



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias en Energía Renovable

Estudio de la eficiencia energética en una planta de
tratamiento de aguas residuales comercial, en Mérida
Yucatán

Tesis que presenta

Neshly Arlette Rubalcava Llamas

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS EN ENERGÍA RENOVABLE

Mérida, Yucatán, Octubre de 2020

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada, número 2018-000068-02NACF-15094 para la realización de esta investigación.

Al Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY) y a la Unidad de Energía Renovable por permitirme el acceso a las instalaciones y laboratorios para realizar este proyecto de investigación. A SYTESA por permitirme el acceso, análisis y toma de muestra en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

A mi directora la Dra. Liliana Alzate Gaviria por su apoyo, dedicación en la dirección de este proyecto. A mi co-director el Dr. Rodrigo Valladares Linares por su apoyo, enseñanzas, correcciones, aportes y por compartir su conocimiento.

A mis asesores la Dra. Elda Isaura España y el Dr. Raúl Tapia Tussell y a mis revisores el Dr. Roger Méndez Novelo y Dr. Luis Felipe Barahona por sus comentarios, recomendaciones y sugerencias en esta investigación.

Al M. en C. Jorge Domínguez por su apoyo técnico y enseñanzas en el laboratorio, así como ayuda al facilitarme el uso de material y reactivos, para el cumplimiento de este proyecto.

Al Ing. Julián Cano por el acceso y facilitar el trabajo en la PTAR.

A Lic. Julia González Montilla por el apoyo administrativo.

A mis amigos de generación, Daniel Collins, Dora Espinoza y Cynthia Garza por su apoyo, enseñanzas y momentos vividos.

A mi familia y amigos que a pesar de la distancia siempre estuvieron apoyándome y motivándome a realizar este proyecto.

A mis compañeros de laboratorio Alejandro y Alonso por su apoyo y convivencia.

INDICE:

LISTADO DE TABLAS:	iii
LISTADO DE FIGURAS	iv
LISTADO DE ECUACIONES	v
Resumen	vi
Abstract	vii
INTRODUCCIÓN:	1
CAPÍTULO 1	3
ANTECEDENTES:	3
1.1 Aguas residuales	3
1.2 Plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs)	4
1.3 Tratamiento de agua residual en México	10
1.4 Biogás en una PTAR	12
1.5 Consumo energético de PTAR	14
1.6 Cálculo de la eficiencia energética	187
1.7 Modelado de PTARs	19
1.8 Simulador SIMBA (SIMulationsprogramm für die Biologische Abwasserreinigung)	222
1.9 Modelo <i>Benchmarking</i>	233
1.10 PTAR comercial seleccionada	24
I Hipótesis:	266
II Objetivo General:	266
III Objetivos específicos:	266
CAPÍTULO 2	277
METODOLOGÍA	277
2.1 Descripción del Proceso de tratamiento	27
2.2 Diagnóstico de la PTAR seleccionada	29
2.2.1 Pruebas de campo	29
2.2.2 Pruebas de analíticas	300
2.3 Producción de biogás a partir de DQO removida:	333
2.4 Consumo energético	344
2.5 Modelo <i>Benchmarking</i> :	355
2.6 Simulación de la PTAR	355
CAPITULO 3	3737
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	3737
3.1 Análisis de operación	3737
Coliformes Totales y Coliformes Fecales	411

3.2 Consumo energético y <i>Benchmarking</i>	433
3.3 Simulador	4646
3.4 Reducción de Gases de Efecto Invernadero	511
CONCLUSIONES	55
BIBLIOGRAFÍA	56

LISTADO DE TABLAS:

Tabla 1.1 Procesos de tratamiento de Aguas en México	111
Tabla 1.2 Procesos de Tratamiento de Aguas residuales de tipo Industriales en México	121
Tabla 1.3 % de Demanda energética del total de energía por país en tratamiento de agua residual	155
Tabla 1.4 Consumo energético en PTAR convencionales de México	1716
Tabla 1.5 Consumo energético de PTAR de distinta Población Equivalente.....	19
Tabla 2.1 Relación de Numero más Probable	3832
Tabla 3.1 Media de los análisis de operación de la PTAR.....	37
Tabla 3.2 Demanda Química de Oxígeno en PTARs comerciales.....	39
Tabla 3.3 Tiempos de Retención de Sólidos recomendados según la temperatura.....	41
Tabla 3.4 Producción de energía por biogás en PTARs de lodos activados.....	43
Tabla 3.5 Consumo energético teórico en la PTAR.....	44
Tabla 3.6 Consumo energético en la PTAR.....	44
Tabla 3.7 Registro energético en PTARs de bajo caudal.....	46
Tabla 3.8 Datos de caudal de entrada del simulador.....	47
Tabla 3.9 Comparación de OD en Reactores de PTAR y de Simulación.....	48
Tabla 3.10 Simulación del Efluente.....	48
Tabla 3.11 Simulación con SST/DQO.....	49
Tabla 3.12 Consumo energético propuesto en PTAR.....	50
Tabla 3.13 Benchmarking de varios países.....	50
Tabla 3.14 Alcances en GEI.....	51
Tabla 3.15 GEI en cadena de autoservicios.....	51
Tabla 3.16 Estimación de la reducción de GEI en PTAR.....	52

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1.1 Diagrama de flujo de planta de tratamiento de aguas convencional	10
Figura 1. Analisis de consumo energetico en PTARs.....	24
Figura 1.3 Consumo y reutilización de agua.....	26
Figura 2.1 Diagrama de PTAR comercial.....	27
Figura 2.2 Sistemas de tratamiento.....	28
Figura 2.3 Muestras de Agua Residual.....	30
Figura 2.4 Tubos Durham Con Medio Lauryl Tryptosa.....	32
Figura 2.5 Diagrama de Flujo de PTAR.....	36
Figura 2.6 Diagrama de Flujo del Modelo Propuesto de la PTAR.....	36
Figura 3.1 Remoción de DQO a través del tiempo	38
Figura 3.2 Remoción de Nitrógeno total.....	40
Figura 3.3 Proceso de Nitrificación y Desnitrificación.....	40
Figura 3.4 Porcentaje de energía por tratamiento.....	45
Figura 3.5 GEI emitidos en del año 2005 al 2016.....	52

LISTADO DE ECUACIONES

Ecuación 1 Sólidos Suspendidos Totales.....	35
Ecuación 2 Volumen de Metano.....	36
Ecuación 3 Masa neta del tejido celular al día.....	36
Ecuación 4 Volumen de gas.....	37
Ecuación 5 Producción de metano.....	38
Ecuación 6 Caudal másico.....	38
Ecuación 7 Energía en KJ.....	38
Ecuación 8 Valor Potencia.....	38
Ecuación 9 Consumo energético diario.....	38
Ecuación 10 kWatts.....	38
Ecuación 11 Consumo energético diario.....	38
Ecuación 12 Indicador de Consumo Energético (m^3)	39
Ecuación 13 Indicador de Consumo Energético (DQO_{rem}).....	39

RESUMEN

Es necesario realizar un consumo sustentable de agua y energía para mitigar los daños ambientales que las actividades antropogénicas generan. Uno de los sistemas de tratamiento de agua residual más utilizados es lodos activados (52% en México) debido a su eficiencia y rapidez. Sin embargo, tiene altos costos de operación, el 60-70% de estos costos se debe al consumo energético, que al provenir principalmente de fuentes no renovables de energía genera un impacto negativo al medio ambiente. El benchmarking permite realizar un análisis comparativo de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de similar magnitud con parámetros específicos y consumo energético, con el cual es posible encontrar fallas en el tratamiento o excesos de consumo energético. En este trabajo se realizó un estudio y simulación de eficiencia energética y mejora en el proceso de operación de una PTAR comercial en Mérida, Yucatán. Los resultados muestran que es posible reducir hasta el 40.1% del consumo energético total en la PTAR con ajustes, que adicionalmente lograrían mejorar la calidad del efluente en nitratos y nitritos con una reducción de 58.36 gN/m³ a 41.779 gN/m³.

ABSTRACT

Sustainable consumption of water and energy is necessary to mitigate the environmental damage generated by anthropogenic activities. One of the most used wastewater treatment systems is activated sludge (52% in Mexico) because of its efficiency and speed. However, it has high operating costs, 60-70% of these costs are due to energy consumption, which also generates a negative impact on the environment because it comes mainly from non-renewable energy sources. Benchmarking allows a comparative analysis of Wastewater Treatment Plants (WWTP) of similar magnitude with specific parameters and energy consumption, with which it is possible to find failures in the treatment or excess energy consumption. The objective of this project was to study and simulation of energy efficiency and improvement in the operation process of a commercial WWTP in Merida, Yucatan. The results show that it is possible to reduce up to 40.1% of the total energy consumption in the WWTP with adjustments, which additionally would achieve an improvement in the quality of the effluent in nitrates and nitrites with a reduction from 58.36 gN/m³ to 41,779 gN/m³.

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas generan residuos líquidos, contaminantes; por lo cual se han mejorado formas de tratamiento de aguas residuales, procurando reducir la contaminación de cuerpos de agua, para tener mayor disponibilidad del recurso hídrico para servicios como pesca, riego, recreación, entre otros [1].

El incremento poblacional favorece la sobreexplotación del recurso hídrico, por lo que es una prioridad ambiental el tratamiento de las aguas residuales, esta actividad consume energía, debido a lo cual es necesario incorporar tecnologías con un consumo energético eficiente, disminuyendo costos de operación, principalmente en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs), y así aumentar los sistemas de tratamiento de agua residual en el país [2].

En el año 2011 la Comisión Nacional de Agua (CONAGUA) creó “la Agenda del Agua 2030” donde se propone tratar todas las aguas residuales que se descargan a los ríos y cuerpos de agua, tanto superficiales como subterráneos [2]. Además está impulsando el Programa Federal de Saneamiento de Aguas Residuales (PROSANEAR) estructurado para fomentar la participación de los industriales en la realización de obras y acciones de saneamiento y dotación de infraestructura [3].

Al finalizar el año 2017 en México el registro de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales (PTARIs) en operación indicaba 3,025 instalaciones, con capacidad instalada total de 95.61 m³/s, y un caudal tratado de 83.7m³/s. Las PTARIs dividen sus sistemas de tratamiento en primario, secundario y terciario [3]. Los principales tipos de tratamiento de agua residual son: lodos activados; dual (anaerobio y filtro biológico); y lagunas de estabilización [4,5].

México presenta un rezago en cobertura de tratamiento de sus aguas residuales. Además de que las PTARIs no operan a su capacidad de diseño, a nivel nacional se utiliza el 87% de la infraestructura instalada. No se garantiza la recolección y el envío de las aguas residuales hasta las plantas de tratamiento, los colectores o drenajes presentan fracturas o se encuentran en proceso de rehabilitación [6,7].

La mayor parte de las PTARIs están diseñadas para cumplir con los requerimientos que marcan las normas oficiales mexicanas: NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997 que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas, dependiendo de su disposición final [8].

En el año 2017 en Yucatán el 3% del suministro de agua total fue para uso industrial (57 hm³/año). Se cuenta actualmente con 165 PTARIs con una capacidad instalada total de 0.404 m³/s y un caudal procesado de 0.365m³/s, que tratan el 20.19% del total de las aguas residuales industriales del estado de Yucatán [8,9,10].

Uno de los modelos comparativos para evaluar la eficiencia energética en una PTARI es el *Benchmarking*, el cual realiza un análisis de gastos energéticos tomando en cuenta los procesos de tratamiento realizados, tipo de agua tratada, condiciones ambientales de operación, entre otros. La mejor referencia para evaluar el consumo de energía es utilizar indicadores específicos (como kWh/m³ y kWh/kg_{DQOrem}), que al compararlos es posible encontrar fallas y puntos de mejora en un proceso de tratamiento de agua residual [10].

En el presente trabajo se pretende identificar el potencial de ahorro de energía eléctrica e incremento de la eficiencia del proceso en una PTARI (supermercado) ubicada en Mérida, Yucatán. La PTARI es de lodos activados con un tratamiento terciario de carbón activado.

CAPÍTULO 1 ANTECEDENTES

1.1 Aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales es necesario para la prevención de la contaminación ambiental y de cuerpos de agua, al igual que para la protección de la salud pública. Es por esto que en México existen 3 normas que regulan la calidad del agua residual. La NOM-001-SEMARNAT-1996, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. La NOM-002-SEMARNAT-1996, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado". Y la NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público [4,10].

Los límites máximos permisibles varían dependiendo del cuerpo de agua receptor o del uso a la que está destinada el agua, sin embargo las 3 Normas mexicanas los establecen para los siguientes parámetros: temperatura, grasas y aceites, materia flotante, Sólidos Suspendidos (SS), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Nitrógeno Total (NT), Fosforo Total (PT), arsénico total, cadmio total, cianuro total, cobre total, cromo hexavalente, mercurio total, níquel total, plomo total, zinc total, huevos de helmintos y coliformes fecales [8].

Las aguas residuales se pueden clasificar en: Domésticas, que provienen del uso cotidiano de casas habitación; Municipales, las que se utilizaron para servicios urbanos; Comerciales, las que fueron usadas en restaurantes, centros comerciales, etc.; Industriales, las que fueron usadas en proceso de producción; y Agrícolas, las sobrantes y que escurren después de ser utilizadas en cultivos [1].

Las aguas residuales en centros comerciales, las cuales pertenecen al sector industrial, tienen altos contenidos en grasas, detergentes y materia orgánica. Los indicadores de contaminación que presentan las aguas residuales industriales son: grasas y aceites, materia flotante, SS, SST, DBO₅, NT, PT, temperatura y pH. La materia orgánica normalmente es removida o estabilizada por tratamientos biológicos, mientras que la materia inorgánica requiere tratamientos avanzados para removerlos [13].

México divide las aguas residuales en dos tipos: municipales e industriales. Las primeras abarcan aguas residuales domésticas. Y las segundas abarcan aguas comerciales e industriales, cuyos contaminantes son específicos y por consiguiente deben de tratar sus aguas antes de descargarlas [14].

A nivel nacional el 62% de las aguas residuales industriales recibe tratamiento. El Programa Nacional Hídrico 2019-2024 (PNH), tiene como objetivo “la recuperación de la calidad del agua y preservación de la salud de los ecosistemas asociados”, esto mediante el incremento y adecuado tratamiento de aguas residuales, así como su posterior reutilización. A demás de la verificación para que las industrias construyan sus propias plantas de tratamiento [15].

1.2 Plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs)

Las PTARs, tienen como propósito final la remoción de partículas contaminantes solubles y no solubles, la separación y el tratamiento de la biomasa generada en el proceso biológico. El tratamiento es un sistema que incluye operaciones y procesos unitarios. En las aguas residuales comerciales el principal contaminante es la materia orgánica, por lo que comúnmente su tratamiento se divide en cuatro fases: Pre-tratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario (procesos biológicos) y tratamiento terciario [1,13].

Pre-tratamiento

Los procesos que se efectúan normalmente son el cribado y el rejado, tamizado, el desengrasado y el desarenado. Consiste en la eliminación de sólidos de gran tamaño con la finalidad de eliminar el riesgo de daño de equipos. Los materiales sólidos como cáscaras de fruta, harapos, palos, trozos de papel y madera pueden retirarse mediante rejas; los sólidos inorgánicos se remueven en canales desarenadores [12,13].

Rejado: Conjunto de barras metálicas de sección rectangular, colocadas paralelas y de separación uniforme entre ellas y situadas en posición transversal al caudal, de tal forma que el agua residual pasa a través de ellas quedando retenidos los sólidos en suspensión con un tamaño superior a la separación entre las barras [17].

Tamizado: Utiliza equipos para la eliminación de sólidos de gran tamaño. Consiste en una filtración a través de un soporte, haciendo pasar el agua residual a través de una placa perforada de aluminio con ranuras fresadas de 0.8 a 3 mm, o bien por una malla de acero inoxidable. Estos equipos tienen mayor capacidad de eliminación de sólidos en suspensión que las rejillas, pero su costo es superior debido a su menor capacidad de tratamiento. Se aconseja su empleo en el tratamiento de aguas industriales, tales como las procedentes de mataderos, cerveceras, industrias de fermentación y en general aquellas con alto contenido en sólidos en suspensión de tamaño de partícula próxima a 1 mm o superiores [18].

Desarenado: Operación unitaria que consiste en eliminar del agua residual las arenas y partículas inorgánicas sólidas (de tamaño superior a 200 micras) que producirían desgaste por abrasión en los equipos de la planta. Los equipos utilizados son los desarenadores que consisten en canales en los que por disminución de la velocidad del agua residual se produce una sedimentación diferencial o selectiva de todas aquellas partículas de densidad elevada. Dicha velocidad es a su vez lo suficientemente alta, que impide la deposición de materia orgánica que hay en suspensión. Estos equipos se instalan en todas las plantas depuradoras urbanas [19].

En centros comerciales uno de los pretratamientos más usados son las trampas de grasa con líneas de conductos dedicadas aguas abajo para drenar el agua de restaurantes, cafeterías, áreas de comida rápida, etc. Consiste en tanques donde las aguas residuales cargadas con grasas, detergentes y otras materias orgánicas, descansan durante un tiempo (según los cálculos de sus dimensiones) para permitir que estos elementos de baja densidad salgan a la superficie y queden atrapados en el tanque; mientras tanto, las aguas de la capa inferior se drenan fuera del tanque [20].

Tratamiento primario

El tratamiento emplea operaciones físicas entre las cuales se incluye la eliminación de arenas, la filtración, el molido, la floculación (agregación de los sólidos) y la sedimentación. Su objetivo es la eliminación de sólidos de menor tamaño que no fueron retenidos en el pretratamiento para proteger a los procesos posteriores (oxidación biológica) de la deposición de sólidos inertes [13].

Sedimentación primaria: Es el proceso más utilizado [1]. Elimina los sólidos en suspensión por diferencia de densidad, de manera que las partículas más pesadas que el agua son separadas por la acción exclusiva de la gravedad. El proceso se basa en una disminución de la velocidad del líquido, de tal forma que permita que la materia sedimentable se deposite en el fondo del equipo. Se obtiene un líquido claro sobrenadante en la superficie, y unos sólidos en el fondo [17].

Coagulación-Floculación: Es el proceso que permite separar los sólidos en suspensión de tamaño muy pequeño, coloides y/o grasas y aceites emulsionados o finamente divididos, que no han sido separados en otros procesos. La pequeña dimensión de las partículas coloidales presentes en el agua residual, así como la existencia de cargas negativas repartidas en su superficie, proporcionan una gran estabilidad a las suspensiones coloidales. Para romper estas suspensiones y producir la aglomeración de partículas, se recurre al tratamiento de coagulación-floculación. Son dos procesos claramente diferenciados [21].

Coagulación: Es el fenómeno de desestabilización de las partículas coloidales, que puede conseguirse especialmente a través de la neutralización de sus cargas eléctricas con la adición de un coagulante (reactivo químico). Es fundamental en este proceso conseguir una distribución rápida y homogénea del coagulante (agitación fuerte), para aumentar las oportunidades de contacto entre las partículas y el reactivo químico [22].

Floculación: Es la agrupación de las partículas descargadas, al ponerse en contacto unas con otras. Esta agrupación es favorecida por algunos productos químicos llamados floculantes. Los flóculos son retenidos en una fase posterior del tratamiento (decantación o flotación). En esta etapa es necesario una agitación también homogénea y muy lenta, con objeto de no romper los flóculos que se forman [21].

Tratamiento secundario

Utiliza fenómenos biológicos, que implica la oxidación de la materia orgánica de las aguas residuales. Tiene como función degradar la materia disuelta, coloidal o sedimentable en flóculos biológicos o biopelículas. Estos procesos pueden ser aerobios, anaerobios o facultativos, dependiendo de las exigencias de oxígeno [16]. Estos procesos de tratamiento

de aguas residuales consisten en fomentar el desarrollo de microorganismos (principalmente bacterias heterótrofas) que, realizando sus funciones metabólicas, forman flóculos que retienen la contaminación orgánica, alimentándose de ella, para posteriormente sedimentar [23].

Entre los procesos biológicos existentes, destacan como los más utilizados: lodos activados (para tratamiento de aguas con microorganismos no inmovilizados), filtros percoladores (para tratamiento de aguas con microorganismos inmovilizados), tecnologías blandas (para tratamiento de aguas con bajo coste) y digestión anaerobia (para tratamiento de lodos en ausencia de oxígeno) [24].

Lodos activados: consiste en tanques de aireación donde la materia orgánica es sometida a un proceso de oxidación obteniendo como producto dióxido de carbono y agua, donde al mismo tiempo se genera biomasa. Los microorganismos que se encuentren en el "lodo" forman un consorcio de microorganismos aerobios en agua, con un valores de oxígeno disuelto en el reactor entre 0.2-2g/L [17,23]. La función principal de los sistemas de lodos activados es transformar la materia orgánica en sólidos sedimentables que posteriormente se puedan separar de una manera fácil [7,25].

Posteriormente el agua pasa a tanques de sedimentación secundaria en donde los lodos activados se asientan por su propio peso y el agua pasa a la siguiente etapa. Los biosólidos son recirculados a los tanques de aireación con el fin de mantener la biomasa adecuada en el sistema, en una proporción recomendada de 300 mL de lodo por 1,000 mL de agua [26]; y el excedente pasa a un digester de lodos, en el cual son estabilizados y deshidratados para cumplir los parámetros de NOM-004-SEMARNAT-1994 [1,12].

Filtros percoladores: consisten en hacer caer el agua residual a tratar (previamente decantada), en forma de lluvia sobre una masa de material de gran superficie específica que sirve de soporte a los microorganismos, los cuales forman en la misma una biopelícula, la cual puede tener un espesor total comprendido entre 0.1 y 2.0 mm, formando una subcapa aerobia y una anaerobia. La materia orgánica y coloidal se separa por procesos de oxidación aerobia, biosorción, coagulación, y descomposición anaerobia. Los filtros están provistos de drenajes en la parte inferior, para recoger el agua tratada y favorecer la aireación [27].

Los tratamientos o tecnologías blandas son principalmente: Lagunas, contactores biológicos rotativos (C.B.R.), lechos de turba y filtros verdes [23]:

- Lagunas: Estructuras de tierra abiertas al aire y al sol, en las cuales, microorganismos llevan a cabo la biodegradación de materia orgánica, aprovechando así los mecanismos de autodepuración. Son estructuras sencillas constituidas por estanques con profundidades que oscilan entre 1 y 4 m, están rodeadas con taludes de tierra con mampostería, que generalmente tienen forma rectangular o cuadrada y constituyen el método de tratamiento de aguas residuales más sencillo. Las lagunas pueden ser de tres tipos: aireadas, facultativas y anaerobias [28].
- Contactores biológicos rotativos (C.B.R.) o biodiscos: Presentan cierta similitud con los lechos bacterianos, pero en este caso, los microorganismos crecen sobre la superficie de unos discos rotativos. Los discos giran lentamente (1-4 rpm), manteniendo un 40 % de su superficie sumergida, están separados unos de otros entre 20-25 mm. Sobre el soporte se desarrolla gradualmente una biopelícula, que emplea como sustrato para su metabolismo la materia orgánica soluble presente en el agua residual. Cuando la superficie del disco se encuentra en contacto con el aire, la biomasa adherida al disco toma el oxígeno necesario para que durante el período de inmersión se produzca la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual [29].
- Lecho de Turba: El agua se filtra a través de este lecho de turba durante un periodo de 10 días aproximadamente, posteriormente se procede a la retirada de la costra que se ha formado en la superficie. Después se deja un periodo de recuperación de 20 días antes de volver a iniciar el ciclo de aplicación. La turba es un tipo de humus (materia orgánica parcialmente degradada de origen vegetal) que se forma en condiciones anaerobias propias de los medios saturados con agua [17].
- Filtros Verdes: Consiste en aplicar el agua residual a un terreno para conseguir su depuración por la acción conjunta del suelo, microorganismos y plantas; mediante una triple acción física, química y biológica [23].

Tratamiento terciario

Consiste en operaciones complementarias que eliminan la materia en suspensión y reducen contaminantes que no se eliminaron en las etapas anteriores, así como los microorganismos patógenos presentes en el agua residual. Esta es una etapa de desinfección, aunque puede incluir una operación avanzada que permite la eliminación de nutrientes [13].

Desinfección: Proceso mediante el cual se elimina los patógenos de un agua residual. No debe confundirse con la esterilización, que consiste en la eliminación total de todos los microorganismos. La eficacia de una correcta desinfección depende de: tipo y concentración de los microorganismos a destruir, tipo y concentración del desinfectante, tiempo de contacto entre agua y agente desinfectante, características físicas y químicas del agua a tratar. Los desinfectantes pueden ser de dos tipos: físicos (calor, luz solar y luz ultravioleta) y químicos (ozono y cloro y sus derivados) [17,30]. La operación más común, aunque no la más eficiente, es la cloración, debido a su largo historial como desinfectante, sin embargo reacciona con la materia orgánica formando compuestos organoclorados, los cuales produce diversos efectos medio ambientales, provocando problemas de salud, tales como cáncer testicular y de mama, afecciones en la reproducción, alteraciones genéticas, malformaciones congénitas y efectos neurológicos entre otros [30].

Adsorción: El proceso de adsorción se basa en la retención sobre la superficie de un sólido de las moléculas en disolución, por acción de fuerzas químicas o físicas. Las moléculas absorbidas reciben el nombre de "adsorbato" y el material que las retiene "adsorbente". Los equipos utilizados son los "adsorbedores", que adoptan la disposición en columnas de relleno. Sólo se aplica para eliminar color, olor y sabor, así como restos de materia orgánica del tratamiento biológico [31].

Osmosis Inversa: Tratamiento específico, de aplicación a casos muy concretos, de costes elevados, hace que no se utilice demasiado en el campo de aguas residuales. Sólo se aplica en aquellos casos en que es necesario recuperar y revalorizar ciertos compuestos: Concentración de metales de aclarados procedentes de baños de galvanización (niquelado, cobreado, cadmiado, latonado), recuperación de nitrato amónico (de abonos nitrogenados), procesos farmacéuticos [17].

La **Figura 1.1** presenta un diagrama de flujo de uno de los sistemas de tratamiento de aguas residuales más utilizados, el convencional, que cuenta con un sistema de lodos activados con tanque de aireación [13].

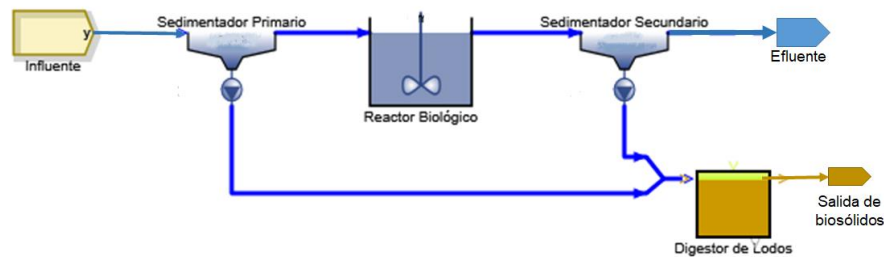


Figura 1.1 Diagrama de flujo más común de PTARs convencionales [23].

1.3 Tratamiento de agua residual en México

En México en el año 2015 se trató el 57.0% (120.9 m³/s) del agua residual recolectada a través de los sistemas de alcantarillado. [32]. Durante el año 2016, había 2,536 plantas en operación a lo largo del país y se trataron 123.6 m³/s, es decir el 58.3% de los 212.0 m³/s recolectados a través de los sistemas de alcantarillado [33].

Para el año 2017 se generó un volumen de aguas residuales municipales de 7.41 miles de hm³/año (234.9 m³/s), de las cuales se recolectaron en alcantarillado 6.79 miles de hm³/año (215.2 m³/s) y se trataron 4.28 miles de hm³/año (135.6 m³/s) en 2526 PTARs. En cuanto a la carga de contaminante se generaron 2 millones de toneladas de DBO₅ de las cuales se recolectaron en alcantarillado 1.83 millones de toneladas de DBO₅ y se removieron en los sistemas de tratamiento 0.92 millones de toneladas de DBO₅ [6].

Los procesos de tratamiento de aguas residuales municipales son variados. **La Tabla 1.1** detalla los tipos de tratamiento que se tenían en el país en el año 2018. En México hay 745 PTARs de lodos activados, que son el 29.5% total de las plantas en operación y tratan el 52.9% del caudal total a nivel nacional [5,10].

Tabla 1.1 Procesos de tratamiento de Aguas en México

Proceso	Plantas	Caudal tratado
	No.	m³/s
Primario	24	4.590
Biológico	30	0.730
Anaerobio + filtro biológico	22	23.307
Filtros biológicos	39	5.265
Fosa séptica + filtro biológico	39	0.043
Fosa séptica + Humedal	113	0.211
Humedal	211	2.427
Lagunas aireadas	30	7.083
Lagunas de estabilización	766	14.099
Lodos activados	745	71.720
Aerobio	17	1.841
Anaerobio	100	0.658
Reactor anaerobio de flujo ascendente + filtro biológico	63	528.2
Reactor anaerobio de flujo ascendente + humedal	34	0.352
Sedimentación + humedal	21	0.40
Otro	272	2.707
Total	2,526	135.580

Modificado de CONAGUA [4].

En el año 2016, la industria trató 75.9 m³/s de aguas residuales, en 3,041 plantas en operación a escala nacional. En el año 2017, la industria trató 83.7 m³/s de aguas residuales, en 3,025 plantas en operación a escala nacional [33].

El volumen de aguas residuales no municipales generado fue de 6.88 miles de hm³/año (218.1 m³/s) y se trataron 2.64 miles de hm³/año (83.7 m³/s). En cuanto a la carga contaminante se generaron 10.32 millones de toneladas de DBO₅ al año y se removieron en los sistemas de tratamiento 1.75 millones de toneladas de DBO₅ al año [6].

Los procesos de tratamiento de aguas residuales industriales se reportan ante CONAGUA solamente por el tipo de tratamiento que realiza, es decir, primario, secundario o terciario los cuales se observan en la **Tabla 1.2** [5,10].

Tabla 1.2 Procesos de Tratamiento de Aguas residuales de tipo Industriales en México.

Tratamiento	Proceso	Plantas	Caudal tratado (m ³ /s)
Primario	Ajustar el pH y remover materiales orgánicos y/o inorgánicos en suspensión con tamaño igual	951	23.60
Secundario	Remover materiales orgánicos coloidales y disueltos	1,833	55.08
Terciario	Remover materiales disueltos que incluyen gases, sustancias orgánicas naturales y sintética	91	2.82
No especificado		150	2.18
Total		3,025	83.69

Modificado de CONAGUA [4].

Conagua estima que en el 2016 se reusaban directamente (antes de su descarga) 28.5 m³/s e indirectamente (después de su descarga a un cuerpo receptor) 78.9 m³/s. Algunas ventajas del reúso son su menor costo, disminuye presiones sobre las fuentes y satisface demandas que no exigen calidad potable [6].

1.4 Biogás en una PTAR

La aplicación de procesos anaerobios para el manejo y aprovechamiento de las aguas residuales y los lodos resultantes de su tratamiento es importante debido a la producción de metano (biogás) que aunado al limitado requerimiento de energía del proceso, lo convierte en un productor neto de energía renovable [34].

El biogás es una mezcla gaseosa, principalmente de metano y dióxido de carbono, su composición varía dependiendo del sustrato biodegradado en la digestión anaerobia. La generación del biogás comprende tres etapas a saber [7]:

- Hidrólisis: Las macromoléculas o biopolímeros se hidrolizan a compuestos más simples; las bacterias hidrolíticas excretan enzimas que efectúan la conversión de los biopolímeros a sus monómeros [7].
- Acidogénesis, donde los compuestos orgánicos solubles son convertidos a ácidos orgánicos; y Acetogénesis en la que se produce ácido acético a través de la

oxidación de ácidos grasos de cadena corta o alcoholes, usando hidrógeno como donador de electrones para la reacción [7].

- Metanogénesis: El gas metano es producido a partir de ácido acético y/o de la reacción entre las moléculas de hidrógeno y dióxido de carbono [7].

El biogás producido por la transformación de los lodos tiene un potencial energético de 4.85 kWh/m³, sin embargo en pocas ocasiones es aprovechado ya que además de metano (60-70% de la composición final) contiene dióxido de carbono (30%), y en menores cantidades sulfuro de hidrógeno, vapor de agua, siloxanos, halógenos, nitrógeno, mercaptanos y algunos compuestos volátiles que deben ser removidos antes de ser aprovechado, a lo que se le conoce como purificación de biogás [7,35].

El biogás es inflamable, con un Poder Calorífico Inferior (PCI) de 6.0 kWh/Nm³ o 21.5 MJ/Nm³ en condiciones normalizadas de temperatura y presión, 0 °C y 1 atm [36]. Por lo que puede ser aprovechado para generar energía eléctrica o calorífica, y así suplir la demanda energética de hasta un 70 % de la PTAR [34].

En PTAR aeróbicas es necesario realizar una estabilización de los lodos generados durante el tratamiento secundario, reduciendo de un 30 a 80% el volumen [37]. Si el tratamiento se realiza en condiciones anaerobias, es posible instalar un sistema de captura de biogás para generación de energía calorífica y eléctrica, logrando cubrir hasta el 70% de la demanda energética del sistema de tratamiento de aguas residuales [36,38].

La eficiencia de un digestor anaerobio depende de características como la composición del sustrato, el tamaño de partícula, la temperatura a la que se lleva a cabo el proceso y del tiempo de retención hidráulica [36]. La mayoría de los digestores anaerobios operan a temperaturas entre 34 y 37°C, es decir, en intervalo mesofílico, el más utilizado. Pocos digestores operan en termofilia, de 52 a 60°C, a pesar de las ventajas de un digestor termofílico, para conseguir una mayor velocidad del proceso y a la vez un aumento en la eliminación de organismos patógenos, este suele ser más inestable a cualquier cambio de las condiciones de operación y presenta además mayores problemas de inhibición del proceso por la mayor toxicidad de determinados compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal o los ácidos grasos de cadena larga [39].

Hasta el año 2015, en México, se tenían en operación 17 plantas de tratamiento de aguas residuales con un proceso de estabilización anaerobia de lodos residuales, 7 de estas con la infraestructura necesaria para la limpieza y uso del biogás en generación de energía eléctrica. La planta de tratamiento de aguas residuales “Atotonilco” en Atotonilco de Tula, Hidalgo, cuenta con una central combinada de recuperación de calor y producción de electricidad, formada por 12 motores generadores alimentados por biogás, con una capacidad de 2.717 MW cada uno. La estación central tiene una capacidad total de 32.604 MW, con una producción anual estimada en 200.586 GWh de energía eléctrica, lo cual logra disminuir hasta en un 60% el consumo de energía eléctrica proveniente de la red, equivalente a una reducción de un promedio de 400,000 toneladas de CO₂e equivalentes anuales [7,40], siendo esta PTAR el mejor ejemplo de sustentabilidad energética en el tratamiento de aguas residuales de México.

1.5 Consumo energético de PTAR

Para lograr la sustentabilidad en una PTAR se requieren decisiones políticas, recursos financieros, y principalmente personal técnico capacitado en las etapas de selección del proceso y su diseño, así como de su operación y mantenimiento [41].

La instalación de una PTAR tiene impactos ambientales negativos, durante el tratamiento biológico, se generan gases de efecto invernadero: CO₂, NO_x, CH₄; además de los residuos sólidos ricos en materia orgánica. Su inadecuado tratamiento, manejo y disposición generan problemas atmosféricos y costos significativos [42]. Sin embargo el costo beneficio ambiental de un sistema de tratamiento de agua residual es mayor debido a que reduce el impacto negativo que tienen las actividades antropogénicas en la hidrósfera [43].

El uso de fuentes de energía renovable en una PTAR reduce costos operativos (del 13 al 40%) [44]. Entre las energías renovables existentes, el uso de sistemas fotovoltaicos (PV) para la producción de energía eléctrica ha sido una de las más difundidas, debido a su capacidad de convertir la luz solar en electricidad, es libre de contaminantes durante la etapa de producción, lo que ayuda a disminuir los problemas del calentamiento global. En México se tienen 11 PTARs con instalación de Paneles Fotovoltaicos, con una capacidad instalada total de 2.93 MWh, disminuyendo consumos de energía entre 15 y 100%, 6 de

estas PTARs se encuentran en Mérida, Yucatán donde en conjunto tienen capacidad instalada para generar 0.94 MWh, representando el 32% del total [45,46,47].

Se estima que la energía utilizada para el suministro y saneamiento de agua a nivel mundial es más del 2% del total de la energía eléctrica consumida (22,964 TWh). La Tabla 3 presenta el porcentaje de la energía que se consume en el tratamiento de las aguas residuales en distintos países [4,7,18]. En Europa se estima un consumo energético para saneamiento de 15.021 TWh/año, lo cual equivale al 1% de la energía total utilizada en este continente [48].

En México el consumo energético del sector público (incluye alumbrado público, bombeo de agua potable y tratamiento de aguas residuales) utiliza 8.03 TWh lo cual equivale al 5.39% del total de la energía consumida a nivel nacional [49].

Tabla 1.3 % de Demanda energética del total de energía por país en tratamiento de agua residual.

País	Total de consumo energético (TWh)	% de la energía utilizada para tratamiento de aguas residual
Alemania	529	0.7
Italia	303	1
Corea del Sur	507	0.5
Estados Unidos	3,971	0.6
China	6,167	0.35

Modificado de Solares et al. y ENERDATA [5,50]

El consumo energético en el tratamiento de agua depende de múltiples factores como la cantidad de agua a tratar, los niveles de contaminación del influente, tipos de tratamientos realizados, edad de la planta, la cantidad de materia orgánica que debe ser removida, entre otros. Normalmente los costos energéticos representan del 15 al 40% de los costos de operación a través de su vida útil en una PTAR (25 años) [4,18]

Las PTARs más comunes diseñadas para tratamiento de aguas residuales domésticas o comerciales usan lodos activados como tratamiento secundario. En estos casos la aireación consume aproximadamente el 60% de la energía total de operación, la sedimentación secundaria incluyendo la recirculación de los lodos un 15% y el tratamiento de los lodos el

25%, por lo que es necesario mejorar la eficiencia del gasto energético del tratamiento secundario [2].

Al mejorar el tratamiento primario se ha demostrado que se puede reducir la demanda energética. Un ejemplo de esto es el uso de tamices de malla fina lo que da la posibilidad de separar hasta un 50% de sólidos suspendidos, disminuyendo el tratamiento secundario, el cual tiene mayor costo de operación, los sólidos separados pueden ser utilizados para la generación y aprovechamiento del biogás [51].

El proceso de aireación es el que tiene un mayor requerimiento energético en una PTAR. Para realizar un consumo energético eficiente es necesario que la intensidad de la aireación coincida con los requerimientos necesarios para el efluente a tratar; esto se logra con los balances de materia previos al diseño ingenieril de la PTAR, calculando la cantidad del oxígeno necesario para que ocurra la bioconversión de la materia orgánica en masa celular y compuestos oxidados. El controlar la concentración de amonio en el influente puede disminuir el requerimiento de oxígeno desde un 5 a un 25% realizando procesos de respiración aerobia y anóxica [23,26].

Las PTARs generan una gran cantidad de biosólidos, los cuales deben de cumplir con la norma oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, que indica las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes que deben tener para su aprovechamiento y disposición final. La estabilización anaerobia de los lodos es un proceso que tiene ventajas como: producción de biogás (para su utilización en el calentamiento, generación de electricidad o como gas combustible), reduce la cantidad de sólidos totales para la disposición final, y reduce los fuertes olores [7,35].

El aprovechamiento de los lodos es una oportunidad para disminuir costos de operación en una PTAR. Se considera que el proceso de lodos activados aerobio con estabilización aerobia de los lodos residuales, consume 0.58 kWh/m^3 de agua tratada; mientras que el mismo proceso pero con estabilización anaerobia consume 0.48 kWh/m^3 de agua tratada [24,25,53].

El tamaño de la PTAR y las tecnologías utilizadas están relacionadas con el consumo de energía. La misma tecnología puede tener diferentes consumos energéticos dependiendo

de la configuración y del ambiente donde se encuentra ubicada la PTAR. El tratamiento de agua residual convencional (lodos activados) requiere a nivel mundial entre 0.3 y 0.7 kWh/m³; en México está entre 0.17 y 0.87 kWh/m³. En la **Tabla 4** se muestra el consumo energético de algunas PTARs de México en el año 2015 [3,4].

Tabla 1.4 Consumo energético en PTAR convencionales de México.

PTAR	ESTADO	MODALIDAD	CAUDAL (m ³ /Año)	CONSUMO ENERGÉTICO	
				(kWh/año)	(kWh/m ³)
Aguascalientes	Aguascalientes	Dual: Fp +conv	30,022,272	8,233,672	0.2742
Presa del cedazo	Aguascalientes	Conv	3,405,888	629,480	0.1848
Pabellón de Arteaga	Aguascalientes	Conv	3,311,280	1,260,077	0.3805
Rincón de romos	Aguascalientes	Conv	2,869,776	1,260,077	0.4390
Lechería	México	Conv	2,585,952	2,254,000	0.8716
Toluca norte	México	Dual: Fp+ Conv	32,576,688	6,350,148	0.1949
Los Itzicuaros	Michoacán	Conv	2,522,880	1,904,753	0.7549
Aimsu	Nuevo León	Conv	7,568,640	5,142,518	0.6794
Norte	Quintana Roo	Dual: Fp+ Conv	9,113,904	3,861,417	0.4236
Caribe 2000	Quintana Roo	PAv+ Conv	5,392,656	2,363,819	0.4383
Norponiente Laredo	Tamaulipas	Conv	1,955,232	946,260	0.4839
PTAR II	Veracruz	Conv	6,149,520	1,091,232	0.1774
Osiris	Zacatecas	Conv	14,821,920	3,092,250	0.2086

Modificado de Morales et al. [7]

FP: Filtro percolador Proceso

Conv: Convencional (lodos activados)

SP: Sedimentación Primaria

PAv: Primario Avanzado

1.6 Cálculo de la eficiencia energética

Para la mejora energética de una PTAR se requieren estudios de monitoreo, auditoria y evaluación de los equipos y maquinaria, así como análisis de la calidad del influente y del efluente. Se pueden efectuar actividades como la reducción de picos de demanda o la mejora de las operaciones de los procesos o equipos utilizando Indicadores de Consumo Energético (ICE) para un aprovechamiento más eficiente de la energía [54,55].

Una auditoria energética es una herramienta de análisis sistemático del consumo energético en las instalaciones. A través de resultados de carácter cualitativo busca una mejora continua en la eficiencia de producción, se puede planificar y organizar una estrategia de gestión energética y unos programas de reducción del consumo energético [56]. Una auditoria encuentra oportunidades de ahorro. Al implementar sistemas de automatización se puede tener un ahorro entre el 5 a 15%; y al mantener un control y supervisión de los equipos de entre 2 a 8% [56].

Una auditoria energética cuenta con tres etapas: 1) Valoración: análisis de la instalación determinando su sector, ubicación y entorno, así como sus suministros energéticos; 2) Elaboración: inventario de la instalación (equipos, ocupación, horarios de uso), realización de mediciones (parámetros de tensión, potencia, energía activa y reactiva), análisis de datos, elaboración del balance energético en función de las fuentes de energía primarias y sus usos, evaluación de desviaciones y propuestas de mejora energética; 3) Informe técnico y económico: incluye medidas de mejora para conseguir la optimización de la demanda energética, teniendo en cuenta el consumo energético actual y el consumo previsto, ahorros energéticos y económicos, inversión, periodo de retorno [56].

En PTARs el Indicador de Consumo Energético más utilizado es la unidad de energía eléctrica sobre volumen tratado (kWh/m^3). Sin embargo también se puede reportar el consumo energético utilizando la DQO removida ($\text{kWh/kgDQO}_{\text{Rem}}$); y utilizando la población equivalente (que es la población estimada que aporta un volumen determinado de un parámetro específico de residuos, la cual nos da una referencia de la cantidad de contaminantes removidos durante el tratamiento) (kWh/PE) [44]. El consumo energético total debe ser proporcional al flujo de entrada de contaminantes. Depende también del tamaño, del diseño y de las condiciones atmosféricas en las que trabaja la PTAR. En la

Tabla 1.5 se muestra una comparación en el consumo energético de algunas etapas de tratamiento en plantas de distinta capacidad medida como Población Equivalente (PE) tomando en cuenta el caudal tratado, y la carga de contaminantes removida, expresada como DQO, NT, Amoniacaco (NH_4) y Fosforo Total (PT) [18,29].

Tabla 1.5 Consumo energético de PTAR de distinta Población Equivalente.

	PE < 2,000	2,000 < PE < 10,000	10,000 < PE < 50,000	50,000 < PE < 100,000
kWh/m ³	0.32	0.05	0.07	0.05
kWh/kgDQO _{Rem}	1.15	0.47	0.54	0.82
kWh/kgNT _{Rem}	22.1	6.53	6.21	8.3
kWh/kgNH _{4rem}	17.68	5.25	4.96	6.62
kWh/kgPT _{Rem}	28.6	7.46	7.83	12.12

Modificado de Solares et al. [57]

1.7 Modelado de PTARs

Para evaluar el funcionamiento de una PTAR es necesario detallar los mecanismos con los que se trabaja, describir los procesos hidráulicos, químicos y biológicos para el saneamiento. Usando las diferentes herramientas, como modelos matemáticos y análisis dinámicos podemos identificar donde se encuentran déficits en el proceso y así poder hacerlos más eficientes [3,7].

La modelación dinámica 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 carga y del caudal del influente. El modelo se utiliza para fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, probar cambios en la operación, evaluación de las prácticas actuales, optimización de operación y gastos. Reduce las necesidades de estudio piloto, el tiempo y la inversión que se requiere para esto, realizando primero los estudios por modelación y sólo probar en escala piloto algunas de las soluciones identificadas. Puede optimizar la configuración y el funcionamiento de una planta de tratamiento, así como prever capacidad e impactos de modificaciones proyectadas [19,58].

En tratamiento de aguas residuales, los modelos se expresan a través de balances de masas que toman en cuenta la cinética de reacción de los procesos, la hidrodinámica y el transporte de materia a través de los límites del sistema. Los procesos de transporte son características específicas a cada sistema: configuración del reactor, distribución del

influyente, mezcla, dispersión, recirculación, extracción de lodo. Los procesos de transformación, ocasionan cambios en la estructura y nivel de los componentes químicos con una velocidad que depende del ambiente local del proceso [19,59].

Los procesos individuales que forman el modelo son relacionados a través de ecuaciones de leyes de conservación de masas (balances), las cuales se deben resolver, para poder describir los cambios en el estado del sistema a través de las variables de estado (concentraciones de biomasa, oxígeno, DQO, nitrógeno, por ejemplo). La escritura de balances de masas de un modelo resulta en un sistema de ecuaciones diferenciales totales y o parciales y de ecuaciones algebraicas. Su resolución se facilita con ayuda de programas o softwares [60].

En 1982, la IAWPRC (International Association of Water Pollution, Research and Control) formó un grupo de trabajo internacional encargado del desarrollo de la modelación dinámica de las plantas de tratamiento, cuyo objetivo era crear una plataforma común de consenso y proponer un modelo inicial simple. Después de analizar los modelos existentes, se llegó a concluir que los modelos con una amplia difusión y utilización, fueron los más simples con régimen estacionario y mezcla completa para los reactores [59,61].

El primer modelo fue ASM1, que describe la degradación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un proceso de lodos activados. Logró la estandarización de los símbolos, debido a su presentación sistemática que facilita el entendimiento a través de una matriz, propone el uso de valores de “default” de los parámetros del modelo, emplea el uso de la DQO y su fraccionamiento para caracterizar las aguas residuales y lodos [62,63].

El modelo más aceptado para la descripción de la remoción biológica de nitrógeno es el modelo de lodos activados N°3 (ASM3), presentado por la International Association on Water Quality IAWQ (ahora IWA), este modelo corrigió ciertos defectos que habían surgido en la aplicación del modelo ASM1. 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 [63,64].

El modelo ASM3 considera 13 compuestos, divididos en siete compuestos solubles (S) y seis compuestos particulados (X), los cuales son [65]:

- Oxígeno disuelto (S_{O_2})
- Material orgánico inerte soluble (S_i)
- Sustrato orgánico soluble fácilmente biodegradable (S_s)
- Nitrógeno amoniacal (S_{NH_4})
- Nitrógeno gaseoso (S_{N_2})
- Nitrato (S_{NOX})
- Alcalinidad (S_{ALK})
- Materia orgánica inerte particulado (X_i)
- Sustrato lentamente biodegradable (X_s)
- Microorganismos heterótrofos (X_H)
- Compuestos intracelulares acumulados por heterótrofos (X_{STO})
- Microorganismos autótrofos (X_A)
- Sólidos suspendidos (X_{SS}).

Las expresiones cinéticas del ASM3 se basan en las funciones de conmutación (ecuaciones de Monod). El modelo considera 12 procesos de transformación [65]:

- Hidrólisis de X_s (ρ_1)
- Almacenamiento aeróbico de S_s (ρ_2)
- Almacenamiento anóxico de S_s (ρ_3)
- Crecimiento aeróbico de X_H (ρ_4)
- Crecimiento anóxico de X_H (ρ_5)
- Respiración endógena aeróbica de X_H (ρ_6)
- Respiración endógena anoxia de X_H (ρ_7)
- Respiración aeróbica de X_{STO} (ρ_8)
- Respiración anoxia de X_{STO} (ρ_9)
- Crecimiento de X_A (ρ_{10})

- Respiración endógena aeróbica de X_A (ρ_{11})
- Respiración endógena anoxia de X_A (ρ_{12})

La modelización del proceso está basada en el balance de materia de los componentes del proceso en el sedimentador, en el mezclador y en el aireador. Debido a la presencia del sedimentador, es necesario asumir que: el líquido en el reactor está perfectamente mezclado; las reacciones biológicas ocurren solamente en el reactor; el sedimentador se considera perfecto. La fuente externa de carbono (S_{SC}) se considera completamente soluble y biodegradable [65].

Las ecuaciones en espacio de estados del proceso de lodos activados para cada componente se presentan en estas ecuaciones $K_{La} \neq 0$ en el período de aireación (fase aeróbica), y $K_{La} = 0$ en el período de ausencia de aireación (fase de no aireación) [66,67].

Existen varios softwares y programas que tienen implementados, los conceptos del ASM1 original o algunas de sus modificaciones, ASM3, para fines de diseño, operación de plantas o investigación como Aquasim, Biowin, GPS-X, SSSP, SIMBA [58].

1.8 Simulador SIMBA (SIMulationsprogramm für die Biologische Abwasserreinigung)

Los simuladores son herramientas utilizadas para el diseño, planificación, análisis de procesos, educación y formación. Un software de simulación permite probar diferentes configuraciones según la planta de tratamiento que se desee simular; es capaz de probar diferentes grados de complejidad, incorpora gráficas y tablas de información robustas con una presentación de resultados fácil de interpretar por el usuario [68].

El sistema de simulación SIMBA permite la simulación de redes de alcantarillado (procesos de precipitación escorrentía, modelización hidrodinámica e hidrológica), plantas de tratamiento de aguas residual, tratamiento de lodos y simulación de agua superficial. Permite el diseño de plantas de tratamiento de agua residual incluyendo el control de procesos, optimización y funcionamiento de plantas existentes. Además incorpora un módulo de análisis de la gestión de agua de proceso, tratamiento de lodos y consumo energético [19,69].

SIMBA es un simulador de plantas de tratamiento desarrollado bajo un entorno de Matlab/Simulink con una completa biblioteca de bloques. Este software permite la modificación e interacción con otros modelos. Se basa en la vinculación gráfica de bloques modelo que representan procesos unitarios (sección de alcantarillado, tratamiento primario, tanques de lodos activados). Para poder simular cualquier tipo de proceso en el tratamiento, los bloques permiten dividir y combinar flujos del agua residual, incluye varios modelos de reactores (reactores flujo continuo, reactores de flujo de tapón), así como tanques de sedimentación [70,71].

SIMBA permite la simulación de procesos como lodos activados para el tratamiento de aguas residuales (ASM1, ASM3, ASM3biop), procesos de biopelículas (lecho fijo), procesos de digestión anaerobia, tratamiento de lodos, transporte de aguas residuales, procesos de almacenamiento y conversión en sistemas de alcantarillado, así como funciones de control y una visualización animada de resultados de simulación [72].

1.9 Modelo *Benchmarking*

El modelo *Benchmarking* es uno de los métodos más utilizados para medir la eficiencia energética de una PTAR, es la comparación de plantas de similar magnitud y funcionamiento. Utiliza Indicadores de Consumo Energético (ICE) de fácil interpretación e implementación para que el personal operativo lo entienda [44,73]. Su objetivo es que la planta trabaje eficientemente con el menor uso energético y de la manera más práctica posible [74].

El modelo de *Benchmarking* permite la evaluación comparativa de operación y control estratégico en una PTAR. Consiste en la descripción del diseño general de la planta, una configuración de sub-modelos para los procesos, modelado de sensores, un simulador específico; y un proceso de evaluación que incluye distintos ICE basándose en que la calidad del influente no varía significativamente entre las PTARs a comparar [7,18,30].

Los sensores se utilizan para detectar datos de consumo de energía de alta frecuencia en equipos como bombas, sopladores. Posteriormente se calcula el consumo de energía de dispositivos relacionados, líneas de tratamiento, etapas (tales como clarificación primaria, detección, biología, clarificación secundaria) y finalmente de la planta en general [75].

La Comisión Europea a través de su programa ENERWATER ha realizado el *benchmarking*, desarrollando manuales de gestión energética. Logrando estandarizar el método creando una herramienta en línea de comparación y evaluación de eficiencia energética de 22,558 PTARs [48]. Resaltando la importancia de dicho estudio ya que todas las PTARs tuvieron un potencial de reducción energética, mayormente las que utilizan procesos de aireación. Ejemplos son Suiza y Alemania con un ahorro energético de 38% y 50% (respectivamente) del total de la energía utilizada [14,21].

En la **Figura 1.2** podemos observar la tendencia que sigue el consumo energético en PTARs con sistemas de lodos activados registradas en la plataforma de ENERWATER. En este caso las PTARs que no siguen la tendencia se toman como puntos rojos y se les hace un estudio de *Benchmarking* con la finalidad de encontrar pérdidas en el consumo energético [48].

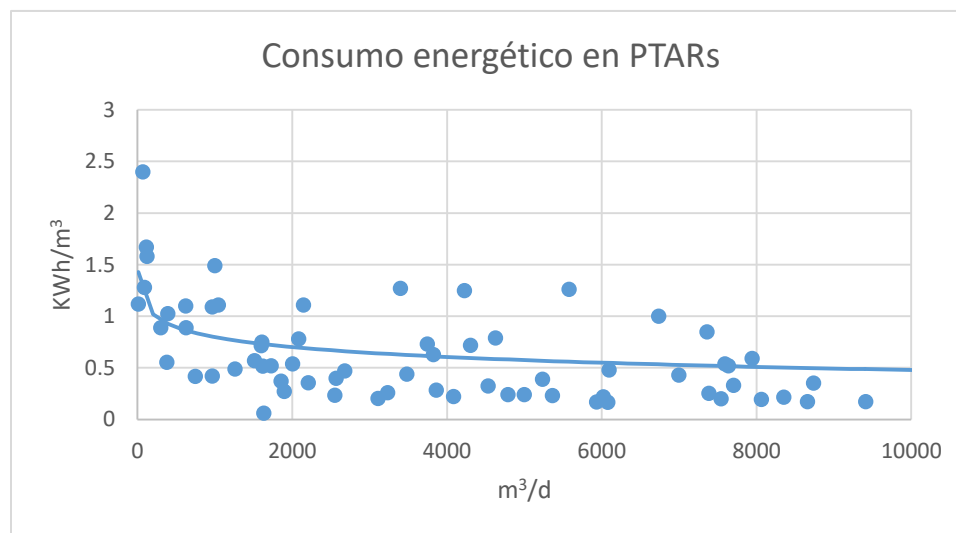


Figura 1.2 *Benchmarking* en PTARs Europeas [48]

En el 2018 en Italia se hizo *Benchmarking* en 241 PTARs municipales, y compararon sus consumos energéticos con los de distintos países Europeos llegando a la conclusión de que: se observó una tendencia decreciente para el consumo de energía específico con el aumento de PE, debido que la explotación de economías de escala y la automatización de procesos es más frecuente en plantas grandes; las plantas que reciben aguas residuales con bajas concentraciones de DQO tienen un mayor consumo específico de energía. Aunque un cierto sobredimensionamiento es normal en el diseño de la planta, se puede

garantizar una alta eficiencia energética en las plantas que explotan más del 80% de la capacidad de diseño [10].

1.10 PTAR comercial seleccionada para este estudio

La PTAR comercial en la que se realizó este estudio pertenece a una cadena de tiendas de autoservicio, la cual cuenta con 766 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs) en México, y cumplen con la normatividad oficial mexicana para aguas residuales. Como podemos observar en la **Figura 1.3** para el año 2018 se redujo el consumo de agua y se reutilizaron 3,684,000 m³/año lo cual equivale al 32% de su consumo total de agua [76].

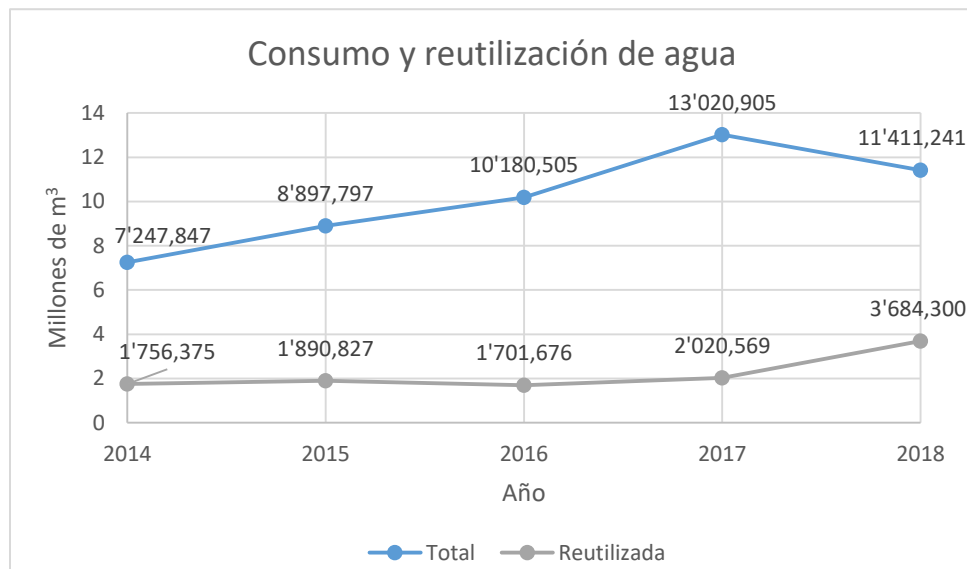


Figura 1.3 Consumo Total y reutilización de agua de las 766 PTARs comerciales [76]

La cadena de tiendas de autoservicio se ha comprometido a suministrar a sus tiendas el 100% de energía renovable para mitigar los efectos del cambio climático. En el año 2016 se tenía una capacidad instalada de 1, 587 GWh de energía renovable proveniente de cinco parques eólicos ubicados en Oaxaca y dos plantas hidroeléctricas en Veracruz y Nayarit, el cual representa el 72% del consumo total de energía en sus tiendas de autoservicio a nivel nacional [32]. Además, ha mejorado el desempeño energético reduciendo 1.1% de su consumo (23.979 GWh).

I Hipótesis:

Una PTAR comercial puede disminuir el 30% de su consumo energético anual al realizar ajustes técnicos operativos y sustentables en sus procesos.

II Objetivo General:

Realizar un estudio de la eficiencia energética y una propuesta de mejora en el proceso de operación de una PTAR comercial en Mérida, Yucatán para disminuir su consumo energético.

III Objetivos específicos:

- Identificar la PTAR y realizar un diagnóstico de su funcionamiento.
- Determinar pérdidas en el consumo eléctrico de la PTAR a través de un análisis de cargas y equipos.
- Aplicar un modelo de análisis comparativo (*benchmarking*) para la mejora del desempeño energético de una PTAR.
- Simular la PTAR aplicando la propuesta de mejora en desempeño energético, con el programa SIMBA.
- Evaluar el porcentaje de la reducción energética en la PTAR con base en la carga orgánica removida.

CAPÍTULO 2 METODOLOGÍA

2.1 Descripción del Proceso de tratamiento

La Planta de Tratamiento de Agua Residual comercial incluye: pre-tratamiento (rejilla), tratamiento secundario (lodos activados) y terciario (filtro de carbón activado). Tiene un caudal promedio de 11 m³/día y una temperatura promedio de 28°C En la **Figura 2.1** podemos observar un diagrama de flujo de la PTAR.

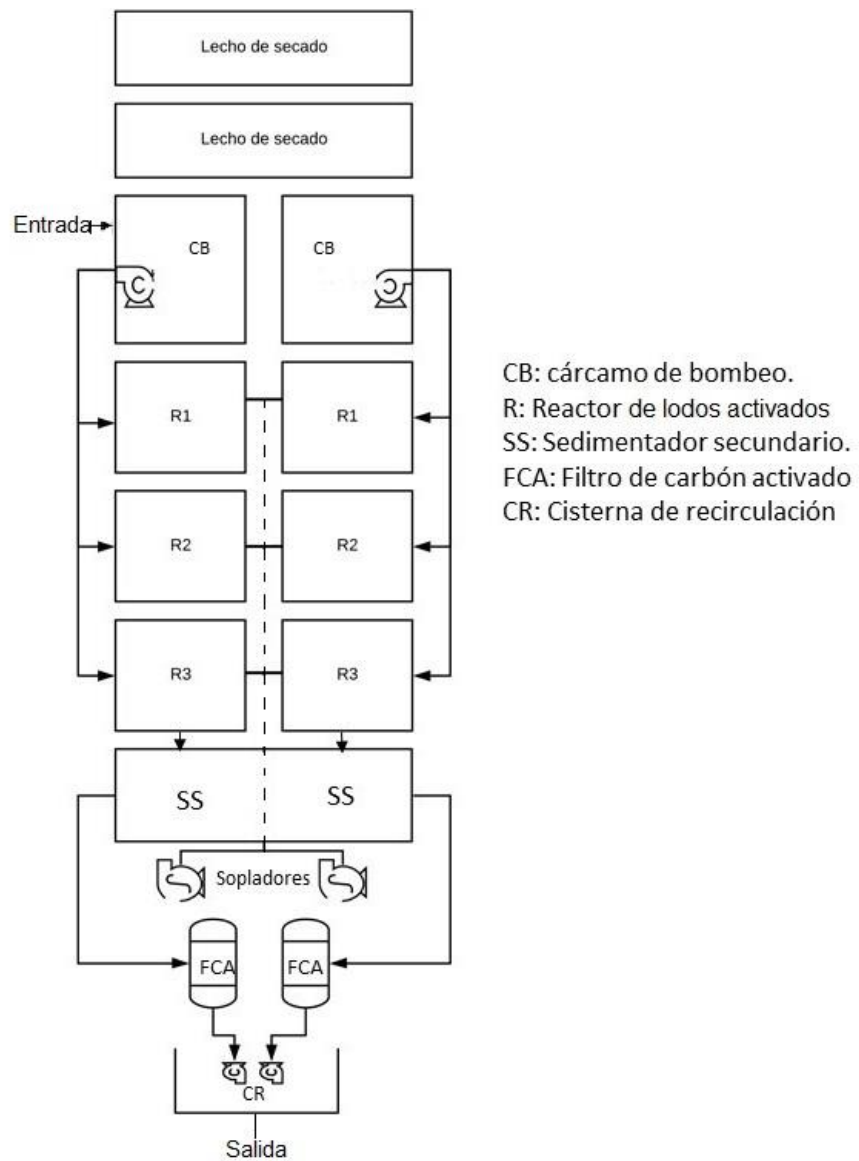
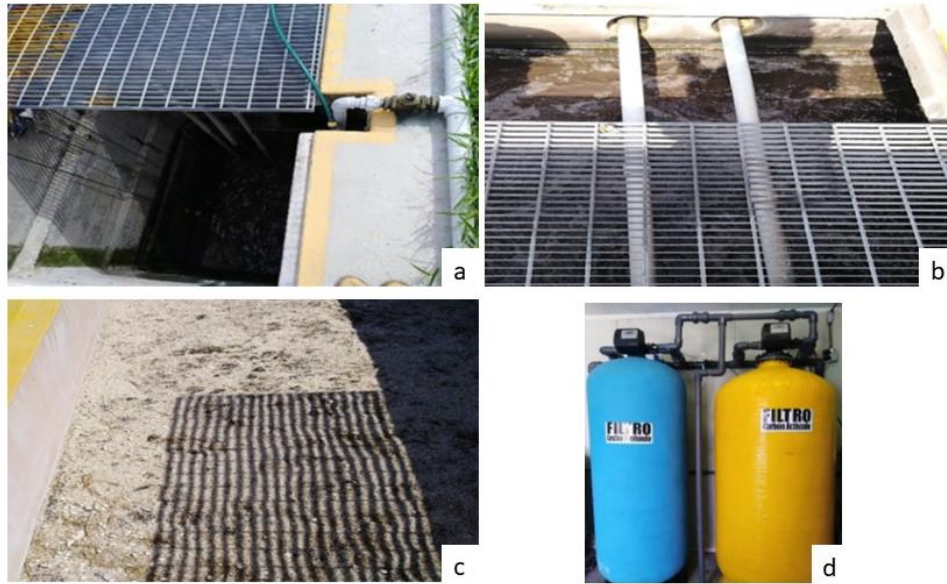


Figura 2.1 Diagrama de PTAR comercial



a) Cárcamo de bobeo
 b) Lodos Activados
 c) Lecho de secado
 d) Filtros de Carbón activado

Figura 2.2 Sistema de tratamiento

El sistema de tratamiento comienza en el cárcamo de aguas crudas, donde previamente ocurre un cribado que permite el paso de sólidos menores a 20 mm. Como se puede ver en la **Figura 2.2 a)** [35].

El proceso biológico es lodos activados con la modalidad de flujo continuo que está compuesto de 3 reactores que trabajan en una secuencia, con un volumen útil de 81 m³ **Figura 2.2 b)**. El suministro de oxígeno ocurre a través de 2 sopladores de 5 HP con un sistema de distribución de burbuja media; los cuales trabaja el primero por 3 horas, hay un descanso de 15 minutos y comienza a trabajar el segundo. Se tiene un tiempo de retención hidráulica de 10 horas para la bioconversión de la materia orgánica a compuestos oxidados, como CO₂ y H₂O [35].

Posteriormente pasa al proceso de sedimentación en donde al no existir movimiento los flóculos se asientan por su propio peso, dicha fase dura 2 horas. Los sólidos sedimentados son retornados a los reactores biológicos para mantener una cantidad constante de microorganismos y garantizar el proceso de tratamiento del agua residual [35].

El lodo remanente se acumula y cuando sobrepasa la altura de 0.40 m es purgado a dos lechos de secado que permiten completar el espesamiento y estabilización, por medio de

la temperatura y de la radiación solar, hasta los niveles deseados que indica la NOM-004-SEMARNAT-2002 en biosólidos clase C. Cuando los lodos están estabilizados una empresa externa se encarga de su tratamiento **Figura 2.2 c)**.

Del sedimentador secundario el agua entra en contacto con una pastilla de cloruro de calcio para ayudar a la desinfección; posteriormente el agua pasa a los filtros de carbón activado los cuales al tener un alto grado de porosidad permiten mejorar la calidad del agua residual tratada a través de un proceso de adsorción en el cual las sustancias solubles se adhieren a la superficie del sólido **Figura 2.2 d)** [79].

Finalmente, el agua llega a cisterna donde es reutilizada para el riego de áreas verdes y abastece el suministro de agua de los inodoros del supermercado.

Los procesos se encuentran automatizados a través de un Centro de Control de Motores Principal (CCM Principal) que aloja equipos de control y monitoreo del sistema. Se utiliza el método de control automático en el que previamente se configuran los parámetros en la interfase y el controlador activa los equipos de acuerdo a lo establecido.

2.2 Diagnóstico de la PTAR seleccionada

Se analizó el proceso de operación de la PTAR durante 2 temporadas, secas y lluvias, durante 6 meses y se midió la variación que existe en el caudal y la carga orgánica.

2.2.1 Pruebas de campo

Se realizó la toma de muestra en 6 puntos de la PTAR comercial: el Cárcamo de Bombeo, Reactor 1, Reactor 2, Reactor 3, Sedimentador Secundario y del efluente de la PTAR utilizando recipientes de plástico estériles y trasladándoles en una hielera portátil al laboratorio de energía renovable del Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY) para su posterior análisis. Las muestras se observan en la **Figura 2.3**.

En la PTAR comercial IN SITU se determinó la temperatura y pH (equipo multiparámetros modelo 350 HACH®); Oxígeno Disuelto (OD) (HQ40d HACH®).

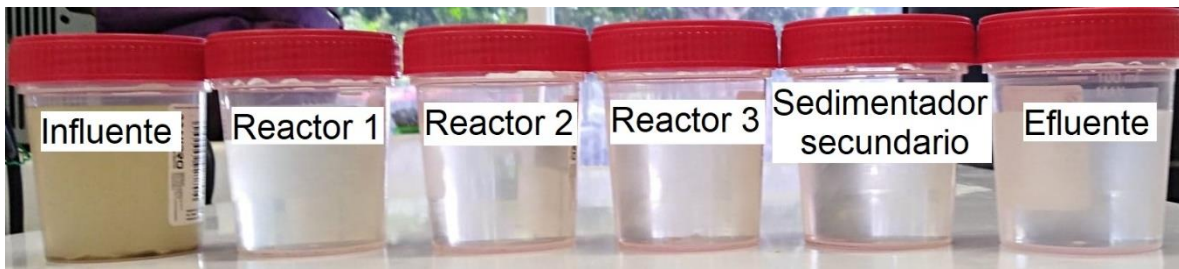


Figura 2.3 Muestras de Agua Residual

2.2.2 Pruebas analíticas

a) Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Se realizaron análisis de DQO, la cual proporciona una medida del oxígeno requerido para oxidar todos los compuestos presentes en el agua por medio de dicromato de potasio (K_2CrO_7) en un medio ácido (H_2SO_4) del influente y del efluente [80]. Se determinó este valor por el método estandarizado DR-890/8000-HACH del colorímetro 2000 utilizando el Kit estándar DQO de alto rango (20-1500 mg/L) HACH [para influente] y Kit estándar DQO de bajo rango (5-150 mg/L) HACH [para efluente]; se añadieron 2 mL de cada muestra y se colocaron en el termoreactor marca Hach DBR-200 a una temperatura de $150^\circ C$ por 2 horas para su digestión. Una vez que las muestras están a temperatura ambiente se realizaron las medidas en el colorímetro Hach DR/890 [81].

b) Nitrógeno Total

Se utilizó el método de digestión con persulfato utilizando un kit estándar de NT de alto rango (2 a 150 mg/L) de HACH.

Se agregó un sobre de persulfato a uno de los viales con reactivo de hidróxido para la digestión y se le agregó 0.5 mL de muestra, agitando vigorosamente por 30 segundos; se colocó el vial en el termoreactor marca Hach DBR-200 a una temperatura de $105^\circ C$ por 30 minutos [82].

Una vez a temperatura ambiente se agregó el Reactivo A, se agitó y se dejó reaccionar por 3 minutos; posteriormente se agregó el Reactivo B, se agitó para mezclar. Pasados 2 minutos se toman 2 mL del vial y se pasan a un nuevo vial que contiene el Reactivo C, se

mezcla y deja reaccionar por 5 minutos. Se tomaron las medidas en colorímetro Hach DR/890 usando el programa 394 N, Total HR TNT [82].

c) Sólidos Suspendidos Totales

Se realizó la determinación de Sólidos Suspendido Totales (SST) de acuerdo a la normatividad NMX-034-SCFI-2001. Los SST son el material constituido por los sólidos sedimentables, los sólidos suspendidos y coloidales que son retenidos por un filtro de fibra de vidrio con poro de 1,5 µm secado y llevado a masa constante a una temperatura de 105 °C ± 2 °C.

Los filtros, se colocaron en una estufa a 105 °C por una hora, posteriormente se enfriaron en un desecador y se tomó el peso de cada filtro vacío, se repitió este procedimiento hasta llegar a un peso constante [83]. Se homogeneizó la muestra mediante una agitación vigorosa del envase, se colocaron 10 mL de la muestra en el filtro a peso constante, posteriormente se colocaron a una temperatura de 105 °C, durante 24 horas en la estufa. Luego se colocaron las muestras en el desecador y se pesaron. Se calcularon los porcentajes de sólidos totales de acuerdo a la siguiente ecuación [84]:

$$SST = \frac{m_2 - m_1}{V} \times 1000000 \quad (1)$$

Dónde:

m_1 =masa del filtro antes del secado en g

m_2 =masa del filtro después del secado en g

V=volumen de la muestra en mL

d) Coliformes Totales y Coliformes Fecales

Se determinó la cantidad de microorganismo coliformes totales y coliformes fecales en el efluente de la PTAR comercial utilizando la técnica de número más probable, Método 8001 para agua potable aceptado por la USEPA [85].

Utilizando el medio de Lauril Triptosa para el test presuntivo y para la confirmación de coliformes totales se usó el caldo de cultivo de medio EC [85].

Se agregaron 10 mL de agua tratada a los tubos Durham con medio concentrado de Lauril Triptosa (**Figura 2.4**) y se dejó incubando a 35°C por 24 horas, pasado ese tiempo se tomó como positivo cuando existió turbiedad y/o formación de gas en el medio.

Posteriormente a las pruebas que dan positivo se pasa a la confirmación de coliformes fecales en donde con un asa estéril se toman microorganismos del medio de Lauril Triptosa y se pasan al medio de EC. Se deja incubar a 44.5° C por 24 horas [81]. Si en el tubo interior existe la formación de gas, la prueba es positiva para la presencia de coliformes fecales y el conteo de microorganismos se relaciona con la **Tabla 2.1** [85].



Figura 2.4 Tubos Durham Con Medio Lauril Triptosa

Tabla 2.1 Relación de Número Más Probable

NÚMERO DE TUBOS POSITIVOS	NMP POR CADA 100 mL
0	<2.2
1	2.2
2	5.1
3	9.2
4	16.0
5	>16.6

Se utilizó un análisis de varianza ANOVA para comparar las medias de las variables respuestas como DQO, UFC/mL, NT.

2.3 Producción de biogás a partir de DQO removida:

Con los datos obtenidos se realizaron los cálculos para la producción de metano utilizando las fórmulas de [7]:

$$V_{CH_4} = (0.35) \left[(S_0 - S)(Q) \left(\frac{1kg}{1000g} \right) - (1.42Px) \right] \quad (2)$$

Donde:

V_{CH_4} = Volumen de metano producido a condiciones estándar (0 °C y 1 atm), m³/d

0.35 = Factor de conversión teórico para la cantidad de metano producido, m³

Q = Flujo o caudal, m³/d

S_0 = DQO_b. Demanda química de oxígeno biodegradable del influente, mg/L

S = DQO_b. Demanda química de oxígeno biodegradable del efluente, mg/L

Px = Masa neta de tejido celular producido por día, kg/d

Para reactores anaerobios de mezcla completa y sin recirculación, la cantidad de masa de tejido celular diariamente, Px, puede estimarse de acuerdo con la siguiente ecuación[17].:

$$Px = \frac{YQ(S_0 - S) \left(\frac{kg}{1000g} \right)}{1 + Kd(TRS)} \quad (3)$$

Donde:

Y = Coeficiente de rendimiento o producción, g SSV / gDQO_b

Kd = Coeficiente de decaimiento endógeno, 1/d.

TRS = Tiempo de retención de sólidos del digestor, d.

S_0 = DQO_b Demanda química de oxígeno biodegradable del influente, mg/L

S = DQO_b Demanda química de oxígeno biodegradable del efluente, mg/L

Se requiere el caudal másico, el cual se determina con las siguientes expresiones y se efectúa la conversión de biogás hasta el potencial eléctrico.

Es necesario saber el volumen de gas, a través de la siguiente fórmula

$$V = \frac{R*T}{P} \quad (4)$$

Donde:

V = Volumen del gas

R = Constante de los gases ideales $0.082 atm L \frac{°k}{mol}$

T= Temperatura en °K

P=Presión atmosférica

Posteriormente se calcularon los moles de metano producidos al día

$$\frac{MolCH_4}{d} = \frac{VCH_4}{V} \quad (5)$$

Para calcular el caudal másico de CH₄ se multiplica por el peso molecular

$$Caudal CH_4 = \frac{número\ de\ moles}{d} * \frac{16g}{mol} \quad (6)$$

Se calcula la cantidad de energía generada en KJ

$$Energía = Caudal CH_4 * \frac{50.1KJ}{gCH_4} \quad (7)$$

2.4 Consumo energético

Se realizó un inventario de los equipos eléctricos de la PTAR indicando la potencia, la corriente alterna, el voltaje y el tiempo estimado de uso diario, de acuerdo con lo registrado en los manuales de cada equipo. Con el valor de la potencia se realizó la conversión a Watts con la siguiente ecuación:

$$1 HP = 745.7W \quad (8)$$

Se determinó el requerimiento energético “teórico” de la PTAR al día usando la siguiente ecuación [86]:

$$Consumo\ diario_T \left(\frac{kWh}{día} \right) = \# \text{ de equipos utilizados} * kW \text{ requerido por equipo} * \frac{horas\ de\ uso}{día} \quad (9)$$

Posteriormente se determinó el consumo energético “real” siguiendo la ley que indica que la energía consumida por un aparato eléctrico en kW por el que circula una corriente "I" en amperios, y cuyo voltaje es "V", se calcula con la **ecuación (10)**. Las mediciones de voltaje y corriente alterna de cada equipo se realizaron con ayuda de un multímetro digital de gancho (MUL-100 STEREN). El consumo energético diario se calculó de acuerdo con la ecuación **(11)**.

$$kW = 1000 \times V \times I \quad (10)$$

$$Consumo\ diario_R \left(\frac{kWh}{día} \right) = \# \text{ de equipos utilizados} * kW \text{ por equipo} * \frac{horas\ de\ uso}{día} \quad (11)$$

Una vez calculado el consumo diario, se procedió al cálculo mensual, teniendo en cuenta los días de utilización al mes.

2.5 Modelo *Benchmarking*:

Se realizó un análisis del modelo *Benchmarking* calculando los indicadores de consumo energético (ICE) utilizando las siguientes ecuaciones [10,87]:

ICE_{m3}: indicador de consumo energético diario entre el volumen de agua tratada al día.

$$ICE_{m^3} [kWh/m^3] = \frac{\text{Energía consumida [kWh/d]}}{\text{Agua tratada [m}^3\text{/d]}} \quad (12)$$

ICE_{DQO}: Indicador de consumo energético diario entre la DQO removida en la planta al día.

$$ICE_{DQO} [kWh/kgDQO_{rem}] = \frac{\text{Energía consumida [kWh/d]}}{\text{Cantidad de DQO removido [kg DQO/d]}} \quad (13)$$

Con los indicadores de consumo energético se realizó un análisis comparativo (*Benchmarking*) tomando en cuenta la variabilidad que existe por el tamaño de las PTARs, las características geográficas, condiciones climáticas y las variantes en volúmenes tratados, DQO removida [48,88].

2.6 Simulación de la PTAR

Con la finalidad de observar la respuesta a cambios en el proceso biológico de la PTAR se realizó una simulación del funcionamiento actual de la PTAR utilizando el software SIMBA. La configuración de los procesos se describe en el diagrama de flujo que se muestra en la **Figura 2.5**. Se utilizó el modelo ASM3 propuesto por la IWA para representar los procesos que ocurren durante el tratamiento del agua residual, simulando 3 reactores biológicos con aireación.

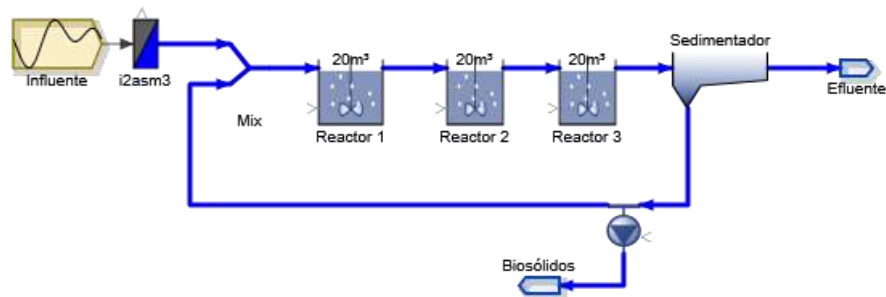


Figura 2.5 Diagrama de Flujo de PTAR

Posteriormente se propuso un sistema de tratamiento y se realizó otra simulación calculando el requerimiento energético y la calidad del efluente de la PTAR en estudio. Utilizando el modelo ASM3 con 2 reactores con aireación y uno sin aireación para nitrificación-desnitrificación. La intensidad de la aireación se redujo para tener una mejor calidad del agua y una reducción en el suministro energético. En la **Figura 2.6** se puede ver el diagrama de flujo que se utilizó para realizar el control de los procesos de aireación en los reactores.

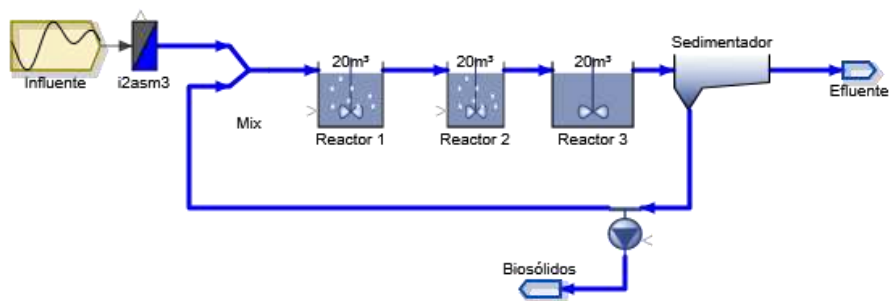


Figura 2.6 Diagrama de Flujo del Modelo Propuesto de la PTAR

CAPITULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis de operación

En los centros comerciales existe una variación del caudal y de la cantidad de contaminantes en el agua residual dependiendo del día de la semana, así como el horario. Los departamentos como carnicería y panadería que desechan altos niveles de carga orgánica, realizan sus labores en el turno matutino; por lo que la hora pico de una PTAR de tipo comercial es entre las 7:00 y 11:00 horas.

En cuanto a la calidad de agua tratada en la PTAR el agua sale en promedio con una concentración de 19.5 mg/L de DQO y 66.6 mg/L de NT. Adicionalmente se observa en la **Tabla 3.1** la variación que se tiene en los niveles de influente y aun así la calidad del efluente se mantuvo en el transcurso de los 6 meses de análisis de operación.

Tabla 3.1 Media de los parámetros analizados en la operación de la PTAR

	Entrada	Sedimentador secundario	Salida	Remoción
DQO (mg/L)	611.318±164.07	52.08±32.34	50.16±11.82	95.26%
NT (mg/L)	99.15±25.30	78.37±15.09	77.39±15.55	18.28%
SST (mg/L)	632±247	-	-	-
Coliformes Totales (NMP)	-	-	9.2	-
Coliformes Fecales (NMP)	-	-	2.2	-
pH Reactores de lodos activados	5.82			
OD (mg/L) Reactores de lodos activados	4.97			

La calidad del agua del efluente de la PTAR cumple con la Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes (NOM-003-SEMARNAT-1996). Sin embargo, la Normatividad Mexicana es ineficiente, al fijar una calidad del efluente mínima, sin tomar en cuenta las características y el comportamiento de los cuerpos de agua, ni la variedad de contaminantes que existen en ellas. Lo que ha propiciado un retraso histórico en la evaluación de los sistemas y procesos de tratamiento [8,41].

Demanda Química de Oxígeno y Oxígeno Disuelto

El requerimiento de oxígeno en una PTAR con un sistema de lodos activados es necesario para la oxidación de la materia orgánica (respiración endógena y suplir el requerimiento energético en la síntesis microbológica), y la oxidación del nitrógeno (nitrificación) [23,80]. La concentración de Oxígeno Disuelto (OD) en sistemas de lodos activados está entre 1.7 y 2.5 mg/L, siendo 2 mg/L el valor más empleado [17]. La PTAR tuvo un nivel de OD promedio de 4.97 mg/L en los 3 reactores, el cual es el doble de la media recomendada en la literatura.

Las concentraciones de DQO y el OD son directamente proporcionales entre ellos. La PTAR tuvo un porcentaje promedio de remoción de DQO de 95.26% con un valor promedio de DQO en el efluente de 50.16 ± 11.82 mg/L, que es similar a lo reportado en Muñoz J. et al. [89] donde el oxígeno disuelto dentro del reactor se mantuvo entre 4.2 y 4.8 mg/L alcanzando eficiencias de remoción de hasta el 90% con valores de la DQO del efluente entre 76 y 58 mg/L.



Figura 3.1 Concentración de DQO a través del tiempo

En la **Figura 3.1**, se observa la variación en DQO de entrada a la PTAR, esto es debido a la toma de muestreo que se realizó en diferentes días de la semana y a diferentes horarios, con la finalidad de tener un panorama general del influente. Por otra parte, la calidad del

efluente es uniforme. La variación tuvo relación con las condiciones ambientales, el día que se presenció el valor mayor de DQO hubo fuertes lluvias antes del muestreo. La temperatura ambiental varió entre 25°C y 32°C (con sensación térmica de hasta 46°C), sin embargo se mantuvo dentro del intervalo de los microorganismos mesófilos.

Tabla 3.2 Demanda Química de Oxígeno en PTARs comerciales en Latinoamérica

DQO Influyente	DQO Efluente	Remoción DQO	Bibliografía
mg/L	mg/L	%	
1147.3	114	90.1	[90]
727.53±348.03	204.67±23.24	71.8	[91]
789	67	91	[92]
593.95±129.47	50.16±11.82	95.26	PTAR en este estudio

En la **Tabla 3.2** se observa una comparación de la remoción de DQO en PTARs comerciales con un sistema de lodos activados, siendo la PTAR en este estudio la que tiene mayor porcentaje de remoción, además de tener los valores más bajos de DQO en el efluente. Sin embargo esto último tiene relación con la menor concentración de DQO en el influente [52,93].

La DQO que se encuentra en el efluente es principalmente DQO soluble no biodegradable. Esta no puede ser removida por el sistema biológico y junto a la pequeña cantidad de sólidos suspendidos o coloidales que se forman en el reactor como producto de la actividad de los microorganismos, sale del sistema junto al efluente [59,93]. En cuanto al contenido de DQO soluble no biodegradable, los valores para países como Dinamarca son 40 mg/L, Suiza 25 mg/L y Hungría con 30 mg/L [94], el valor de DQO promedio de la PTAR en este estudio fue de 50.16 mg/L.

Nitrógeno Total

Como se observa en la **Tabla 3.1** y en la **Figura 3.2** la PTAR contiene alta cantidad de Nitrógeno Total con valores de 99.15 mg/L de entrada y 77.39 mg/L en la salida, la remoción es baja (18.28%). En PTARs comerciales es común el alto índice de NT en los valores del influente, Villanueva L. [92] reporta un valor de NT de 92.4 mg/L en el influente, que es similar a la PTAR en este estudio. Sin embargo, a diferencia de la PTAR analizada después de realizar un tratamiento con lodos activados, el efluente sale con 7.8 mg/L, logrando una

remoción del 91.5%. Por lo que la deficiencia en la remoción de NT en la PTAR en estudio es afectado por factores como OD, pH y alcalinidad provocando una deficiencia en el proceso de nitrificación-desnitrificación.

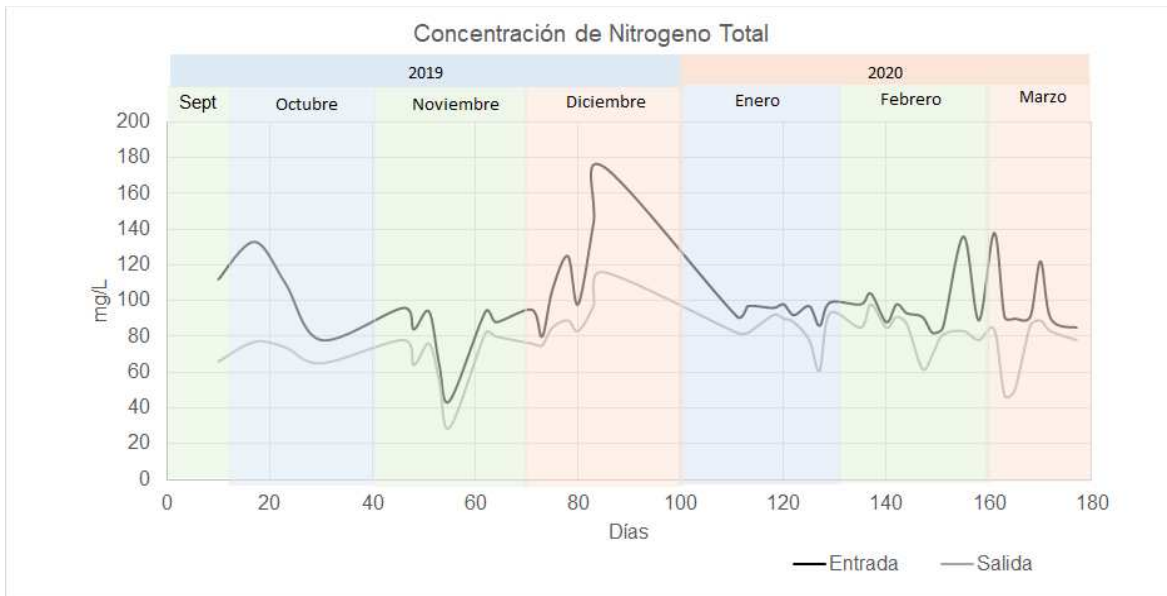


Figura 3.2 Concentración de Nitrógeno total

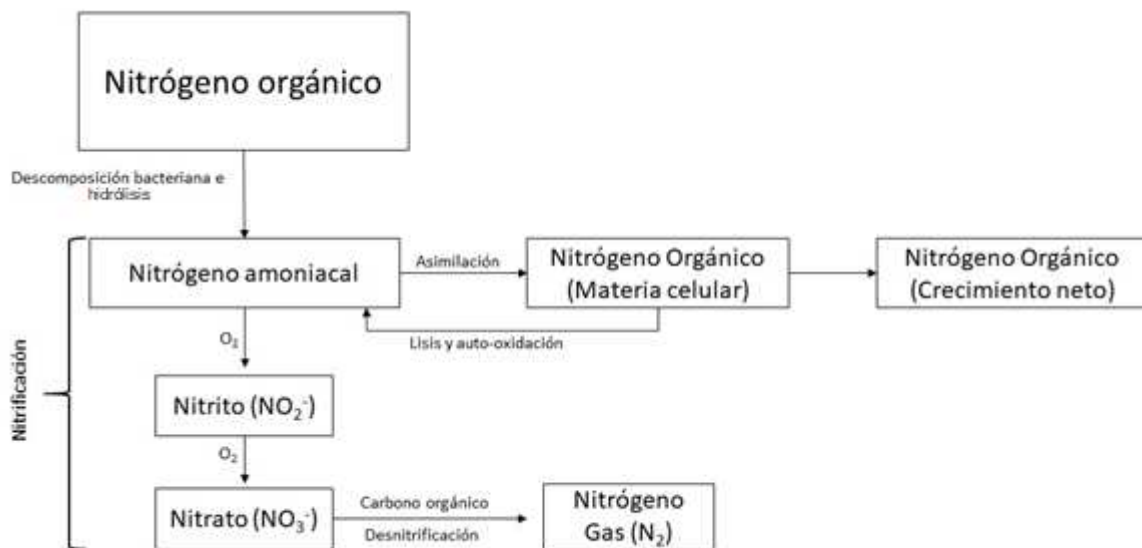


Figura 3.3 Proceso de Nitrificación y Desnitrificación [26]

Para que ocurra la nitrificación es necesario tener una cantidad de OD entre 0.2-2.0mg/L [23] al tener un valor de 4.97 mg/L, se garantiza la formación de Nitritos y Nitratos en el tratamiento del agua residual. Sin embargo, para que ocurra la desnitrificación es necesario que el proceso de tratamiento contenga una parte anóxica para que los microorganismos asimilen los nitratos como aceptores de electrones, en lugar del oxígeno, transformándolo a nitrógeno molecular [95].

El proceso de nitrificación provoca un decremento del pH al liberar H^+ en la transformación de nitrógeno amoniacal a nitritos [23,96]. Podemos observar en la **Tabla 3.1** que la remoción de nitrógeno total es de 18.28% y que tenemos un pH de 5.82, lo cual provoca que los nitritos y nitratos presentes o generados por el proceso de tratamiento se encuentren de manera soluble y sea más difícil la desnitrificación en el tratamiento; además de que el rango no es óptimo para que los microorganismos realicen este proceso. Downing A. [96] reportó que el pH para que se efectuó la desnitrificación debe de estar entre 7.2 a 8.0, Von Spering [23] sugiere que se encuentre entre un rango de 6.5 a 8 [17,53].

Coliformes Totales y Coliformes Fecales

La presencia de microorganismos coliformes en el agua nos permite tener un indicador de contaminación, la cantidad de éstos se utiliza para estimar el grado de contaminación fecal reciente; debido a que estos microorganismos normalmente habitan en el intestino humano [97]. La Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1998 permite una cantidad de 240 NMP/100mL de Coliformes fecales cuando el agua es de uso en contacto directo al público y 1,000 NMP/100mL de Coliformes Fecales cuando el contacto con el público es indirecto [14]. Como se observa en la **Tabla 3.1** el promedio de Coliformes Fecales en los días de análisis es de 2.2 NMP/100mL, lo que nos indica el no riesgo para la salud.

3.3 Cálculo para la generación de biogás

Para calcular la producción de gas y de metano en un sistema de tratamiento con lodos activados es necesario calcular la masa neta de tejido celular producida al día (Px), la cual depende de la remoción de la DQO y del Tiempo de retención de Sólidos (TRS) que se tendrá en el digester anaerobio. En la **Tabla 3.3** podemos ver los tiempos de retención de sólidos (TRS) recomendados para reactores anaerobios de mezcla completa dependiendo de la temperatura de operación ($^{\circ}C$) [7,17].

Tabla 3.3 Tiempos de Retención de Sólidos recomendados según la temperatura

Temperatura de operación (°C)	TRS
18	28
24	20
30	14
35	10
40	10

Para reacciones anaerobias, los valores recomendados por Metcalf & Eddy del coeficiente de rendimiento o producción (Y) son de se encuentran entre 0.05 y 0.10 g SSV/g DQO_b y los de K_d de 0.02 a 0.04 [17]. Por lo para calcular la masa neta del tejido celular producida al día, sustituimos valores en la ecuación (3)

$$Px = \frac{0.10 - 11m^3/d(600g/m^3 - 50g/m^3) - \frac{1kg}{1000g}}{1/d + 0.04(14d)} = 0.3878kg/d$$

Y realizamos el cálculo del volumen de gas metano con la ecuación (2)

$$V_{CH_4} = (0.35m^3) [(600g/m^3 - 50g/m^3)(11m^3/d) \left(\frac{1kg}{1000g}\right) - (1.42 * 0.3878kg/d)] = 1.94m^3/d$$

De la ecuación (4) el volumen de gas:

$$V = \frac{0.082atm L \frac{^{\circ}k}{mol} (273.17 + 30)^{\circ}k}{1 atm} = 24.85L/mol = 0.0248m^3/mol$$

Ecuación (5), los moles de metano producidos al día:

$$MolCH_4/d = \frac{1.924m^3/d}{0.0248m^3/mol} = 77.58moles/d$$

Ecuación (6), el caudal másico de CH₄:

$$Caudal CH_4 = 77.58moles/d * 16g/mol = 1241.29gCH_4/d$$

La cantidad de energía generada en KJ a partir de los lodos generados en la PTAR con la ecuación (7) es:

$$Energía = 62\ 188.64KJ/d$$

La conversión de KJ a energía eléctrica depende de las características del motor, ya que este reparte la energía en electricidad, calor y pérdidas. El Factor de conversión de KJ a kWh es de 3,600 y el factor de eficiencia de una máquina promedio es de 0.41 [7,36].

$$kWh = \left(\frac{62188.64KJ}{d} \frac{1d}{24h} \frac{1kWh}{3600kJ} \right) 0.41 = 0.29kWh$$

Por el tamaño de la PTAR comercial los costos de realizar la producción de biogás no es recomendada para que su aprovechamiento de manera eléctrica se considere sustentable (económica, ambiental y socialmente) [14,27]. Se considera viable la generación de biogás en PTARs con una capacidad de tratar caudales superiores a 200 L/s, ya que se puede generar una cantidad de hasta 761.72 kWh, lo cual puede ser utilizada en el tratamiento de las aguas y de los lodos residuales y así disminuir los costos de operación [36,47].

En la **Tabla 3.4** se observa una comparación de los kWh/L que generan PTARs de pequeño caudal, la que produce menos cantidad es la PTAR en este estudio, sin embargo, es la más pequeña. La cantidad de kWh que se puede generar es muy poca, por lo que no es recomendable el aprovechamiento de biogás para reducción de la demanda energética en la PTAR analizada [7,36].

Tabla 3.4 Producción de energía por biogás en PTARs de lodos activados

Proceso	Caudal (L/s)	Energía Producida (kWh)	kWh/L
Lodos activados	864	16,652	0.321
Lodos activados con desnitrificación	746	10,636	0.218
Dual	288	3,180	0.232
PTAR en este estudio	7.63	0.29	0.00063

Modificado de GIZ y Gutiérrez J. [36,38]

3.1.2 Consumo energético y *Benchmarking*

En la **Tabla 3.5** se encuentra el consumo energético diario y la cantidad de energía necesaria para cada equipo por m³ de agua. El consumo energético se determinó a partir de la ecuación (9), ecuación (11) y la potencia (Hp) de cada equipo eléctrico [86]. Con la finalidad de determinar el consumo racional de energía [4].

Tabla 3.5 Consumo energético teórico en la PTAR

Energía Teórica Requerida						
Equipo	# de equipos	HP	kW	horas/día	Consumo diario (kWh/día)	kWh/m ³
Sopladores	2	5	3.728	11	82.016	7.456
Bombas de cárcamo	2	1	0.746	12	17.904	1.627
Bomba de envío	2	1	0.746	1	1.492	0.135
				Total	101.412	9.219

En la **Tabla 3.6** se observa el consumo energético real de la PTAR, el cual se determinó realizando mediciones de voltaje y amperaje de arranque y operación de los motores, utilizando la ecuación (10). Además, se realizó una inspección de los equipos eléctricos para verificar si se han realizado modificaciones.

Tabla 3.6 Consumo energético en la PTAR

Energía Requerida Real						
Equipo	# de equipo	HP	kW	horas/día	Consumo diario (kWh/día)	kWh/m ³
Soplador 1	1	5	3.306	11	36.372	3.306
Soplador 2	1	5	2.918	11	32.102	2.918
Bomba 1	1	1	0.682	12	8.192	0.744
Bomba 2	1	1	0.704	12	8.448	0.768
Bomba de envío 1	1	1	1.450	1	1.43	0.130
Bomba de envío 2	1	1	1.324	1	1.324	0.120
				Total	87.868	7.988

Con los valores obtenidos de la **Tabla 3.6** se obtuvo una demanda energética al día es de 87.868 kWh/día, y al mes:

$$\text{Consumo total mensual} = \left(\left(87.868 \frac{\text{kWh}}{\text{día}} \right) \right) * 31 \text{ días} = 2\,723.914 \text{ kWh}$$

Los procesos biológicos son los que tienen el mayor requerimiento energético en una PTAR. Del 40 al 60% del consumo energético se debe al tratamiento secundario cuando se utiliza el tratamiento de lodos activados [44,98]. La estabilización de biosólidos tiene un

requerimiento del 15 al 30%; en la **Figura 3.4** se observa que en la PTAR de este estudio se ocupa el 78% de la energía en el tratamiento secundario, sin embargo, la estabilización de biosólidos no tiene requerimiento energético, debido a que asimila la energía calorífica del sol y la velocidad del aire para provocar la deshidratación de estos.

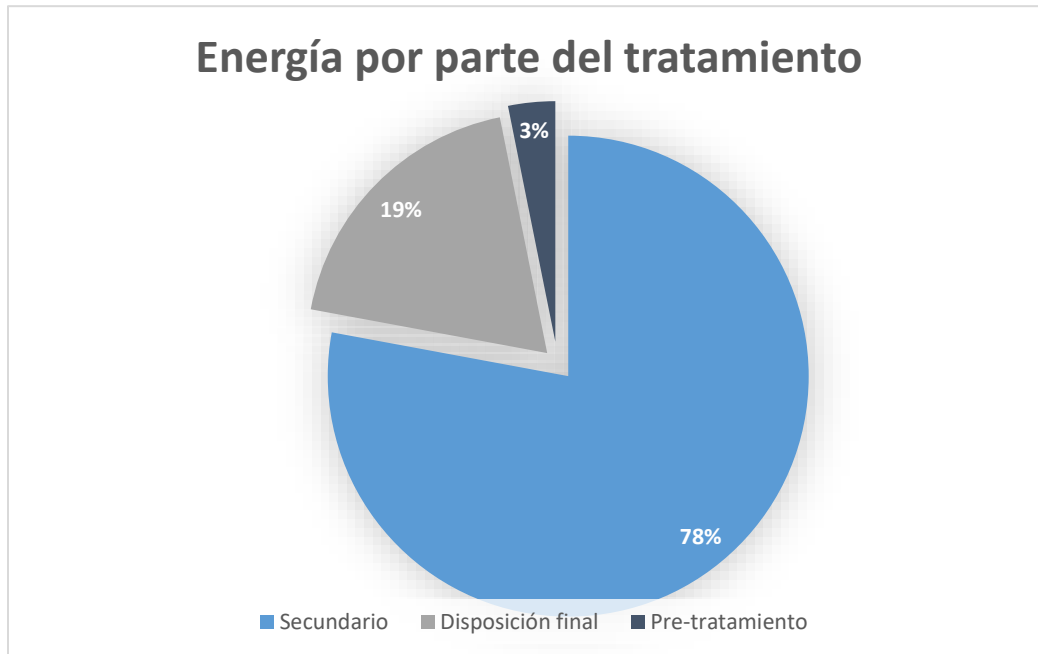


Figura 3.4 Porcentaje de energía por tratamiento

La energía utilizada en el reúso y la disposición final del agua tratada va desde 0.72 kWh/m³ (Israel) a 4.5 kWh/m³ (Australia) [5]. Como se observa en la **Tabla 3.6** las bombas de envío requieren en promedio 0.125 kWh/m³ por lo que el requerimiento energético está por debajo de los reportados. Esto se debe a que la disposición final del agua tratada se encuentra cerca del lugar donde ocurre el proceso del tratamiento.

En términos de consumo energético específico, el ICE más usado es kWh/m³, sin embargo puede dar una falsa interpretación del consumo energético, particularmente cuando se comparan PTAR de diferentes regiones y tamaños [48]. La ENERWATER sugiere realizar la comparación energética con base a la remoción de la materia orgánica [75], por lo que se utilizó la ecuación (4).

$$ICE_{DQOrem} = \frac{87.868 [kWh/d]}{6.05 [kgDQO_{rem}/d]} = 14.49kWh/kgDQO_{rem}$$

Tabla 3.7 Registro energético en PTARs de bajo caudal

País	Tratamiento secundario	Caudal tratado (m ³ /d)	DQO inf (mg/L)	DQO efl (mg/L)	kWh/m ³	kWh/kgDQO _{rem}	Referencia
China	Convencional	113	618	54	1.67	2.95	[99]
China	Convencional	70	766	3	2.4	3.15	[100]
España	Lodos activados	91	381	37	1.28	3.71	[101]
USA	Lodos activados	302	266	35	0.89	3.88	[101]
Suiza	Convencional	121	829	50	1.58	2.03	[48]
México	Lodos activados	11	611	50	7.98	14.49	En este estudio

Variantes en el consumo energético en una PTAR son la región en la que se encuentra, factores climáticos, datos de diseño, la infiltración de agua pluvial. En la **Tabla 3.7** se observan los consumos energéticos de PTARs de bajo caudal, y la PTAR en este estudio es la que tiene un mayor requerimiento energético; sin embargo, las PTARs de la tabla ya realizaron análisis energéticos reduciendo sus consumos, por lo que tomamos el alto requerimiento energético como un potencial de reducción energética [88].

3.4 Simulador

Se realizó la simulación del modelo (ASM3) de la PTAR utilizando el software SIMBA#.

Se realizaron simulaciones de dos modelos para la PTAR. Los datos de entrada al sistema fueron los obtenidos en las pruebas de laboratorio y de campo de la PTAR. Primero se simuló la operación actual de la PTAR utilizando el diseño que se observa en la **Figura 2.6**. Posteriormente se simuló el modelo propuesto **Figura 2.7** con un tanque de desnitrificación y dos con sistema de lodos activados, con las medidas de los 3 tanques que tiene la PTAR del supermercado de estudio. Para disminuir la aireación se simuló el tratamiento secundario con 2 sopladores con una capacidad de 2 HP, reduciendo el consumo energético de 82.027 kWh/día a 35.8108 kWh/día.

La **Tabla 3.8** muestra los datos del influente que se ingresaron al simulador antes de correrlo.

Tabla 3.8 Datos de caudal de entrada del simulador

Parámetro	Valor	Unidad
Promedio de DQO	611	g DQO/m ³
Promedio de NT	99	g N/m ³
Promedio de P	9	g P/m ³
Caudal promedio	11	m ³ /d
Fracción del flujo mínimo promedio	0.7208	
Tiempo del flujo mínimo promedio	1.175889	d
Fracción del flujo máximo	1.203226	-
Tiempo del flujo máximo promedio	0.469245	d
Relación de la carga NTmax/ NT promedio (factor pico)	1.6	-
Fracción del caudal mínimo de orina al caudal medio de orina	0.4412	-
Desplazamiento del pico de NT con respecto al pico del caudal y DQO (dTN)	0.02337	d
DQO por infiltración del agua	25	g COD/m ³
NT por infiltración del agua	5	g N/m ³
P por infiltración del agua	0.5	g P/m ³
Fracción de orina en agua residual	0.1	-
DQO de la orina	300	g COD/m ³
NT de orina	400	g N/m ³
PT de orina	30	g P/m ³

En la **Tabla 3.9** se comparan los valores de Oxígeno Disuelto que se tenían en los reactores al realizar la toma de muestra en la PTAR, con los que se tienen en los reactores del software de simulación (en los cuales hay similitud).

Tabla 3.9 Comparación de OD en Reactores de PTAR y de Simulación

Parámetro	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
Oxígeno Disuelto en PTAR	4.97	5.38	4.56
Oxígeno disuelto en Simulador	4.052	5.139	4.68

Con el valor promedio de SST sobre DQO en los análisis del influente de la PTAR, que es 625/611 (1.02), el simulador calcula los valores observados en la **Tabla 3.10** utilizando el modelo ASM3.

Tabla 3.10 Simulación con SST/DQO

Parámetro	Valor	Unidad
Radio DQO/SSV	1.6	gDQO/gSST
Fracción SST sobre DQO	625/611=1.0229	gDQO/gSST
Fracción de SST no volátiles	0.2	-
Fracción de DQO soluble inerte	0.075	-
Fracción de DQO inerte de DQO particulado	0.3	-
Fracción de sólidos suspendidos de DQO biodegradable	0.2	-
Fracción de DQO biodegradable de la biomasa	0.18	-
Alcalinidad	10	-
Fracción de fósforo eliminado por DQO	0.002	-
Fracción de gramos de lodos producido /gP precipitado	6.8	g TSS/ gP
Concentración de P en el efluente	0.5	g P/m ³
P incorporado en la biomasa	0.005	gP/gDQO
Fracción bioP P del DQO del influente	0.002	gP/gDQO
SST contenido en bioP P	3	g TSS/gP
SST contenido en la biomasa	0.765	g/g COD
SSV contenido en la biomasa	0.704	g/g COD

Al realizar la simulación el modelo ASM3, no toma en cuenta los tratamientos terciarios realizados en la PTAR (procesos de cloración y de adsorción por carbón activado); por lo que la comparativa se realizó con los análisis del sedimentador secundario, el cual esta previo a los tratamientos terciarios, y como podemos observar en la **Tabla 3.1** la variación en los valores de DQO y NT comparada con el efluente es mínima, puesto que los tratamientos terciarios se usan en esta PTAR para realizar la desinfección.

La **Tabla 3.11** muestra 2 simulaciones, una del funcionamiento actual de la PTAR y otra con la modificación sugerida.

Tabla 3.11 Simulación del Efluente

Parámetro	Simulación del Efluente de PTAR en este estudio	Simulación del Efluente con modelo propuesto	Unidad
Sustrato fácilmente biodegradable	0.5976	0.20631	g COD/m ³
NH ₄ ⁺ y NH ₃	0.815	0.094241	g N/m ³
Nitratos y Nitritos	58.36	41.779	g N/m ³
Dinitrogeno	2.467	14.371	g N/m ³
Alcalinidad como H ₂ CO ₃	0.7117	2.9122	mol/m ³
Materia orgánica no biodegradable soluble	41.57	37.169	g COD/m ³
Materia orgánica no biodegradable particulada	2.724	3.0797	g COD/m ³
Sustrato poco biodegradable	0.2349	0.13803	g COD/m ³
Biomasa Heterótrofa	4.435	6.8605	g COD/m ³
Productos orgánicos	0.1007	0.051804	g COD/m ³
Biomasa Autótrofa	0.4398	0.96851	g COD/m ³
Fracción mineral particulada	1.761	2.549	g/m ³

En la **Tabla 3.11**, se observan los resultados de DQO, de la simulación del modelo actual de la PTAR los cuales son similares a los obtenidos en los análisis de la PTAR comercial estudiada. Según Vázquez [94] la DQO total es igual a la sumatoria de las fracciones de DQO presentadas en la simulación. Por lo que se realizó la sumatoria dando un valor de 50.102 gDQO/m³, lo cual se compara y es similar con 52.08±32.34 gDQO/m³ de los análisis de la PTAR. En cuanto a los valores de NT el simulador nos da un valor de 61.642gN/m³ el cual es estadísticamente similar al valor obtenido en el laboratorio 78.37±15.09 gN/m³. Por lo que podemos aceptar el hecho de que el simulador arroja datos cercanos a los del funcionamiento real de la PTAR, al no existir diferencia significativa entre los datos analizados y simulados [19].

En la **Tabla 3.11** se observan los valores del efluente calculados en el simulador al eliminar la aireación en uno de los tanques, los valores de nitratos y nitritos se reducen considerablemente, en la primera simulación se tiene 58.36 gN/m³ comparado con los

41.779 gN/m³, lo que equivale a una reducción de 28.41%. Del mismo modo existe una reducción en la sumatoria de la DQO en el modelo propuesto de 48 g/m³, comparado con los 50.102 de la simulación del modelo actual.

Debido a que las concentraciones de nitrógeno y DQO no son afectadas de manera negativa al reducir la aireación una tercera parte, podemos decir que sustituir los sopladores de la PTAR actual es factible. Dado lo anterior se calculó la energía requerida.

Tabla 3.12 Consumo energético propuesto en PTAR

Energía Requerida Propuesta						
Equipo	# de equipo	HP	kW	horas/día	Consumo diario (kWh/día)	kWh/m ³
Soplador 1	1	5	1.4914	11	16.4054	1.4914
Soplador 2	1	5	1.4914	11	16.4054	1.4914
Bomba 1	1	1	0.682	12	8.192	0.744
Bomba 2	1	1	0.704	12	8.448	0.768
Bomba de envío 1	1	1	1.450	1	1.43	0.130
Bomba de envío 2	1	1	1.324	1	1.324	0.120
Total					52.1208	4.7448

$$ICE_{DQO} [kWh/kgDQO_{rem}] = \frac{52.1208 [kWh/d]}{6.05 [kg DQO/d]} = 8.61 kWh/kgDQO_{rem}$$

Con el ajuste propuesto se reduce el 40.68% de la energía. En la **Tabla 3.13** se observan los valores mínimos y máximos registrados de consumos energéticos en PTARs de distintos países. Aún con el cambio de equipos la PTAR tendría un requerimiento mayor a las de la literatura, teniendo Francia y Alemania valores máximos 6.58 y 5.22 kWh/kgDQO_{rem}, respectivamente, y la PTAR en estudio 8.61 kWh/kgDQO_{rem}; esto tomando en cuenta el hecho de que a menor tamaño de PTAR mayor consumo energético, y que la comparación se hace con PTARs de mayor tamaño [102].

Tabla 3.13 Benchmarking de varios países

kWh/kgDQO _{rem}	Canadá	China	Francia	Alemania	Italia	Japón	España	Usa
Mínimo	0.19	0.65	1.1	0.49	0.75	0.66	0.23	0.65
Media	0.51	0.14	3.37	1	1.53	0.9	1.03	1.14
Máximo	3.15	1.6	6.56	5.22	2.95	1.03	6.57	1.6

Modificado de ENERWATER [48]

Es necesario realizar un análisis costo beneficio antes de instalar una PTAR, una vez instalada, se pueden realizar modificaciones para hacer más eficiente el proceso, disminuir costos de operación y consumo energético. Para PTARs de tamaño tan pequeño es recomendable sistemas de tratamiento de menor costo de operación (y consumo energético) como biodiscos, filtros percoladores o sistemas anaerobios, sin embargo su eficiencia y rápidos en el tratamiento son más bajos [23,29].

3.7 Reducción de Gases de Efecto Invernadero

En el año 2016 la cadena de tiendas comerciales a las que pertenece la PTAR realizó un inventario de GEI en sus 2,309 tiendas que se encuentran a lo largo de la República Mexicana conforme a la norma NMX-SAA-14064-1-IMNC-2007 (ISO 14064-1:2006). La reducción de emisiones de GEI conlleva a la reducción de consumos energéticos y por tanto, ahorros económicos [77]. Las emisiones se clasifican como emisiones directas o indirectas. Las directas son emisiones de fuentes que son propiedad o están controladas por la organización. Las indirectas son emisiones consecuencia de las actividades de la organización, pero que están controladas por otra organización [78]. Para facilitar la detección, se han definido 3 alcances, los cuales se especifican en la **Tabla 3.14**.

Tabla 3.14 Actividades que generan gases de efecto invernadero, divididas en alcances.

Alcance 1	Generación de energía eléctrica para autoabastecimiento Uso de hornos, calderas y quemadores Uso de vehículos para el transporte de empleados Emisiones de HFC por el uso de equipo de refrigeración y aire acondicionado
Alcance 2	Suministro de energía eléctrica (CFE) Suministro de energía eléctrica de parque eólico
Alcance 3	Transporte de mercancías de centros de distribución a las tiendas Vuelos de empleados por comisiones de trabajo

Modificado de SEMARNAT [78]

Los resultados de dicho inventario se observan en la **Tabla 3.15** y **Figura 3.5** en donde podemos ver que del año 2012 al 2016 hay reducción en emisiones de GEI, lo cual coincide con la implementación de fuentes de generación de energía renovable [77].

Tabla 3.15 Toneladas de Gases de Efecto Invernadero por alcance

Alcance	CO ₂ (Ton)	CH ₄ (Ton)	N ₂ O (Ton)	HFCs (Ton)	Total
1	135,809	11.64	0.31	144243	670,150
2	423,601				423,601
1+2	556,410	11.64	0.31	144243	1'093,751
3	254,320				254,320

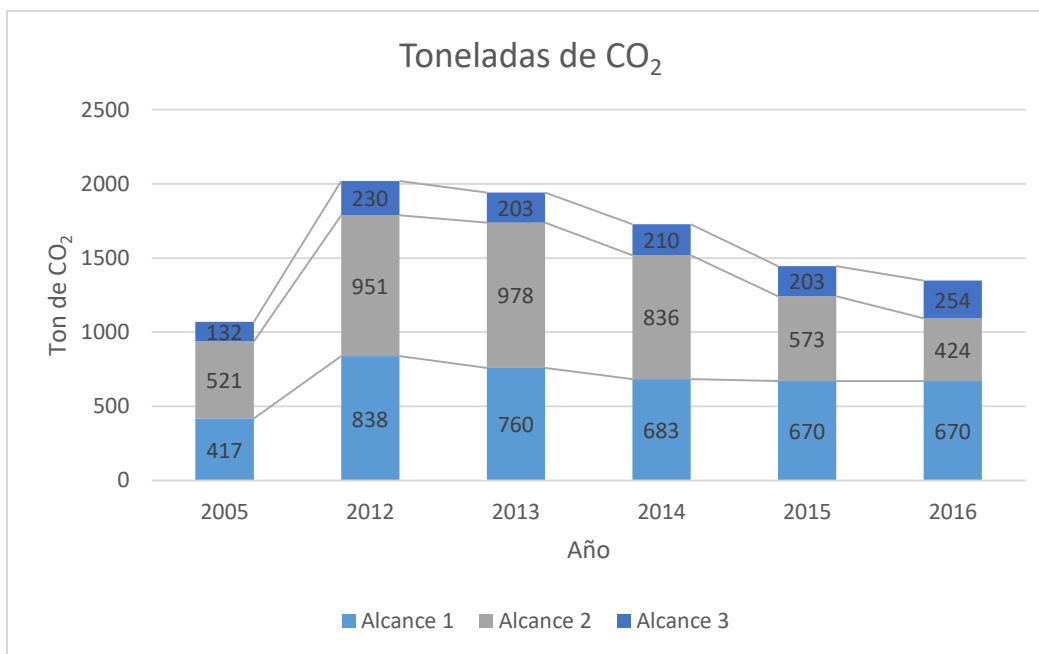


Figura 3.5 GEI emitidos en del año 2005 al 2016

Se realizó una estimación de la reducción de las emisiones GEI al realizar los cambios propuestos en la PTAR. Se utilizó el factor de conversión de 1 kgCO₂ eq = 0.44548 kWh [103].

Tabla 3.16 Estimación de la reducción de GEI en PTAR

Proceso	Reducciones de GEI(kg CO ₂ eq/día)
Generación de biogás	0.129
Cambio de sopladores	15.92591
Total	16.055
Total anual	5.86 ton CO ₂ eq/año

En la **Tabla 3.15** observamos que las toneladas de CO₂ eq/año que genera la empresa por suministro de energía de la CFE y de sus parques eólicos son 423,601. Por lo que el cambio de sopladores en la PTAR tendría una reducción del 0.0013% en sus emisiones de GEI en el alcance 2.

Esto se podría escalar a las 766 PTARs de lodos activados que tiene la cadena de supermercados, con el supuesto de que todas operan con la misma ineficiencia, y tomando como base los indicadores de consumo energético calculados en este estudio. La implementación de la modificación en los sopladores tendría una reducción anual de 4,488.845 tonCO₂ eq/año, lo que equivale al 1.05% de sus emisiones en el alcance 2.

CONCLUSIONES

La calidad del agua residual tratada en general es buena, con DQO de 50 mg/L, pH de 5.82 y 2.2 NMP/100mL de Coliformes Fecales; la cual cumple con los parámetros establecidos en la NOM-003-SEMARNAT-1997, sin embargo, el agua sale con concentraciones altas de Nitrógeno Total (76 mg/L) esto debido a que no existe un proceso de desnitrificación en el sistema de tratamiento.

El modelo generado con la caracterización del agua residual logró adaptarse al funcionamiento actual de la PTAR, con una comparación del efluente simulado con el real en la que no existieron diferencias estadísticamente significativas. El modelo propuesto con un reactor anóxico logra mejorar la calidad del efluente simulado en nitratos y nitritos con una reducción del 28.41%, de 58.36 gN/m³ a 41.779 gN/m³.

La PTAR tienen un requerimiento energético de 14.41kWh/kgDQO_{Rem} y de 7.98 kWh/m³ el cual es alto comparado con la medida máxima en México de 0.87 kWh/m³ [4], sin embargo no existen reportes de operación de PTARs de este tamaño.

Existe la posibilidad de reducción energética, al reducir la potencia de los sopladores de 5 HP a 2 HP de acuerdo con la demanda de oxígeno requerido para la oxidación. Tomando en cuenta las condiciones climáticas de Mérida, que el proceso que utiliza más energía es la aireación y que la cantidad de oxígeno disuelto está relacionada con la temperatura, la disminución en el consumo energético calculado es de 87.87 kWh/día a 52.12 kWh/día, lo que equivale al 40.1% del consumo energético total en la PTAR.

El cambio de sopladores en la PTAR tendría una reducción de 5.86 ton CO₂ eq/año en las emisiones de GEI que genera la cadena de supermercados, es decir un 0.0013%.

Con los indicadores de consumo energético de este estudio y considerando que todas las PTARs que operan en la cadena de supermercados cuentan con sopladores de una capacidad mayor a la requerida. Se podría tener una reducción de hasta el 1.05% de sus emisiones de GEI, lo cual equivale a 4,488.845 tonCO₂ eq/año.

BIBLIOGRAFÍA

1. De la Peña M., Ducci J. (2013) Tratamiento de aguas residuales, Banco Int. Desarrollo.
2. Yifan Gu F., Yue L., Xuyao L., Pengzhou L., Hongtao W., Xin W., Jiang W. (2017) Energy Self-sufficient Wastewater Treatment Plants: Feasibilities and Challenges, Energy Procedia, vol. 105, pp. 3741–3751.
3. CONAGUA (2016) Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554702/DSAPAS_1-20.pdf Consultado: 20 Enero 2020
4. SINA CONAGUA (2017) Inventario Nacional de Plantas de tratamiento de aguas residuales <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=calidadAgua&ver=mapa#&ui-state=dialog>. Consultado: 15 Enero 2019
5. Soares R., Memelli M., Roque R., y. Gonçalves R. (2017) Comparative Analysis of the Energy Consumption of Different Wastewater Treatment Plants, vol. 3, núm. 6, pp. 79–86.
6. CONAGUA (2018) Estadísticas del agua en México. http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf. Consultado: 25 Febrero 2019
7. Morales G., Yoval L., y Ramírez E., (2016) Energía limpia del agua sucia: aprovechamiento de lodos residuales. México.
8. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2016) Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. <https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3290/1/nom-001-semarnat-1996.pdf>. Consultado: 26 Marzo 2019
9. Gobierno del estado de Yucatán (2018) Plan Estatal de Desarrollo de Yucatán 2018-2024. http://www.yucatan.gob.mx/docs/transparencia/ped/2018_2024/2019-03-30_2.pdf Consultado: 29 septiembre 2018
10. Vaccari M., Foladori P., Nembrini S., y Vitali F. (2018) Benchmarking of energy consumption in municipal wastewater treatment plants – a survey of over 200 plants in Italy, pp. 2242–2252.
11. Gobierno del estado de Yucatán (2015) Rehabilitación de Planta de Tratamiento ‘Altabrisa’ http://yucatan.gob.mx/saladeprensa/ver_notas.php?id=195046 Consultado: 30 Abril 2019

12. Walmart Centroamérica (2017) Informe de actividades. <https://informes.walmex.mx/2017/>. Consultado: 20 Septiembre 2019.
13. Valdez C., y González V. (2003) Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales, México.
14. Secretaría de Medio Ambiente (2013) Normas Oficiales Mexicanas Normas Oficiales Mexicanas NOM-003-SEMARNAT-1997”, Conagua, pp. 1–65.
15. CONAGUA (2019) Avances en la elaboración del Programa Nacional Hídrico.
16. Jiménez N. (2014) Diseño de un reactor biológico de fangos activados, Tesis de Maestría, Universidad de Almería, España.
17. Metcalf. & Eddy (2013) Wastewater engineering: treatment and resource recovery, 5ta ed. New York, McGraw Hill.
18. Valdez E., Vázquez B. (2003) Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales. Fundación ICA. ISBN 968-7508 05-4.
19. Gonzáles A. (2017) Modelado y simulación de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) empleando el software GPS-X, Tesis de Maestría, UASLP, México.
20. Ventilaqua (2020) Wasterwater problems on shopping malls <https://www.ventilaqua.com/chemical-treatment/daf/how-to-solve-wastewater-problems-on-shopping-malls-food-court/> Consultado: 12 de marzo 2020.
21. Akshaya K., Verma R., Roshan D. (2012) A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters, Elsevier, vol. 93, pp. 156–168.
22. Arboleda V. (1987) Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación de Agua’, Editorial CEPIS, Perú.
23. Von Sperling M. (2007) Principios Básicos del Tratamiento de Aguas Residuales.
24. Ramalho, R. (1983). Introduction to wastewater treatment processes, Laval University, Quebec, Canada, ISBN: 978-0-12-576560-2.
25. Horan, N.J. (1990) Biological Wastewater Treatment Systems. Theory and Operation, 310 p., John Wiley & Sons, Chichester.
26. Bitton G. (2011) Wasterwater microbiology, Wiley-Liss, 478 p.
27. Bassin J. P.y Dezotti M. (2017) Moving bed biofilm reactor (MBBR).
28. Maynard, H., Ouki S. y Williams C. (1999) Tertiary Lagoons: A Review of Removal Mechanisms y Performance. Wat. Res. 33: 1-13.

29. Bello, Yusmary, & Lara, Raymar. (2006) Evaluación del arranque y puesta en marcha del sistema de tratamiento de aguas residuales de una empresa tabacalera Evaluation Of The Setting Up Of A System Of Residual Water Treatment In A Tobacco Company. Revista d.
30. Fu Yen (1999) Environmental Chemistry, Chemical Principles for Environmental Processes, Prentice Hall, New Jersey.
31. Weber W.J. (1979) 'Control de la Calidad del Agua Procesos Fisicoquímicos' Editorial Reverte, S.A.
32. CONAGUA, (2016) Numeragua 2015 <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/NUMERAGUA2015.pdf>. Consultado: 13 Febrero 2019
33. SINA CONAGUA, (2017) Estadística del Agua en México. http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2017.pdf Consultado: 28 Mayo 2019.
34. Larsen T. A. (2015) CO₂-neutral wastewater treatment plants or robust climate-friendly wastewater management? A systems perspective", vol. 87.
35. Aichinger P., Wadhawan T., Kuprian M., Higgins M., Ebner C., Fimml C., Murthy S., (2016) Comment on 'Synergistic co-digestion of solid-organic-waste and municipal-sewage-sludge: 1 plus 1 equals more than 2 in terms of biogas production and solids reduction' [Water Research 87, 416-423], Water Res., vol. 95.
36. GIZ (2017) Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales, Primera Edición, México.
37. Díaz A., Lorenzo A., Venta E. (2015). Tratamiento de lodos, generalidades y aplicaciones. Revista CENIC. Ciencias Químicas, 46, ISSN: 1015-8553.
38. Gutiérrez J. P. (2017) Situación actual y escenarios para el desarrollo del biogás en México hacia 2024 y 2030.
39. Varnero Moreno, P. M. (2011). Manual de biogás. Manual, Gobierno de Chile, Ministerio de Energía, Santiago de Chile.
40. CONAGUA, (2007) Planta de tratamiento de aguas residuales Atotonilco", Semarnat, p. 16.
41. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (2015) El Precio Del Tratamiento De Las Aguas Residuales, México.

42. Bittman B. (1985) Theoretical and modeling aspects of anaerobic treatment of sewage. Massachusetts.
43. Kümmerer K., Dlonysiou D., y Fatta-Kassinos D. (2016) Scope of the Book Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse, vol. 45.
44. Longo S. y Mirko D. (2016) Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement”, Appl. Energy, vol. 179, pp. 1251–1268.
45. Castellet L. y Molinos-Senante M. (2016) Efficiency assessment of wastewater treatment plants: A data envelopment analysis approach integrating technical, economic, and environmental issues, J. Environ. Manage, vol. 167, pp. 160–166.
46. Siecker B., Kusakana K., (2017) A review of solar photovoltaic systems cooling technologies, vol. 79, pp. 192–203.
47. Magaña L., Torres E., Martínez T., Sandoval C. (2006) Producción de Biogás a Nivel Laboratorio Utilizando Estiércol de Cabras, vol. 16, núm. 2, pp. 27–3.
48. ENERWATER, (2015) Deliverable 2.1 Study of published energy data.
49. IEA (2018) Balance Nacional de Energía. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/414843/Balance_Nacional_de_Energ_a_2017.pdf Consultado: 30 Abril 2019.
50. Enerdata (2019) Anuario estadístico mundial 2019 <https://es.enerdata.net/>. Consultado: 27 Enero 2020.
51. Väänänen J., Cimbritz M., y Jansen J. (2016) Microsieving in primary treatment: effect of chemical dosing, pp. 438–447.
52. Åmand C., Olsson L. (2013) Aeration control – a review”, Water Sci. Technol., vol. 67 (11), pp. 2374–2398.
53. Åmand L. y Carlsson B. (2012) Optimal aeration control in a nitrifying activated sludge process”, Water Res., vol. 46, núm. 7, pp. 2101–2110.
54. Antoni M. y Longo S. (2016) Energy Audit Methodology and key performance parameters (KPI) in Small WasteWater Treatment Plants, núm. pp. 1–3.
55. Carretero A. y García J. (2013) Gestión de la eficiencia energética: cálculo del consumo, indicadores y mejora”, AENOR, vol. ISBN: 978-, p. 28.
56. García M., Caicedo J., Tobar V. y Flórez J. (2019) Propuesta de auditoría energética para la industria aplicada a un caso de estudio del sector plástico. Dyna, 86(210), 345-35.

57. Solares L., Lemaa M., Iglesias M., Soares A. (2015) Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Appl. Energy*, vol. 179, pp. 1251–1268.
58. Díaz C. (2003) Capítulo 22: Modelación matemática de plantas de tratamiento de lodos activados, Agua potable para comunidades Rural. reuso y Trat. Av. aguas residuales domésticas., pp. 240–255.
59. Henze M., Gujer W., Mino T., y van Loosedrecht M. (2015) *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, vol. 5, núm. 0.
60. Alasino, N., Scenna, N. y Mussati, M. (2009). Síntesis y diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina.
61. IAWPRC (1987) *Activated Sludge Model No. 1*. IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1.
62. Henze, M., Grady, C., Gujer, W., Marais, G., Matsuo T. (1987) *Activated Sludge Model 1'*. IAWPRC Sci. and Tech. Report No 1, IAWPRC, London.
63. Gernaey V., Sin G. (2013). *Wastewater Treatment Models. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Gernaey, *Wastewater Treatment Models. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*.
64. Gujer W., Henze M., Mino M., y Van Loosdrecht, M. (1999). *Activated sludge model No.3*. *Water Science and Technology* 39(1): 183-193, Gran Bretaña, Londres.
65. Cegarra L., Gomez C., Marquez R., y Rios B., (2014) Promediación de un proceso de tratamiento de aguas residuales con lodos activados basado en el modelo ASM3, *Memorias del XVI Congr. Latinoam. Control Automático*, núm. August 2016, pp. 828–833.
66. Gómez-Quintero, C. (2002). *Modélisation et estimation robuste pour un procédé boues activées en alternance de phases*. PhD Thesis, Laboratoire d'Analyse et d'Architecture des Systèmes du C.N.R.S, Toulouse, France.
67. Cegarra, L., (2014). *Regulación de un proceso biológico para tratamiento de aguas residuales utilizando el modelo de lodos activados ASM3*. Tesis de Maestría, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela.
68. Iturrate, E., Urcola, A. L. (2005) Optimización del diseño, operación y control de las EDAR utilizando modelos matemáticos y herramientas de simulación. *Tecnología del agua*, (266), 74-79.

69. Olsson G., Newell B. (2000) Wastewater treatment systems: modeling, diagnosis and control, IWA publishing.
70. Sánchez J., Mejía A., y Amorocho C. (2015) Software de ingeniería especializado en el diseño y simulación de plantas de tratamiento de agua residual: revisión, Ing. y Región, vol. 13, núm. 1, p. 57.
71. Magdeburg V., (2018) Manual Block Reference núm. 3, SIMBA#, Alemania.
72. The ifak (2020) Institute for Automation and Communication. <https://www.ifak.eu/en/products/simba-water>. Consultado 25 Marzo 2020
73. Aguilar I., Blanco P. (2018) Recuperación de metano y reducción de emisiones en PTAR Nuevo Laredo, Tamaulipas, México. Tecnología y ciencias del agua, [S.I.], v. 9, n. 2, p. 86-114, mayo. ISSN 2007-2422. <http://revistaty.com> Consultado: 15 Febrero 2020
74. Dane P. y Theuretzbacher-fritz H. (2011) Benchmarking para servicios de agua Servicios de Agua.
75. Torregrossa D., Schutz G., Cornelissen A., Hernández-Sancho F., y Hansen J. (2016) Energy saving in WWTP: Daily benchmarking under uncertainty and data availability limitations, Environ. Res., vol. 148, pp. 330–337.
76. Walmart México (2019) Responsabilidad Comparativa. <https://www.walmartmexico.com/responsabilidad-corporativa/medio-ambiente> Consultado: 20 Marzo 2020.
77. Walmart México y Centroamérica (2016) Reporte de Inventario de Emisiones de Gases Efecto Invernadero.
78. SEMARNAT (2018) Criterios para la verificación de los reportes de Emisiones de Compuestos y Gases de Efecto Invernadero en el marco del Registro Nacional de Emisiones. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/328553/Criterios_Verificacion_2018.pdf. Consultado: 26 Noviembre 2019.
79. Weber W. 1979Control de la Calidad del Agua Procesos Físicoquímicos.
80. Secretaría de Economía (2012) Análisis De Agua - Medición De La Demanda Química De Oxígeno En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas.- Método De Prueba - Parte 1 - Método De Reflujo Abierto - (Cancela A La Nmx-Aa-030-Scfi-2001). NORMA Mex.

81. HACH Company (2015) Procedures Manual. Hach DR/890 colorimeter. Handbook, USA, USA, 1997-2005.
82. HACH Method (2015) Total Nitrogen DOC316.53.01085, pp. 1–8 USA.
83. American public health association (2005) Standard Methods for examination of water and wastewater.
84. Secretaría de Economía (2015) NMX-AA-034-SCFI-2015- Análisis De Agua - Determinación De Sólidos Y Sales Disueltas En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas - Método De Prueba (Cancela A Las Nmx-Aa-020-1980 Y Nmx-Aa-034-1981).
85. HACH (2000) Manual de análisis de agua: Procedimientos Fotométricos, de titulación y microbiológicos de HACH Company, núm. 970, p. 220, USA.
86. Caviedes C. (2014) Cálculo y diseño de Sistema Solar Fotovoltaico para uso doméstico.
87. Belloir C., Stanford C., y Soares A. (2015) Energy benchmarking in wastewater treatment plants: The importance of site operation and layout, *Environ. Technol.* (United Kingdom), vol. 36, núm. 2, pp. 260–269.
88. Ounsaneha W., Janthaphat P., Suksaroj T., y Rattanapan C. (2018) Joint benchmarking and eco-efficiency for the sustainable performance of swine production in Thailand, *Int. J. GEOMATE*, vol. 15, núm. 49, pp. 137–142.
89. Muñoz J., Muñoz H. y Leguizamon L. (2017) Control Predictivo de la concentración de oxígeno disuelto (DO) en el bioreactor de la planta piloto de aguas residuales de la Universidad de Ibagué, *Sci. Tech.*, vol. 22, núm. 1, p. 47.
90. Suárez D. (2014) Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de las descargas de un centro comercial de la ciudad de Quito, Tesis de Maestría, Universidad Politécnica Nacional, Ecuador.
91. Pérez F. (2006) Informe preventivo de planta de tratamiento de aguas residuales del fraccionamiento altabrisa, Mérida, Yucatán.
92. Villanueva L. (2017) Mejoramiento de la eficiencia de remoción de materia orgánica y coliformes termotolerantes en la PTAR del distrito de huáchac-chupaca, Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Centro de Peru, Peru.
93. Pire M., Rodríguez K., Fuenmayor M., Fuenmayor Y., Acevedo H., Carrasquero S. y Díaz A. (2011) Biodegradabilidad de las diferentes fracciones de agua residual producidas.

94. Vázquez G., Ortega R., Esparza M., y Fall C. (2013) Fraccionamiento de DQO del agua residual de Toluca por el protocolo STOWA. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(2), 21-35.
95. Åmand L. y Carlsson B. (2015) "Aeration Control with Gain Scheduling in a Full-scale Wastewater Treatment Plant", *IFAC Proc. Vol.*, vol. 47, núm. 3, pp. 7146–7151.
96. Dowming A. (1978) *Selected subjects in waste treatment*. 3rd edición. Delft, iHE. Eckenfelder Jr, W.W. *Principles of Water Quality Management*, CBI, Boston.
97. Secretaria de Economía (2015) NMX-AA-042-SCFI-2015 Análisis de agua - enumeración de organismos Coliformes Totales, organismos Coliformes Fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* – Método del número más probable en tubos múltiples.
98. Lorenzo Y., Vázquez I., Amores M., Termes M., Marín D., Moreira M. (2016) "Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective", *Sci. Total Environ.*, vol. 566–567, pp. 468–479.
99. Giornata di studio di ingegneria sanitaria ambientale (2013) *Òrisparmio energetico nel ciclo idrico integrato*, Italia.
100. Spruston S., Alexander K. y David M. (2012) "Leveraging the Energy of the Group to Manage the Energy of the Utility: The NWWBI Adopts Industry Tools to Improve Energy Performance." *Proceedings of the Water Environment Federation 2012*.14: 23.
101. BILAN D'EPURATION DES EAUX USEES EN VALAIS ANNEE (2009) <https://www.vs.ch/documents/529400/1662882/Rapport%202009.pdf/81208e56-fca1-478c-97b8-059a27e8a6c7> Consultado 30 Enero 2020
102. P. Foladori, M. Vaccari, y F. Vitali (2015) "Energy audit in small wastewater treatment plants: Methodology, energy consumption indicators, and lessons learned", *Water Sci. Technol.*, vol. 72, núm. 6, pp. 1007–1015.
103. Ashrafi O. (2012) *Estimation of Greenhouse Gas Emissions in Wastewater Treatment Plant of Pulp & Paper Industry*.
104. Semarnat (2016) *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde*, Edición 2015, México.