & Strous, M. (n.d.). Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (“anammox”) process, 283–288.
- Jimenez, B., Asano, T. (2008). *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*. London
- Kim, H. G., Jang, H. N., Kim, H. M., Lee, D. S., Eusebio, R. C., Kim, H. S., & Chung, T. H. (2010). Enhancing nutrient removal efficiency by changing the internal recycling ratio and position in a pilot-scale MBR process. *Desalination*, 262(1-3), 50–56.
- Langergraber, G., Rieger, L., Winkler, S., Alex, J., Wiese, J., Owerdieck, C., Maurer, M. (2004). A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 50(7), 131–138.
- Langergraber, G., Rieger, L., Winkler, S., Alex, J., Wiese, J., Owerdieck, C., Maurer, M. (2004). A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 50(7), 131–138.
- Loaiza J., Fall C. (2010). Modelación del proceso de lodos activados en la planta de tratamiento de aguas residuales noreste, Apodaca, N.L. *Ciencia UANL* 13(1), 46-54.
- Makinia, J., Rosenwinkel, K., & Spring, V. (2005). Long-term simulation of the activated sludge process at the Hanover-Gümmerwald pilot WWTP, 39, 1489–1502.

- Melin, T. (2009). Reclaim Water: Water Reclamation Technologies for Safe Artificial Groundwater Recharge. Publishable Final Activity Report. Aachen, Germany.
- Metcalf & Eddy, (2003). "Wastewater Engineering Treatment, Disposal & Reuse", Mc Graw Hill, 4ta Edición.
- Montiel, H. (2007). Software del modelo ASM1 en proceso de lodo activado. Revista de divulgación de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 13(25), 55-60.
- Muga, H., Mihelcic J. (2008). Sustainability of wastewater treatment technologies. Journal of Environmental Management 88, 437-447.
- Nasr, M. S., Moustafa, M. a E., Seif, H. a E., & El Kobrosy, G. (2011). Modelling and simulation of German BIOGEST/EL-AGAMY wastewater treatment plants - Egypt using GPS-X simulator. Alexandria Engineering Journal, 50(4), 351–357.
- Nasr, M. S., Moustafa, M. A. E., Seif, H. A. E., & El Kobrosy, G. (2011). Modelling and simulation of German BIOGEST/EL-AGAMY wastewater treatment plants - Egypt using GPS-X simulator. Alexandria Engineering Journal, 50(4), 351–357.
- Ng, A. N. L., & Kim, A. S. (2007). A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. Desalination, 212(1-3), 261–281.
- Radjenovi, J., Matosic, M., Mijatovic, I., Petrovic, M., Barceló, D. (2008). Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology, 37–101.
- Ramalho, R.S. (1983). Introduction to wastewater treatment processes, Laval University, Quebec, Canada, ISBN: 978-0-12-576560-2
- Real Academia Española. (2014). Diccionario de la lengua española (23.a ed.). Consultado en <http://www.rae.es/rae.html>
- Reichert P., (1998). AQUASIM 2.0 -Tutorial, computer program for the identification and simulation of aquatic systems, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), Switzerland.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L. and Vanrolleghem P.A. (2001). River Water Quality Model N° 1, IAWQ scientific and

- technical report N° 12, edited by IWA Task Group on River Water Quality Modelling, IWA publishing, London, UK, 136 p.
- Reichert P., Von Schulthess R. and Wild D. (1995). The use of AQUASIM for estimating parameter of activated sludge models, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 31 (2), pp 135-137.
- Rittman, Bruce E., McCarty, P. L. (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. McGraw-Hill.
- Shannon, R. (1997). *Simulación de sistemas*, Trillas, 1ª Edición.
- Sin, G., Van Hulle, S. W. H., De Pauw, D. J. W., Van Griensven, A., & Vanrolleghem, P. a. (2005). A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis. *Water Research*, 39(12), 2459–2474.
- Smets, I. Y., Haegebaert, J. V., Carrette, R., & Van Impe, J. F. (2003). Linearization of the activated sludge model ASM1 for fast and reliable predictions. *Water Research*, 37(8), 1831–1851.
- Sollfrank U. and Gujer W. (1991). Characterization of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 1057-1066.
- Task Group (2002). *Anaerobic Digestion Model N°1*, IAWQ scientific and technical report N° 13, edited by IWA Task Group on mathematical modelling of anaerobic digestion processes, IWA publishing, London, UK, 80 p.
- Valdez, C.E., Vazquez, A.B. (2003). *Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales*. Fundación ICA. ISBN 968-7508 05-4
- Van Loosdrecht M.C.M y Henze M. (1999). Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 39 (1), pp 107-117.
- van Loosdrecht, M. C. M., López-Vázquez, C. M., Meijer, S. C. F., Hooijmans, C. M., & Brdjanovic, D. (2015). Twenty-five years of ASM1: past, present and future of wastewater treatment modelling. *Journal of Hydroinformatics*, 17(5), 697–718.

- Vázquez-Mejía, G, Ortega-Aguilar, R. E., Esparza-Soto M., Fall C. (2013). Fraccionamiento de DQO del agua residual de Toluca por el protocolo. *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, 2, 21–35.
- Vitanza, R., Colussi, I., Cortesi, A., & Gallo, V. (2016). Implementing a respirometry-based model into BioWin software to simulate wastewater treatment plant operations. *Journal of Water Process Engineering*, 9, 267–275.
- Vyzamal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering* (73), 724–751.
- Wintgens, T., Rosen, J., Melin, T., Brepols, C., Drensla, K., & Engelhardt, N. (2003). Modelling of a membrane bioreactor system for municipal wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 216(1-2), 55–65.

ANEXOS

ANEXO 1. Diagrama Esquemático de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la empresa IMMSA.

