



---

---

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE YUCATÁN**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA**  
**UNIDAD DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN**

**“EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE UN DIGESTOR  
ANAEROBIO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES MUNICIPALES”**

**TESIS**

**PRESENTADA POR:**

**I.A. CÉSAR OMAR DÍAZ LARA**

**EN OPCIÓN AL GRADO DE**

**MAESTRO EN INGENIERÍA  
OPCIÓN AMBIENTAL**

**MÉRIDA, YUCATÁN, MÉXICO**

**2018**

**“Aunque este trabajo hubiere  
servido para EXAMEN DE GRADO y  
hubiere sido aprobado por el sínodo,  
sólo su AUTOR es responsable de  
las doctrinas emitidas por él”**

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado para la realización de este proyecto de investigación, el cual es el producto final de la Maestría en Ingeniería opción Ambiental de la Universidad Autónoma de Yucatán.

## RESUMEN

Una evaluación previa en la planta de tratamiento “Las Américas I” ha detectado variaciones en la actividad metabólica que se desarrolla en el digestor, lo cual puede interpretarse como un indicador de mal funcionamiento. La planta es operada siguiendo las recomendaciones proporcionadas por los constructores de acuerdo con las características ideales al momento de diseño, de tal manera que se desconoce si dicha operación tiene consecuencias sobre el proceso biológico y consecuentemente sobre la calidad del efluente y otros aspectos ligados al proceso.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la operación de un digestor anaerobio de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, en función de la tasa de recirculación en el reactor y la purga de lodos.

La planta de tratamiento evaluada cuenta con un reactor anaerobio tipo UASB para realizar el tratamiento principal, posteriormente como tratamiento complementario se tienen dos filtros percoladores en serie con dos sedimentadores que reciben el lodo que se desprende de los filtros. La evaluación se dividió en dos fases, en donde la primera consistió de una evaluación preliminar en la cual se caracterizó el lodo recirculado al digestor, así como se describieron las condiciones en las que fue encontrado el reactor bajo la operación cotidiana, y en la segunda fase se realizaron dos modificaciones operacionales en el reactor, siendo la primera en función de los resultados previos y la segunda consecuencia de acciones tomadas por los encargados de la planta. Los parámetros analizados fueron los citados en las normas oficiales mexicanas con la adición de la actividad a la deshidrogenasa.

Con base a los resultados obtenidos se concluyó que el segundo sedimentador no realiza un aporte significativo de sólidos al reactor biológico y una disminución en los desfuegos del mismo representa una mejoría sustancial en cuanto a la sedimentación dentro del digestor y en los porcentajes de remoción; razón por la cual se recomienda mantener al mínimo los desfuegos de este sedimentador.

## **ABSTRACT**

A previous evaluation in the wastewater treatment plant named “Las Américas I” has detected variations in the metabolic activity that develops in the digester, which can be interpreted as an indicator of malfunction. The plant has been operated following recommendations given by the builders according to the ideal characteristics of the plant design. It is unknown if this operation has consequences on the biological process and consequently on the quality of the effluent and other aspects linked to the process.

This work evaluated the operation of an anaerobic digester of a municipal wastewater treatment plant, based on the recirculation rate in the reactor and the sludge purge.

The evaluated wastewater treatment plant has an UASB reactor for the main treatment, also has as a complementary treatment, two trickling filters in series with two sedimentation tanks that receive the sludge that the filters released. The evaluation was divided into two phases, where the first one consisted of a preliminary evaluation in which the sludge recirculated to the digester was characterized, as well as the conditions in which the reactor was found under the daily operation. In the second phase, two operational modifications were made to the reactor, the first being based on previous results and the second being consequence of actions taken by those in charge of the plant. The parameters analyzed were those cited in Mexican official standards with the addition of dehydrogenase activity.

Based on the results, the second sedimentation tank did not make a significant contribution of solid matter to the biological reactor. A decrease in the purges represented a substantial improvement in the sedimentation, taking place inside the digester. By the other hand, the removal percentage of every analyzed parameter was also improve, which is why it is recommended to keep the purges of the second settler to a minimum.

# ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>2</b>
<b>1.1. Objetivo general .....</b>	<b>3</b>
<b>1.2. Objetivos específicos.....</b>	<b>3</b>
<b>2. MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>3</b>
<b>2.1. Generalidades de las aguas residuales .....</b>	<b>3</b>
2.1.1. Clasificación de las aguas residuales .....	4
2.1.2. Parámetros de las aguas residuales domésticas .....	4
<b>2.2. Tratamiento de agua residual doméstica .....</b>	<b>6</b>
2.2.1. Tratamiento aerobio .....	6
2.2.2. Tratamientos anaerobios .....	7
<b>2.3. Procesos anaerobios .....</b>	<b>9</b>
2.3.1. Digestión anaerobia .....	9
2.3.2. Proceso anaerobio de baja tasa .....	11
2.3.3. Proceso anaerobio de alta tasa .....	12
<b>2.4. Factores que afectan el desempeño de un proceso anaerobio .....</b>	<b>14</b>
2.4.1. Tiempo de retención de sólidos .....	14
2.4.2. Temperatura y pH .....	15
2.4.3. Demanda de nutrientes .....	16
2.4.4. Sólidos suspendidos volátiles .....	17
2.4.5. Porcentaje de metano .....	17
2.4.6. Actividad metabólica .....	18
2.4.7. Índice volumétrico de lodos .....	19
<b>2.5. Consideraciones teóricas en la operación de un sistema anaerobio .....</b>	<b>19</b>
2.5.1. Procesos operativos .....	19
<b>2.6. Descripción del área de estudio .....</b>	<b>25</b>
2.6.1. Operación actual de la PTAR "Fraccionamiento Las Américas" .....	26
2.6.2. Características del digester anaerobio a estudiar .....	27
2.6.3. Descripción del flujo de agua y lodos en la planta .....	28

<b>3. METODOLOGÍA.....</b>	<b>28</b>
<b>3.1. Descripción general.....</b>	<b>28</b>
<b>3.2. Muestreo.....</b>	<b>29</b>
<b>3.3. Pruebas de laboratorio.....</b>	<b>31</b>
<b>3.4. Modificaciones operacionales .....</b>	<b>32</b>
3.4.1. Primera modificación .....	32
3.4.2. Segunda modificación .....	33
<b>4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>34</b>
<b>4.1. Evaluación preliminar.....</b>	<b>34</b>
4.1.1. Lodo recirculado .....	34
4.1.2. Evaluación del digestor anaerobio.....	39
4.1.3. Actividad a la deshidrogenasa .....	45
<b>4.2. Primera modificación operacional .....</b>	<b>46</b>
4.2.1. Evaluación del digestor anaerobio.....	46
4.2.2. Actividad a la deshidrogenasa .....	53
<b>4.3. Segunda modificación operacional .....</b>	<b>55</b>
4.3.1. Evaluación del digestor anaerobio.....	55
4.3.2. Actividad a la deshidrogenasa .....	61
<b>4.4. Diferencias entre etapas.....</b>	<b>62</b>
<b>5. CONCLUSIONES.....</b>	<b>64</b>
<b>6. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>65</b>
<b>7. REFERENCIAS.....</b>	<b>67</b>
<b>8. APÉNDICES .....</b>	<b>72</b>
<b>8.1. Apéndice A: Prueba de Kruskal-Wallis.....</b>	<b>72</b>
<b>8.2. Apéndice B: Análisis de regresión lineal .....</b>	<b>73</b>

# ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Digestor anaerobio de baja tasa. Fuente: Navarrete (2014).</i>	12
<i>Figura 2. Digestor anaerobio de alta tasa convencional. Fuente: Metcalf &amp; Eddy (2003).</i>	13
<i>Figura 3. Puntos de muestreo en la PTAR "Fraccionamiento Las Américas".</i>	30
<i>Figura 4. Concentración de sólidos recirculados en el registro 1 (primer muestreo).</i>	35
<i>Figura 5. Concentración de sólidos recirculados en el registro 2 (primer muestreo).</i>	36
<i>Figura 6. Concentración de sólidos recirculados en el registro 1 (segundo muestreo).</i>	36
<i>Figura 7. Concentración de sólidos recirculados en el registro 2 (segundo muestreo).</i>	37
<i>Figura 8. Concentración de sólidos en el influente (evaluación preliminar).</i>	40
<i>Figura 9. Concentración de sólidos en el efluente (evaluación preliminar).</i>	40
<i>Figura 10. Concentración de sólidos en el digestor (evaluación preliminar).</i>	41
<i>Figura 11. Concentración de sólidos en la purga de lodos (evaluación preliminar).</i>	41
<i>Figura 12. Comportamiento de los sólidos sedimentables durante la evaluación preliminar del digestor.</i>	43
<i>Figura 13. Comportamiento del fósforo total durante la evaluación preliminar del digestor.</i>	43
<i>Figura 14. Comportamiento del NKT durante la evaluación preliminar del digestor.</i>	44
<i>Figura 15. Comportamiento del nitrógeno amoniacal durante la evaluación preliminar del digestor.</i>	44
<i>Figura 16. Comportamiento de la DQO soluble durante la evaluación preliminar del digestor.</i>	45
<i>Figura 17. Comportamiento de la actividad biológica durante la evaluación preliminar.</i>	45
<i>Figura 18. Concentración de sólidos en el influente (primera modificación).</i>	47
<i>Figura 19. Concentración de sólidos en el efluente (primera modificación).</i>	47
<i>Figura 20. Concentración de sólidos en el digestor (primera modificación).</i>	48
<i>Figura 21. Concentración de sólidos en la purga (primera modificación).</i>	48
<i>Figura 22. Comportamiento de los sólidos sedimentables durante la primera modificación.</i>	50
<i>Figura 23. Comportamiento de la concentración de fósforo durante la primera modificación.</i>	50
<i>Figura 24. Comportamiento del NKT durante la primera modificación.</i>	51
<i>Figura 25. Comportamiento del nitrógeno amoniacal durante la primera modificación.</i>	51
<i>Figura 26. Comportamiento de la DQO soluble durante la primera modificación.</i>	52
<i>Figura 27. Actividad biológica en el digestor durante la primera modificación.</i>	54
<i>Figura 28. Comportamiento de la actividad biológica en la purga durante la modificación.</i>	54
<i>Figura 29. Concentración de sólidos en el influente (segunda modificación).</i>	56
<i>Figura 30. Concentración de sólidos en el efluente (segunda modificación).</i>	56
<i>Figura 31. Concentración de sólidos en el digestor (segunda modificación).</i>	57
<i>Figura 32. Concentración de sólidos en la purga (segunda modificación).</i>	57
<i>Figura 33. Comportamiento de los sólidos sedimentables durante la segunda modificación.</i>	58

<i>Figura 34. Comportamiento de la concentración fósforo durante la segunda modificación.</i> .....	59
<i>Figura 35. Comportamiento del NKT durante la segunda modificación.</i> .....	59
<i>Figura 36. Comportamiento del nitrógeno amoniacal durante la segunda modificación.</i> .....	60
<i>Figura 37. Comportamiento de la DQO soluble durante la segunda modificación.</i> .....	60
<i>Figura 38. Comportamiento de la actividad biológica en el digestor durante la segunda modificación.</i> .....	61
<i>Figura 39. Comportamiento de la actividad biológica en la purga durante la segunda modificación.</i> .....	62
<i>Figura 40. Gráfico de caja y bigotes para la prueba de Kruskal-Wallis.</i> .....	72

## ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Niveles de parámetros necesarios para una buena operación en un reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente.</i> .....	24
<i>Tabla 2. Parámetros de diseño utilizados en la PTAR “Fraccionamiento Las Américas”.</i> .....	25
<i>Tabla 3. Características estimadas para el efluente de la PTAR “Las Américas”.</i> .....	26
<i>Tabla 4. Operación actual de la PTAR “Las Américas”.</i> .....	26
<i>Tabla 5. Pruebas de laboratorio a realizar. Fuentes: Romero-Pareja (2011), Diario Oficial de la Federación (1976), Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (2000), Secretaría de Economía (2001, 2010, 2011).</i> .....	31
<i>Tabla 6. Actividades realizadas en la primera modificación operacional.</i> .....	33
<i>Tabla 7. Actividades realizadas en la segunda modificación.</i> .....	34
<i>Tabla 8. Resumen de datos obtenidos en el análisis del lodo recirculado.</i> .....	35
<i>Tabla 9. Resultados obtenidos en el primer muestreo de lodos.</i> .....	38
<i>Tabla 10. Resultados obtenidos en el segundo muestreo de lodos.</i> .....	38
<i>Tabla 11. Resumen de datos obtenidos en la evaluación preliminar del digestor anaerobio.</i> .....	39
<i>Tabla 12. Resumen de datos obtenidos en la primera modificación operacional del digestor.</i> .....	46
<i>Tabla 13. Resumen de datos obtenidos durante la segunda modificación operacional del digestor.</i> .....	55
<i>Tabla 14. Comparativa entre los resultados obtenidos y los valores recomendados.</i> .....	64
<i>Tabla 15. Prueba de Kruskal-Wallis para la remoción de DQOs por etapa</i> .....	72
<i>Tabla 16. Tabla de coeficientes para la regresión lineal</i> .....	73
<i>Tabla 17. Análisis de varianza.</i> .....	73
<i>Tabla 18. Tabla de valores predichos para la regresión lineal.</i> .....	74

# 1. INTRODUCCIÓN

En la ciudad de Mérida Yucatán el manto freático se encuentra a aproximadamente 7 metros de profundidad, por otra parte, el tipo de suelo durante un largo periodo representó un problema para la construcción de ciertas obras civiles, como es el caso de un sistema de drenaje para las aguas residuales; por tal motivo un gran porcentaje de la ciudad carece de este tipo de sistemas. Debido al grave problema de contaminación en el agua que existe en la zona (Pacheco-Ávila et al. 2004), recientemente se ha obligado en la construcción de nuevos fraccionamientos la adición de un sistema drenaje que converja en una planta de tratamiento de agua residual (PTAR). La construcción de tales plantas de tratamiento tiene la finalidad de mitigar el impacto ambiental producido por la descarga de agua residual doméstica en el acuífero; al tratar el agua es posible reducir la concentración de sustancias contaminantes en ésta, de tal manera que al momento de su disposición final su impacto sea el mínimo.

A pesar de lo mencionado anteriormente, la presencia de una PTAR no garantiza la correcta disposición final del agua con base a la normatividad pertinente, ya que, si ésta tiene malas prácticas de operación, así como criterios de operación erróneos, la eficiencia de la planta no será la deseada, repercutiendo en la calidad final del agua tratada. Razón por la cual se hace de vital importancia que las plantas sean sometidas a monitoreos constantes para comprobar su eficiencia y la calidad del efluente.

El presente trabajo se centra en la “Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Fraccionamiento Las Américas”, la cual se encuentra ubicada al norte de la ciudad de Mérida. Dicha planta hace uso de un tratamiento anaerobio (digestor anaerobio de manto de lodos con flujo ascendente) en conjunción con un tratamiento aerobio (filtros percoladores).

Cabe destacar que para un proceso anaerobio opere adecuadamente es necesario tener ciertos cuidados, como procurar la formación de un lodo granulado, mantener en el reactor una población elevada de microorganismos, tiempos de retención de sólidos

elevados, entre otros (Yaniris y Obaya 2006). Si los operadores de la planta desconocen tales aspectos, pueden estar afectando el proceso sin darse cuenta.

Una evaluación previa en la planta mencionada ha detectado variaciones muy grandes en la actividad metabólica del digestor, entre otras irregularidades, lo cual es un indicador del mal funcionamiento del digestor (Chacón-Cervera 2017). Aunado a lo anterior, la planta es operada siguiendo las recomendaciones dadas por los constructores, de tal manera que se desconoce si dicha operación tiene consecuencias sobre el proceso biológico y consecuentemente sobre la calidad del efluente y otros aspectos ligados al proceso; estos aspectos han motivado este trabajo.

### **1.1. Objetivo general**

Evaluar la operación de un digestor anaerobio de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, en función del radio de recirculación en el reactor y la purga de lodos.

### **1.2. Objetivos específicos**

- Evaluar las condiciones actuales de operación del digestor anaerobio en función de la recirculación de lodos.
- Evaluar el comportamiento del digestor anaerobio al modificar las condiciones de recirculación y la purga de lodos.

## **2. MARCO TEÓRICO**

### **2.1. Generalidades de las aguas residuales**

El agua es uno de los recursos naturales indispensables para el desarrollo de la vida. Se considera que el agua está contaminada cuando se ven alteradas sus características químicas, físicas, biológicas o su composición, por lo que pierde su potabilidad para consumo diario o para su utilización en actividades domésticas, industriales o agrícolas. Las aguas residuales se definen como aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en

general, de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (Romero-Aguilar et al. 2009).

### ***2.1.1. Clasificación de las aguas residuales***

Las aguas residuales pueden clasificarse principalmente en aguas residuales domésticas e industriales. Las primeras son los vertidos que se generan en los núcleos de población urbana como consecuencia de las actividades propias de éstos. Los aportes que generan esta agua son: aguas negras o fecales, aguas de lavado doméstico, aguas de limpieza de calles, aguas de lluvia y lixiviados, etc (Mayo-Peternell 2010).

Por otro lado, las aguas residuales industriales, como su nombre lo indica, se originan de los procesos industriales o manufactureros y, debido a su naturaleza, pueden contener elementos tóxicos tales como plomo, mercurio, níquel, cobre, solventes, grasas y otros, que requieren ser removidos en vez de ser vertidos al sistema de alcantarillado (Ríos-Gonzalez 2015).

### ***2.1.2. Parámetros de las aguas residuales domésticas***

Las características de las aguas residuales domésticas se pueden dividir en parámetros físicos, químicos y biológicos.

#### **2.1.2.1. Parámetros físicos**

Uno de los principales parámetros físicos del agua residual son los sólidos; éstos se clasifican de diferentes formas, tanto volátiles y fijos, como suspendidos y disueltos y en general se miden para evaluar el reúso potencial del agua residual y para determinar las operaciones unitarias y los procesos óptimos para su tratamiento.

Específicamente los sólidos suspendidos es uno de los dos estándares universales usados en la evaluación de afluentes, y señalan la necesidad de filtrar el efluente antes de su reúso.

En general se asume que los sólidos volátiles representan materia orgánica y los sólidos fijos son el residuo inorgánico. La relación volátiles/fijos se usa para caracterizar el agua residual respecto a la cantidad de materia orgánica presente.

Los sólidos sedimentables son los sólidos que en un tiempo determinado sedimentan por efecto de la gravedad (Olea-Madruga 2013).

Otro parámetro físico importante es la temperatura, la cual depende fundamentalmente de las condiciones climáticas presentes en la zona. Dicho parámetro afecta tanto los procesos físicos y químicos como los biológicos. La temperatura que tenga el reactor determina la especie de bacteria que pueda desarrollarse dentro (Lobo-Méndez 2005).

### **2.1.2.2. Parámetros químicos**

Algunos de los parámetros químicos más importantes en un agua residual son los siguientes.

El pH es la medida de la acidez o la basicidad del agua residual. El rango de pH que permite la actividad biológica en el agua residual es típicamente de 6 a 9.

Tanto el nitrógeno como el fósforo se usan para medir la cantidad de nutrientes presentes y el grado de descomposición en el agua residual, las formas oxidadas se pueden tomar como una medida del grado de oxidación. Cuando estos nutrientes se descargan en los cuerpos de agua pueden desencadenar la eutrofización del mismo. El nitrógeno se evalúa como nitrógeno total, orgánico, amoniacal, nitrito y nitratos, mientras que el fósforo solo se mide en orgánico e inorgánico.

Los sulfatos se evalúan en el agua residual ya que pueden provocar malos olores e impactan en el tratamiento del lodo residual.

Los compuestos orgánicos volátiles son compuestos de reciente estudio y la principal importancia de su remoción dentro de las plantas de tratamiento es debido a las afectaciones que provocan en la salud humana.

La alcalinidad es una medida de la capacidad buffer del agua residual (Olea-Madruga 2013).

### **2.1.2.3. Parámetros biológicos**

En las aguas residuales se puede encontrar una gran cantidad de organismos vivos de tamaño microscópico. Estos constituyen la parte viva natural de la materia orgánica

presente en las aguas. Desde el punto de vista sanitario, los más importantes son las bacterias y los virus. Estos representan la mayor parte de los agentes patógenos nocivos para la salud humana. Requieren de mucha atención ya que pueden llegar a convertirse en focos de infección (Lobo-Méndez 2005).

## **2.2. Tratamiento de agua residual doméstica**

De manera muy general, todos los tratamientos para aguas residuales pueden clasificarse en dos grandes rubros, tratamientos aerobios (en presencia de oxígeno) y tratamientos anaerobios (sin presencia de oxígeno).

### ***2.2.1. Tratamiento aerobio***

#### **2.2.1.1. Generalidades**

En los procesos aerobios los microorganismos requieren para su desarrollo y reproducción, suficiente oxígeno disuelto en el líquido bajo tratamiento para romper la estructura molecular de compuestos orgánicos con alto peso molecular, obteniendo productos finales tan simples como dióxido de carbono, agua, nitritos, sulfatos y fosfatos.

En estos procesos los productos finales de degradación llegan a una oxidación completa y por lo tanto su nivel energético es menor que los productos finales en los procesos de degradación anaerobia. Esto explica el hecho de que se libere mucha más energía en la degradación aerobia que en la anaerobia. Consecuencia de ello es que la degradación anaerobia es un proceso mucho más lento.

Los procesos aerobios son bioquímicamente eficientes y rápidos, generando productos secundarios que casi siempre son químicamente simples y altamente oxidados, como anhídrido carbónico y agua, por otra parte, se forma nueva materia microbiana como resultado de su reproducción (Arcos-Serrano y Fernández-Villagómez 1993).

## **2.2.2. Tratamientos anaerobios**

### **2.2.1.1. Generalidades**

Los sistemas de tratamiento anaerobios para aguas residuales domésticas, si tienen una buena operación, son considerados métodos biológicos efectivos de tratamiento. Se ha llegado a utilizar con gran eficiencia tanto a nivel nacional como internacional (Lobo-Méndez 2005).

Para el tratamiento de efluentes con alta carga orgánica se ha demostrado que el tratamiento anaerobio provee una alternativa efectiva en términos de costos, ya que en comparación con los procesos aerobios puede ahorrarse energía, adición de nutrientes y el volumen del reactor. Debido a que los procesos anaerobios dejan un residual relativamente alto de orgánicos no degradados en el efluente, el tratamiento anaerobio solo con poca frecuencia resulta en remoción de materia orgánica mayor a 80 – 90%. Por lo tanto, para aplicaciones que requieran una remoción alta de materia orgánica, un proceso anaerobio puede a lo más constituir solamente una parte del sistema de tratamiento (Malina y Pohland 1992). Los contaminantes remanentes después del tratamiento anaerobio pueden ser tratados adicionalmente con procesos biológicos aerobios o tecnología de tratamiento físico-químico.

Los procesos anaerobios consumen menos energía que los aerobios y producen biogás (fundamentalmente  $\text{CH}_4 + \text{CO}_2$ ) que puede utilizarse como combustible. Además, la producción de lodos por kg de materia orgánica eliminada es inferior a la de los procesos aerobios (del orden de 10 veces menos).

La separación física por sedimentación se hace extremadamente compleja, en comparación con los tratamientos aerobios, debido a que, en los procesos anaerobios, los flóculos formados son más pequeños y por tanto, su velocidad de sedimentación es menor. Además, los sistemas anaerobios son muy sensibles a las variaciones de temperatura y pH (Sánchez-Ramírez 2016).

En general, los procesos anaerobios muestran ventajas en comparación con los procesos aerobios, algunas de éstas son las siguientes (Speece 1996):

- Las cargas volumétricas orgánicas pueden ser de 5 – 10 veces mayores.
- La velocidad de síntesis de biomasa es sólo del 5 – 20% de las tasas para procesos aerobios.
- Los requerimientos de nutrientes son sólo del 5 – 20% de lo que necesitan los procesos aerobios.
- La biomasa anaerobia permanece viable por mucho tiempo, meses o años, sin deterioro severo de su actividad.
- No se requiere energía para aireación en los procesos anaerobios, mientras que en los aerobios se requieren de 500 – 2,000 kW h por 1,000 kg DQO.
- En los anaerobios se tiene producción de metano, 12, 660,670 kJ (12, 000,000 BTU) por 1,000 kg DQO.

Por otro lado, los sistemas de tratamiento anaerobio también presentan algunas desventajas, las cuales son las siguientes (Speece 1996):

- Tiempo largo de arranque para el desarrollo de la biomasa necesaria.
- Requerimientos de alcalinidad.
- En algunos casos la calidad del efluente es insuficiente para cumplir con normas de descarga a cuerpos superficiales.
- En el caso de aguas residuales diluidas no hay la producción suficiente de metano para mantener una temperatura óptima de 35°C.
- Generación de olores, en el caso de aguas residuales con contenido alto de sulfatos.
- No es posible llevar a cabo la nitrificación.
- Bajas tasas cinéticas a bajas temperaturas.
- Se requieren concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  de 40-70 mg L<sup>-1</sup> para maximizar la actividad de la biomasa.

## **2.3. Procesos anaerobios**

### ***2.3.1. Digestión anaerobia***

Dentro de la digestión anaerobia existen diferentes etapas o procesos. El principio básico común entre ellas es el hecho de que la degradación de la materia orgánica presente en los desechos se logra sin requerimientos de oxígeno molecular, como ya se mencionó anteriormente. La digestión anaerobia es un proceso natural en el cual una variedad de especies de dos reinos totalmente diferentes trabajan juntos para convertir los desechos orgánicos a metano, el cual es una excelente fuente de energía (McCarty 2001). Los microorganismos efectúan una degradación completa de la materia orgánica a través de una serie de procesos metabólicos, que involucran reacciones paralelas y en serie (Reyes-Pantoja 2009).

La digestión anaerobia es un proceso que ha sido ampliamente investigado por diversos autores. De forma general, los principales procesos básicos que intervienen en este tipo de digestión son la hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

#### **2.3.1.1. Hidrólisis**

La hidrólisis es el primer paso esencial en la degradación anaerobia de polímeros complejos. Este paso es crucial debido a que la materia orgánica polimérica no puede ser utilizada por microorganismos a menos que se descomponga a compuestos solubles los cuales pueden atravesar la membrana celular. En términos de composición química, se consideran tres los principales constituyentes de la materia orgánica polimérica compleja: carbohidratos, proteínas y lípidos (Pavlostathis y Giraldo-Gómez 1991).

El resultado de la hidrólisis de materia orgánica compleja son compuestos orgánicos solubles sencillos, tales como ácidos grasos de cadena corta, glicerol, péptidos, aminoácidos, oligosacáridos y azúcares (Mara y Horan 2003). Se ha afirmado que la hidrólisis es el paso limitante cuando los residuos que se pretenden tratar contienen grandes cantidades de materia insoluble (Reyes-Pantoja 2009).

La hidrólisis de los polímeros en medio anaerobio ocurre generalmente de forma lenta. Algunos de los factores que pueden afectar el proceso son los siguientes: temperatura de operación, tiempo de residencia del sustrato, composición del sustrato, el tamaño de las partículas, el pH del medio y la concentración de los productos de la hidrólisis (Lobo-Méndez 2005).

### **2.3.1.2. Acidogénesis**

Los productos solubles provenientes de la hidrólisis, son metabolizados dentro de las células bacterianas fermentativas, siendo convertidos en diversos compuestos simples. Entre dichos compuestos se encuentran los ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido láctico, dióxido de carbono, amonio y sulfato de hidrógeno, así como nuevas células fermentativas. Como los ácidos grasos volátiles son el principal producto de los organismos fermentativos, estos son usualmente denominados bacterias fermentativas acidogénicas (Lorenzo-Acosta y Obaya-Abreu 2006).

### **2.3.1.3. Acetogénesis**

En esta fase de la digestión anaerobia, se produce una oxidación de los productos generados en la fase acidogénica, convirtiéndolos en el sustrato adecuado para las bacterias metanogénicas; las bacterias responsables de dicha oxidación son las acetogénicas. Los productos generados por estas bacterias son hidrógeno, dióxido de carbono, ácido acético o acetato.

Durante la formación de los ácidos acético y propiónico, se forma una gran cantidad de hidrógeno provocando una reducción de pH en el medio. El hidrógeno producido es consumido de dos formas, la primera es por medio de bacterias metanogénicas que usan el hidrógeno junto con dióxido de carbono para producir metano. La otra forma es mediante la formación de ácidos orgánicos tales como el propiónico y butírico, los cuales se forman por medio de la combinación del ácido acético con dióxido de carbono e hidrógeno (Lobo-Méndez 2005).

### **2.3.1.4. Metanogénesis**

La metanogénesis se lleva a cabo por un grupo de organismos conocidos como metanógenas. Son los organismos clave en la producción de metano y sin ellas la

degradación completa de la materia orgánica no se llevaría a cabo. La metanogénesis es considerada como la etapa más lenta del proceso de degradación anaerobia (Mara y Horan 2003).

Por otro lado, las bacterias que intervienen en esta etapa prefieren rangos neutros de pH, con un rango óptimo aceptado de aproximadamente 6.5 a 8.2 de pH. Son muy sensibles a las condiciones del ambiente cuando en éste no existen las condiciones necesarias para que se produzca un efecto amortiguador ante la acidificación causada por las bacterias acidógenas y acetógenas. Condiciones por debajo o arriba del intervalo de pH establecido reflejan un decremento abrupto de la tasa de producción de metano (Speece 1996).

Para lograr el mantenimiento de las condiciones apropiadas para que el proceso de degradación anaerobia se lleve a cabo adecuadamente con respecto a la formación de metano, es necesario que las bacterias intervengan en la transferencia interespecies de hidrógeno. Mediante dicha actividad regulan la tasa de las reacciones de producción de hidrógeno, controlando la presión parcial de éste en el sistema, de tal manera que se logran mantener las condiciones apropiadas para el proceso (Pavlostathis y Giraldo-Gómez 1991).

### ***2.3.2. Proceso anaerobio de baja tasa***

Los procesos anaerobios de baja tasa son aquellos en los cuales el proceso se lleva a cabo sin calentamiento y mezclado casi inexistente, lo que favorece la estratificación del fluido, propiciando que la actividad biológica se lleve a cabo en aproximadamente el 50% del volumen del reactor. Su aplicación principal se encuentra generalmente en plantas pequeñas. Una mejora al funcionamiento de este tipo de digestores consiste en la introducción del mezclado, lo que permite una mayor carga de alimentación, al favorecer la transferencia de masa en el reactor y emplear todo el volumen del líquido en la reacción (Cabeza de Vaca-Inclán 2008).

En el proceso anaerobio de baja tasa se utilizan biorreactores que trabajan con una combinación de la sedimentación de sólidos y acumulación para incrementar el tiempo de retención de sólidos relativamente con el tiempo hidráulico de retención, en la

Figura 1 se muestra un diagrama general de un digestor anaerobio de baja tasa. Históricamente, los materiales en las aguas residuales flotan hacia la superficie, generando una capa esponjosa la cual provee al sistema de aislamiento y control de olores, a pesar del gas que se escapa hacia la atmósfera. Se han logrado utilizar membranas y materiales similares para capturar y recolectar el gas para su posterior uso (Grady et al. 1999).

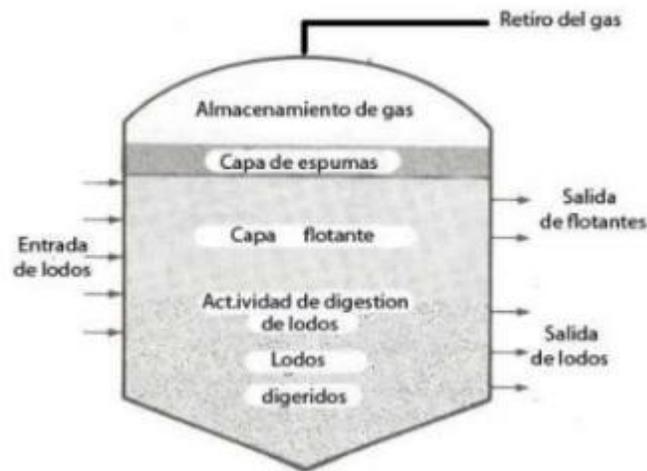


Figura 1. Digestor anaerobio de baja tasa. Fuente: Navarrete (2014).

### **2.3.3. Proceso anaerobio de alta tasa**

El proceso de alta tasa se caracteriza por un mezclado al medio de la reacción, ya sea mediante agitación mecánica, por recirculación de gas o de líquido o una combinación de ambos. Esta variante de recirculación cuenta con un calentamiento que lleva a una temperatura a rangos mesófilos o termófilos. Frecuentemente se une con otro tanque o laguna, del mismo volumen con objeto de separar los lodos digeridos evacuados en el efluente del primer reactor. En los digestores de alta tasa, las cargas van de 1.6 a 3.2 kgSSV/m<sup>3</sup>, con tiempos de retención hidráulico de 10 a 20 días.

El digestor anaerobio de alta tasa convencional es adecuado para altas concentraciones de material particulado. Además, presenta una disminución a taponamientos. Tiene un efecto diluyente sobre compuestos tóxicos y amortigua las

cargas máximas imprevistas, además que homogeniza la temperatura, el pH y el sustrato. De igual forma una de las principales características de un digestor anaerobio de alta tasa es la formación de un manto de lodo flocculento o granular con buena capacidad de sedimentación, en donde se realiza la actividad biológica (Yaniris y Obaya 2006). En la Figura 2 se muestra un diagrama de un digestor anaerobio de alta tasa convencional.

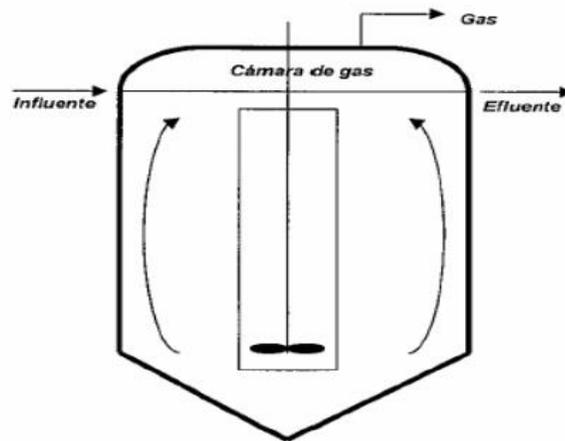


Figura 2. Digestor anaerobio de alta tasa convencional. Fuente: Metcalf & Eddy (2003).

Las configuraciones en los biorreactores anaerobios de alta tasa, proveen al sistema una significativa retención de biomasa activa, resultando en grandes diferencias entre los tiempos de retención de sólidos y los tiempos de retención hidráulicos. Los mecanismos utilizados para la retención de biomasa son los siguientes: (1) formación de partículas sedimentables que son retenidas por acción de la clarificación, (2) el uso de configuraciones en el reactor que ocasionan la retención de los sólidos suspendidos, y (3) el crecimiento de biopelículas en las superficies del bioreactor.

En muchas circunstancias, más de un mecanismo se encuentra en operación. Como consecuencia de ello, existe un amplio espectro de diferentes tipos de biodigestores de alta tasa, entre los cuales se encuentra: (1) de contacto anaerobio (AC), (2) de manto de lodos de flujo ascendente (UASB), (3) filtros anaerobios (AF), (4) filtros anaerobios híbridos UASB, (5) flujo descendente de película estacionaria (DSFF), y

(6) camas fluidizadas / camas expandidas (FB/EB). Cada uno representa una configuración y un sistema diferente en el reactor (Grady et al. 1999).

## **2.4. Factores que afectan el desempeño de un proceso anaerobio**

### **2.4.1. Tiempo de retención de sólidos**

El rol del tiempo de retención de sólidos recae en el control de los tipos de microorganismos que pueden crecer en el sistema en medida de las reacciones que se producen en el reactor. Al mismo tiempo que la retención de sólidos es un parámetro fundamental para el control, es difícil determinarlo rutinariamente en algunos procesos anaerobios. La determinación del tiempo de retención de sólidos es sencilla en sistemas de flujo continuo como un digestor anaerobio, en donde simplemente el tiempo de retención de sólidos es igual al tiempo de retención hidráulico. El cálculo de este parámetro es igualmente sencillo en sistemas de contacto anaerobio, la tasa de sólidos es controlada para lograr el tiempo de retención de sólidos deseado, de la misma manera que se hacen en un tratamiento por lodos activados.

Cuando se calcula el tiempo de retención de sólidos en un sistema anaerobio de escala piloto, no es inusual encontrar valores entre 30 o 40 días, con algunos sistemas ascendiendo hasta 100 días. Tales valores son significativamente mayores que los necesitados por un sistema de tratamiento real, debido a la acumulación de un exceso de biomasa. La experiencia indica que desempeños muy estables pueden ser obtenidos en algunos sistemas de tratamiento anaerobio con tiempos de retención de sólidos particularmente largos; lo cual indica que sistemas anaerobios pueden apagarse por periodos extendidos de tiempo y posteriormente ser restaurados a sus valores normales después de un corto tiempo al ser activados de nuevo.

Un beneficio de incrementar los tiempos de retención de sólidos es el incremento de la hidrólisis y estabilización de las partículas de materia orgánica; lo cual puede ser particularmente importante para la estabilización de ciertos tipos de sólidos en las aguas residuales (Grady et al. 1999).

### **2.4.2. Temperatura y pH**

De los factores físicos que afectan el crecimiento bacteriano, la temperatura es uno de los más importantes en la selección de especies. Los microorganismos no poseen medios para controlar su temperatura interna, es por esto que la temperatura de las bacterias es determinada por la temperatura ambiente externa. El rango de temperatura puede ser asociado al crecimiento bacteriano en la mayoría de los procesos biológicos. En el caso de un tratamiento anaerobio, la fase de crecimiento bacteriano que se da es la mesófila, con un rango que va de los 20°C a los 45°C. Los niveles óptimos de temperatura se encuentran en el rango que va de los 30°C a los 35°C.

La temperatura afecta los procesos biológicos de dos formas. La primera es influyendo en las tasas de reacción de las enzimas y la segunda es interviniendo en las tasas de difusión del sustrato (Lobo-Méndez 2005).

De manera más específica, este parámetro influye de forma decisiva en el proceso anaerobio, ya que de él depende mucho las velocidades de reacción con las que se lleva a cabo cualquier proceso biológico, la composición del biogás debido a la dependencia de la solubilidad de los diferentes gases con la temperatura y el daño que pueda causar a los microorganismos presentes en el medio después de ciertos valores de ésta (Loreno-Acosta y Obaya-Abreu 2006).

Hablando acerca del pH, los efectos de éste se reflejan en la actividad enzimática de los microorganismos. Las formas generales en que el pH influye en la actividad microbiana se mencionan a continuación:

- Cambio de los grupos hidrolizables de las enzimas (grupos carboxilos y aminos).
- Alteración de los compuestos no enzimáticos del sistema (ionización del sustrato, desnaturalización de la estructura proteica de la enzima).

A estos efectos del pH deben adicionarse la concentración de H<sup>+</sup> que influye sobre las diferentes reacciones químicas, bioquímicas y biológicas que ocurren en este sistema.

De manera general se ha establecido que el valor óptimo de pH para la digestión anaerobia es 7. En la práctica se ha visto que, al alejarse de este valor, la eficiencia del proceso disminuye, aunque se ha comprobado que para valores fuera del rango el proceso no se inhibe hasta cierto valor particular (Lorenzo-Acosta y Obaya-Abreu 2006).

Existen diversas formas para poder controlar el pH en un proceso anaerobio, algunas de estas formas son las siguientes:

- Adición de álcali (fundamentalmente cal o sosa).
- Adición de ácido (orgánico o inorgánico).
- Adición de agua residual al reactor.
- Disminución de la carga orgánica aplicada al proceso.
- Con los ácidos grasos volátiles (AGV).

La presencia de AGV's es de gran importancia en el proceso que se estudia, ya que constituye el precursor principal de la metanogénesis. Una cantidad excesiva de AGV en el sistema puede ser provocada por la presencia de una carga orgánica muy elevada, por una caída en la temperatura o por la acumulación de mucha espuma, fundamentalmente (Lorenzo-Acosta y Obaya-Abreu 2006).

### **2.4.3. Demanda de nutrientes**

Existe una amplia diversidad de criterios acerca de cuál es la relación óptima que debe existir entre la materia orgánica a degradar (carbono) y la cantidad de los principales macronutrientes en un proceso anaerobio, dependiendo ésta en gran medida del tipo de sustancias de que esté compuesta esta agua residual (Lorenzo-Acosta y Obaya-Abreu 2006).

El nitrógeno constituye aproximadamente el 12% del peso seco de la célula, el contenido de fósforo en la célula es de 1/5 a 1/7 de los requerimientos de nitrógeno. Se supone que el 10% de la DQO que se degrada en el proceso se convierte a material celular nuevo (Reyes-Pantoja 2009).

Como regla general, se plantea que la relación C:N:P debe ser cercana a 100:1.75:0.25 en base a la Demanda Química de Oxígeno (DQO). En muchas ocasiones, se puede lograr un buen balance C:N:P mezclando diferentes aguas residuales (Lorenzo-Acosta y Obaya-Abreu 2006).

La concentración de nitrógeno dentro del reactor (nitrógeno total Kjendahl) debe oscilar entre 0.04 y 0.07 kg/m<sup>3</sup> para prevenir la restricción del nitrógeno (Reyes-Pantoja 2009). Si el nitrógeno está en exceso puede producirse mucho amoníaco lo cual puede inhibir el proceso anaerobio por encima de un nivel de 3 kg/m<sup>3</sup> (Lorenzo-Acosta y Obaya-Abreu 2006).

#### **2.4.4. Sólidos suspendidos volátiles**

Es importante conocer la relación de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos suspendidos totales (SST) presentes en un digestor, debido a que los SSV están relacionados con la concentración de microorganismos, los cuales son el núcleo del proceso de granulación en un digestor anaerobio. Se ha demostrado que los SSV deben estar alrededor de 10 – 20 kg SSV/ m<sup>3</sup> en un digestor anaerobio para que se lleve a cabo un proceso de digestión, a su vez, para tener una buena granulación en el digestor, la relación SST/SSV debe estar entre 0.4 – 0.6. No obstante, la presencia de material sólido inerte favorece los procesos anaerobios, debido a que permiten que los microorganismos se adhieran a éstos, formándose aglomeraciones de bacterias que van a actuar sobre la materia orgánica presente en el agua residual, y además, estos sólidos permiten atrapar parte del material orgánico por biodegradar, exponiéndolos más a la acción de los microorganismos presentes (Terry-Broun et al. 2008).

#### **2.4.5. Porcentaje de metano**

La medición del porcentaje de gas metano producido, proporciona información sobre la estabilidad o inestabilidad del proceso anaerobio. Una baja producción indicará problemas en la digestión del lodo residual, la causa puede ser el exceso de ácidos volátiles o la presencia de inhibidores tóxicos que afectan la actividad de bacterias formadoras de metano. En caso contrario, si ocurre un marcado aumento en la

producción de gas, se puede deber a la presencia de un alto volumen orgánico en el lodo digerido (Lobo-Méndez 2005). Un reactor anaerobio en condiciones estables puede producir un porcentaje de metano entre 75 y 80% (Toncel et al. 2001).

#### **2.4.6. Actividad metabólica**

En condiciones óptimas de operación (pH, nutrientes, mezclado, etc), un reactor anaerobio puede alcanzar remociones de SST mayores al 80%. Tales tasas de remoción están directamente relacionadas con la actividad biológica en el digestor, la cual está en función de los SSV (Romero-Pareja 2011).

Una de las técnicas más utilizadas para la determinación de la actividad metabólica es la actividad por deshidrogenasa (DHA). La amplia utilización de la técnica es debido a su bajo costo y buenos resultados. Es un método espectrofotométrico que se basa en una medida del color que se produce en la reducción del cloruro de 2-(p-nitrofenil)-5-feniltetrazolium (INT) a INT-formazán (INTF). En un lodo aerobio, el INT reacciona específicamente cuando el microorganismo lleva a cabo la cadena de transporte de electrones, usando parte del flujo de electrones para su propia reducción, insertándose entre la ubiquinona y el citocromo b; el INT se torna de un color rojo cuando ya ha sido reducido a INTF (Maurines-Carboneill et al. 1998). Usualmente, se ha empleado esta técnica cuando el último aceptor de electrones, al que sustituye el INT, es el oxígeno, de tal manera que se expresa en mg O<sub>2</sub>/(g SSV- día). Sin embargo, este término de oxígeno molecular tendría, más bien, un sentido de equivalencia redox ya que existe la posibilidad de usar esta medida de actividad para ambientes en los que el oxígeno no es el último aceptor de electrones. En estos casos es más preciso expresar la medida en unidades de μmol INTF/(g SVS - día). De tal manera que la prueba puede utilizarse tanto para bacterias aerobias como anaerobias (Romero-Pareja 2011). La reducción de INT a INTF en un ambiente anaerobio está dada por la fermentación vía succinato, propia del genero *Bacteroides* (anaerobio estricto que presenta alta respuesta al INT); este sistema se compone de una corta cadena de transporte de electrones, reduciendo la molécula de INT a INTF cuando ésta ocupa el puesto del fumarato, que es el habitual aceptor de electrones en esta vía. Esto se debe a que los potenciales redox fumarato-succinato y del INT-ubiquinona son muy parecidos (0.03 V

y 0.10 V) y la transferencia podría darse frecuentemente, propiciando que la respuesta al INT de bacterias anaerobias pueda ser aún mayor que en bacterias aerobias (Maurines-Carboneill et al. 1998). La actividad DHA está íntimamente relacionada con la oxidación de la materia orgánica y, por lo tanto, con la biomasa activa (Romero-Pareja 2011).

#### **2.4.7. Índice volumétrico de lodos**

El índice volumétrico de lodos (IVL) es un indicador de las características de sedimentabilidad del lodo producido en el tratamiento.

El mismo se define como el volumen en mililitros ocupado por 1 g de sólidos en suspensión del licor mezclado, expresado en peso seco, después de sedimentar durante 30 minutos en una probeta graduada de 1 L o bien, en un cono himhoff.

El índice se expresa en ml/g, y la calidad del lodo se evalúa de acuerdo a la siguiente escala (Abefase 2012):

- IVL < 90 ml/g: excelente sedimentabilidad
- 90 < IVL < 150 ml/g: buena sedimentabilidad
- IVL > 150 ml/g: malas condiciones de sedimentabilidad.

### **2.5. Consideraciones teóricas en la operación de un sistema anaerobio**

#### **2.5.1. Procesos operativos**

Para realizar una operación adecuada de un sistema de tratamiento anaerobio, es necesario efectuar un monitoreo apropiado del proceso y, mientras sea posible, mantener las condiciones ambientales propicias.

Las características físicas y químicas afectan el crecimiento bacteriano. Los factores físicos en general actúan como agentes selectivos. La digestión anaerobia es particularmente susceptible a un control riguroso de estas condiciones (Lobo-Méndez 2005). Para el control de la operación se especifica un monitoreo de los parámetros vistos en la sección 2.4 de este documento.

Debido a que los parámetros ya fueron descritos, en esta sección se mencionarán resultados obtenidos por diversos investigadores en la operación de digestores anaerobios bajo ciertas condiciones.

Es sabido que las condiciones ambientales tienen cierto efecto en un proceso anaerobio; sin embargo en un clima bajo temperaturas mesófilas no existe variación alguna en el proceso. Tal y como fue comprobado por un estudio realizado por De la Merced-Jiménez (2012), en donde se realizó la evaluación de los parámetros de un biodigestor anaerobio tipo continuo, alimentado con estiércol de vaca y agua, observando que tanto la radiación solar como la temperatura ambiente no tuvieron ninguna influencia en el proceso. Lo anterior sirve para hacer hincapié en que algunos parámetros tales como pH, temperatura, etc, tienen gran influencia en el proceso, sin embargo, bajo ciertas condiciones ambientales, es posible prescindir de los cuidados que requeriría el sistema en otras condiciones. Un clima tropical genera las condiciones idóneas para realizar satisfactoriamente un proceso anaerobio a un bajo costo. Sin embargo, lo anterior no implica que los procesos anaerobios únicamente sean efectivos en climas tropicales. Ahora bien, puede ocurrir lo opuesto al caso anterior, siendo el clima la principal razón por la que el proceso este fallando. Se ha comprobado que en temporada de lluvias muy fuertes el exceso de precipitación afecta la eficiencia de un sistema de tratamiento anaerobio, reduciendo la misma hasta en un 30% (Lavagnino-Letona 2016).

Como ya se había mencionado en secciones anteriores, la eficiencia de un tratamiento anaerobio está determinada por varios factores, entre los cuales se encuentra el pH. Estudios realizados por científicos cubanos en los cuales utilizaron lodos domésticos presolubilizados con cal, se comprobó que trabajando con pH entre 8,2 y 8,4 la anaerobiosis se llevaba a cabo satisfactoriamente, por lo que, si se tiene un agua básica, la presolubilización con cal da buenos resultados (Menéndez-Gutiérrez y Pérez-Olmo 2007).

La velocidad de alimentación de un reactor, a pesar de no haber sido un parámetro tratado con anterioridad, se ha demostrado que puede afectar la eficiencia del reactor; tal y como se observó en un estudio realizado por Iñiguez-Covarrubias y Camacho-

López (2011); en donde se evaluó un reactor tipo UASB de 2,500 m<sup>3</sup>. Se investigó principalmente el efecto por el cambio de la velocidad ascendente de alimentación de 1 a 0.5 m/h sobre la pérdida de biomasa (SSV) a la salida del reactor, así como la eficiencia de remoción de la DQO y la producción de biogás. La pérdida de biomasa en el efluente varió de 1,342 a 436 mg/L, la eficiencia de remoción de la DQO<sub>soluble</sub> cambió de 78.6 a 95.4% y la tasa de conversión de la DQO removida a biogás fue entre 0.439 y 0.491 m<sup>3</sup> de biogás/kg de DQO<sub>soluble</sub>. Cabe destacar que, en todas las etapas del estudio, se mantuvo un sistema estable dado la baja concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) y un pH (7.1) sin cambios. Los mejores resultados se obtuvieron a una velocidad ascendente de alimentación de 0.5 m/h se presentó la menor pérdida de biomasa, una eficiencia de remoción de DQO<sub>soluble</sub> de 94% y una producción de biogás de 0.467 m<sup>3</sup>/kg de DQO<sub>soluble</sub> removido. Lo anterior demuestra que a pesar de mantener en un rango óptimo alguno de los parámetros más importantes para un proceso anaerobio, pueden existir otras variables que afecten el proceso ya sea de forma positiva o negativa. En el estudio igualmente se observó que al variar la velocidad ascendente de alimentación de 1 a 0.5 m/h, se varió también el tiempo de residencia hidráulico de 9 a 18 h. Dicho dato debe tomarse muy en cuenta ya que el tiempo de retención hidráulico es el mejor parámetro para determinar el tiempo de residencia de los sólidos. Cabe destacar que, en cualquier tipo de reactor la velocidad de alimentación siempre tendrá un efecto en el sistema.

Ya se mencionó que los AGV's son un parámetro que debe controlarse y estar bajo continuo monitoreo, ya que algunos de éstos pueden inhibir el proceso de digestión anaerobia. Muchos especialistas consideran que la concentración de AGV en un digester no debe sobrepasar los 2 kg/m<sup>3</sup>. Se plantea generalmente que una concentración de 0,3 kg/m<sup>3</sup> en el digester puede considerarse óptima. Sin embargo, existen evidencias de que la concentración de inhibidores de la digestión depende en gran medida del tipo de ácido presente en ella. En general, se ha demostrado que mientras más pequeña es la cadena estructural del ácido, más pequeña es la concentración de éste que puede inhibir el proceso (Menéndez-Gutiérrez y Pérez-Olmo 2003).

Para el caso de reactores de manto de lodos de flujo ascendente en condiciones de temperatura mesófila, se ha demostrado que con tiempos de retención hidráulicos bajos, se pueden alcanzar en remoción de DBO y DQO de hasta un 90%. Se han realizado una gran variedad de estudios en diversos países de Latinoamérica como Brasil, Colombia y México, teniendo resultados favorables en cada uno de los mencionados países. Los TRH con los cuales se obtuvo la mayor eficiencia varían entre 6 y 10 horas (Torres 2012).

Un parámetro poco utilizado en la operación de biodigestores es la actividad metabólica, sin embargo, debido a su relación con los SSV (como se menciona en los antecedentes) es un parámetro que puede proporcionar información útil sobre el proceso. En un estudio realizado por Romero-Pareja (2011), se hizo la caracterización de lodos de digestión anaerobia en cuanto a su actividad metabólica, una de las múltiples pruebas utilizadas para medir tal parámetro fue la actividad a la deshidrogenasa, en la cual se encontró que un lodo anaerobio de buena calidad tiene una actividad alrededor de  $33.53 \mu\text{molINTF}/(\text{g SVS} - \text{día})$ .

Como se puede observar, la operación de una PTAR es algo delicado, necesita estar bajo un estricto control para lograr tener una buena eficiencia en el proceso. Un estudio realizado en México a nivel nacional, evaluó el estado de las PTAR's en el país, escogiendo una muestra de 234 plantas de las 2,287 que existen en México. Los principales problemas encontrados en las tales plantas son los siguientes (Morgan y Benítez 2016):

- Infraestructura sobrada, sobre diseñada o subutilizada.
- Diseño inadecuado de la PTAR.
- Construcción defectuosa.
- Inadecuada ubicación y paro por presiones de la comunidad por impactos medioambientales negativos.
- Falta de recursos para la operación y el mantenimiento de la PTAR.

### **2.5.1.1. Consideraciones en la operación**

Con base a toda la información ya expuesta, se ha visto que los reactores anaerobios que obtienen mejores eficiencias son los de manto de lodo de flujo ascendente, algunos autores establecen ciertas consideraciones que deben tomarse en cuanto para la operación de dichos reactores:

- Formación de un lodo granulado para una buena eficiencia, lo cual depende de los siguientes factores: (1) disponibilidad de nutrientes, (2) temperatura, (3) tipo de agua residual, (4) pH y (5) sedimentación por gravedad.
- La concentración de biomasa en el reactor debe ser tan grande como sea posible. El valor máximo a ser alcanzado se ve limitado por las condiciones de operación propias del sedimentador, la cual incluye la recirculación por gravedad del lodo sedimentado.
- La actividad biológica del lodo también debe ser elevada, esta actividad depende fundamentalmente de la cantidad de microorganismos presentes en el lodo los cuales son responsables de la degradación de la materia orgánica presente en el residual tratado.
- El tiempo de retención de sólidos debe ser elevado para que pueda desarrollarse una mezcla apropiada de microorganismos, esto puede obtenerse mediante una operación efectiva de las tres funciones del separador.
- El tiempo de retención hidráulico en el reactor debe ser tan pequeño como sea posible. En estas condiciones, el contacto entre el efluente y la biomasa debe ser muy bueno. Para cumplir con este objetivo debe tenerse en cuenta dos aspectos muy importantes:
  - El sistema de distribución del afluente debe ser diseñado de forma tal que todo el lodo en la parte inferior del reactor se mantenga en íntimo contacto con el afluente.
  - El líquido en el lecho y en la zona de dispersión debe estar debidamente mezclado. Para evitar el uso del mezclado mecánico debe garantizarse

que la turbulencia que produce el biogás, resultante de la anaerobiosis, provoque un mezclado adecuado.

- La producción de gas debe ser tal que la distribución del lodo sobre el lecho, y en la zona dispersa, sea óptima. La concentración del lodo en la zona dispersa aumenta con el incremento de la producción de biogás y mientras mayor sea la cantidad de lodos en la zona de dispersión, mayor será la capacidad de biodegradación, por lo tanto, la producción de biogás será máxima. Con este máximo, la concentración de lodo en la zona de dispersión debe ser tal que garantice una operación adecuada de las funciones del separador. A muy altas concentraciones de lodo en la zona de dispersión, el sistema de recirculación de éste puede bloquearse y sobrecargarse el sedimentador.
- Las propiedades de sedimentación del lodo determinan la eficiencia del sedimentador e influye en la concentración del lodo en la zona dispersa; por lo tanto estas propiedades deben ser óptimas.

Eliminando el lodo con propiedades de sedimentación inferiores a las requeridas, mejorará el comportamiento promedio de sedimentación del mismo, lo cual se logra cuando la velocidad ascensional del fluido en el reactor aumenta mucho. Para un uso óptimo de las propiedades de sedimentación del lodo es necesario que el régimen de flujo en el sedimentador sea laminar y uniforme. Esto solamente se logra si no se produce gas en el sedimentador y si la turbulencia del líquido en el reactor no continúa en el sedimentador; por lo tanto, la separación del gas en el reactor debe ser eficiente, la turbulencia del líquido en el reactor debe disminuir antes que la suspensión líquido-lodo entre en el sedimentador y llegue a valores críticos y debe ser tan pequeña como sea posible (Yaniris y Obaya 2006).

Tabla 1. Niveles de parámetros necesarios para una buena operación en un reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente.

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>
Temperatura	30 – 40 ° C
pH	6.3 – 7.8
SSV	10 – 20 kg/m <sup>3</sup>
Relación SSV/SST	0.4 – 0.6
Nitrógeno total Kjendahl (NKT)	0.04 – 0.07 kg/m <sup>3</sup>
Nitrógeno amoniacal	< 3 kg/m <sup>3</sup> para no inhibir el proceso
Porcentaje de metano	78 – 80 %
Relación N/P	53
TRH	6 -10 horas

## 2.6. Descripción del área de estudio

La PTAR donde se desarrolló el presente trabajo de investigación se encuentra ubicada en la zona residencial “Las Américas” de la ciudad de Mérida, Yucatán. Específicamente se localiza a 2 km al norte del periférico de la ciudad.

La planta está diseñada para un influente con las características observadas en la Tabla 2 (Perez-Maldonado 2009).

Tabla 2. Parámetros de diseño utilizados en la PTAR “Fraccionamiento Las Américas”.

<b>Parámetro</b>	<b>Cantidad</b>
DBO	300 mg/L
Sólidos suspendidos totales	200 mg/L
pH	5-9
Grasas y aceites	80
Materia flotante	Presente
Nitrógeno total	30 mg/L
Fósforo total	8 mg/L
Coliformes fecales	1 x 10 <sup>6</sup> (NMP/100 mL)

Con base a lo anterior, la PTAR debe tener un efluente con las características mostradas en la Tabla 3 (Perez-Maldonado 2009).

Tabla 3. Características estimadas para el efluente de la PTAR “Las Américas”.

Parámetro	Cantidad
DBO	30 mg/L
Sólidos suspendidos totales	40 mg/L
pH	5-9
Grasas y aceites	<15
Materia flotante	Ausente
Nitrógeno total	<15 mg/L
Fósforo total	<5 mg/L
Coliformes fecales	240 (NMP/100 mL)

La PTAR en su totalidad consta de los siguientes sistemas (Perez-Maldonado 2009):

- Pretratamiento, consistente en una rejilla y un desarenador (para 50 lps).
- Cárcamo de bombeo principal (para 50 lps).
- Dos digestores anaerobios de manto de lodos, construidos en concreto armado, completamente cerrados, con filtro de gases.
- Cuatro filtros percoladores de tratamiento aerobio.
- Sedimentador secundario.
- Lecho de secado con drenaje hacia el cárcamo de bombeo.
- Caseta de operación con planta eléctrica de emergencia y equipo de cloración.
- Tanque de contacto de cloro.

### **2.6.1. Operación actual de la PTAR “Fraccionamiento Las Américas”**

En la Tabla 4, se muestran la totalidad de labores operativas relacionadas con el digestor anaerobio.

Tabla 4. Operación actual de la PTAR “Las Américas”.

Actividades	Frecuencia
a) Verificación de obstrucciones en el sistema que evita sifonamientos en tuberías de entrada de agua residual al reactor durante una suspensión de bombeo.	1 vez/mes
b) Cambio de las pastillas de hipoclorito de calcio del filtro de gases y de la tubería de salida de agua a los filtros percoladores.	1 vez/semana
c) Inspección del interior del digestor por medio de las tapas de entrada.	1 vez/mes

Actividades	Frecuencia
d) Purga de lodos del digestor (28.72 m <sup>3</sup> ).	Cada 20 días o cuando se considere necesario
f) Verificación del correcto funcionamiento de la bomba de control de olores.	Diario

### **2.6.2. Características del digestor anaerobio a estudiar**

En el digestor anaerobio de manto de lodos según el proyecto ejecutivo de la PTAR, los lodos son retenidos, estabilizados, digeridos y espesados hasta 94 % de humedad. Este recibe un gasto promedio de 25 lps. La eficiencia de remoción estimada en el diseño es de un 50 % para la DBO y un 60 % para los sólidos suspendidos totales. El digestor tiene un diámetro de 12 m, y una altura de 10.30 m, así como un volumen útil de 500 m<sup>3</sup>.

Según el diseño del digestor, el líquido residual se introduce en la parte inferior del reactor; el agua residual fluye en forma ascendente a través de un manto de lodos constituido por partículas formadas biológicamente. El tratamiento del residual comienza al ponerse en contacto dicha agua con las partículas biológicas anaerobias. Los gases producidos en el proceso (CO<sub>2</sub> y metano) provocan una mezcla interior que colabora en la formación y mantenimiento de los gránulos. En la parte superior del reactor se produce la separación del gas por medio de un sistema de chorro. El material desgasificado regresa al fondo del manto de lodos. En la parte superior del reactor quedan fundamentalmente las grasas, las cuales son degradadas por partículas biológicas ascendentes. El exceso de grasas estabilizado, así como el exceso de lodos digeridos se extrae periódicamente por medio de válvulas hacia los lechos de secado. El gas libre y el gas liberado de las partículas ascendentes se descargan a la atmósfera a través de una tubería con un filtro para control de olores. El líquido que contiene sólidos residuales y gránulos biológicos se conduce a una cámara de sedimentación donde se separan los sólidos residuales. Los sólidos separados caen por gravedad y se introducen de nuevo en el manto de lodos. De acuerdo con la información en el proyecto ejecutivo de la PTAR, la velocidad en el

manto de lodos esta entre 0.6 y 1.00 m/h. El líquido efluente del digestor se descarga en un cárcamo de bombeo adjunto al filtro percolador, siendo bombeado hacia el mismo (Perez-Maldonado 2009).

### **2.6.3. Descripción del flujo de agua y lodos en la planta**

El influente en la planta hace su recorrido en el orden siguiente:

1. Cribado.
2. Desarenador.
3. Cárcamo de bombeo principal (en donde se concentra la cantidad de sólidos).
4. Digestor anaerobio.
5. Filtro percolador uno.
6. Filtro percolador dos.
7. Tanque de contacto de cloro.

Haciendo énfasis en el punto tres del listado anterior, los sólidos se concentran mediante la conducción de los lodos provenientes de los sedimentadores ubicados debajo de cada filtro percolador. Una fracción de los lodos purgados se dirige al digestor anaerobio y otra se desvía al cárcamo de bombeo principal, recibiendo este último un mayor aporte de lodos por parte del sedimentador correspondiente al filtro percolador dos. Lo anterior es debido a la configuración de la planta y a que los lodos son conducidos por gravedad, en la Figura 3 se puede observar esquemáticamente lo descrito. Es importante señalar que el cárcamo de bombeo principal, al momento de realizar la primera evaluación en el presente trabajo, contaba con una bomba con capacidad de bombear un caudal de 7 lps.

## **3. METODOLOGÍA**

### **3.1. Descripción general**

En el presente trabajo se modificó la operación del digestor anaerobio descrito con anterioridad, cambiando el número de veces durante el día que se realiza la recirculación de lodos provenientes de los tanques de humus (sedimentadores) y la

purga de lodos en el digestor. Cabe destacar que las modificaciones se realizaron en función de un estudio preliminar realizado en la misma PTAR, en donde se describen los efectos causados por las condiciones de operación del digestor y de la planta en general (Chacón-Cervera 2017), así como en función de un muestreo simple en el digestor. Cada vez que se llevó a cabo un cambio en la operación, se realizó un monitoreo con respecto a los parámetros considerados (Sección 3.3), en donde, cada monitoreo consistió en cinco muestreos simples desarrollados en un período de tres semanas.

En total se realizaron dos modificaciones operacionales, siendo la segunda una respuesta inmediata al cambio imprevisto de una bomba en el cárcamo de bombeo principal, reemplazando la bomba anterior que poseía capacidad para un caudal de 7 lps, por una con capacidad de 24 lps.

### **3.2. Muestreo**

Previo a la evaluación de las modificaciones como ya se mencionó, se realizó un muestreo simple en los siguientes puntos: 1) influente de la planta, 2) efluente del digestor, 3) lodo recirculado al digestor anaerobio, 4) licor mezclado en la parte superior del reactor y 5) la purga del digestor, así como la determinación de las características del flujo al digestor mediante las especificaciones técnicas de las bombas, y la carga orgánica aplicada. Cabe señalar que durante el muestreo del lodo recirculado se tomó una muestra por cada desfogue realizado en un periodo de 24 horas, durante toda etapa se tomaron un total de 16 muestras referente al monitoreo del lodo recirculado y 12 muestras en el monitoreo del digestor (puntos 1, 2, 4 y 5).

Para el caso de las muestras del licor mezclado del digestor anaerobio, éstas se obtuvieron evitando tomar natas que pudieran formarse en la superficie. La toma de muestras se realizará de acuerdo con lo establecido por la norma NMX-AA-3-1980.

Posteriormente en el análisis de las modificaciones en la operación del digestor se tomaron muestras simples con una frecuencia mínima de una vez por semana durante el monitoreo de cada cambio, tales muestras se obtuvieron de los cinco puntos mencionados con anterioridad, con excepción del punto tres, debido a que la

concentración en los lodos recirculados no presenta mucha variación. Durante esta etapa se tomaron un total de 40 muestras siendo 20 durante la primera modificación y las restantes durante la segunda.

La Figura 3 (donde las flechas negras representan el flujo de lodos y las azules el flujo del agua residual) muestra de manera conceptual los puntos en donde se tomaron las muestras (1, 2, 3 y 4) los puntos 1 y 2 corresponden a la recirculación de lodos al digestor, el número 3 representa las muestras que se obtuvieron del digestor (licor mezclado, efluente y purga de lodos), y el punto 4 corresponde al influente de la planta.

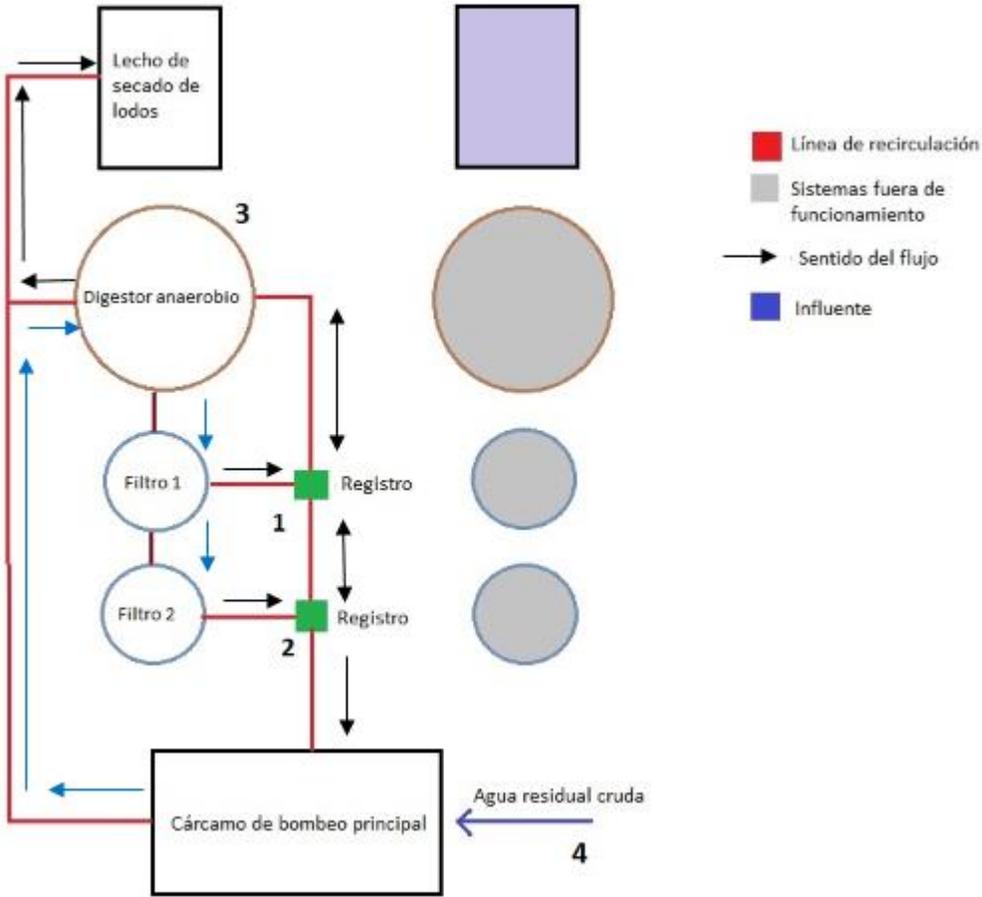


Figura 3. Puntos de muestreo en la PTAR "Fraccionamiento Las Américas".

Se midió el porcentaje de metano en el digestor anaerobio, así como el pH en cada una de las muestras en campo.

### 3.3. Pruebas de laboratorio

Las pruebas realizadas a las muestras obtenidas de los cuatro puntos de muestreo son las siguientes (la nomenclatura entre paréntesis corresponde a la abreviación de cada parámetro):

- DQO soluble (DQOs).
- pH.
- Porcentaje de metano.
- Sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF) y sólidos sedimentables (SS).
- Nitrógeno total Kjeldahl (NKT) y nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>).
- Fósforo total (PO<sub>4</sub>).

La prueba de actividad metabólica se realizó únicamente a las muestras provenientes del contenido del digestor anaerobio (licor mezclado) y la purga de lodos.

En la Tabla 5 se presenta el parámetro, la técnica a aplicar y la fuente en la que está basada la técnica.

Tabla 5. Pruebas de laboratorio a realizar. Fuentes: Romero-Pareja (2011), Diario Oficial de la Federación (1976), Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (2000), Secretaría de Economía (2001, 2010, 2011).

<b>Parámetro</b>	<b>Técnica</b>	<b>Referencia</b>
Actividad metabólica	Actividad a la deshidrogenasa por INT.	Romero-Pareja, 2011
DQOs	Detección espectrofotométrica.	NMX-AA-030/2-SCFI-2011
pH	Detección potenciométrica.	NMX-AA-008-SCFI-2000

<b>Parámetro</b>	<b>Técnica</b>	<b>Referencia</b>
Porcentaje de metano	Detección por sensor	Gem 2000 landtech
Sólidos	Análisis de sólidos.	NOM-AA-34-1976
Nitrógeno Kjeldahl y amoniacal	Análisis de nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico.	NMX-AA-026-SCFI-2010
Fósforo total	Método cloruro estano.	NMX-AA-029-SCFI-2001

Cabe destacar que debido a la alta concentración de sólidos en las muestras provenientes de los registros y el digestor; durante la determinación de la DQO soluble se le realizó un centrifugado a la muestra a 1500 rpm por 15 minutos, previo al filtrado, con el fin de evitar la prematura colmatación del filtro y así poder filtrar el volumen requerido.

### **3.4. Modificaciones operacionales**

#### **3.4.1. Primera modificación**

Con base a los resultados obtenidos en la evaluación con las condiciones operacionales convencionales, se determinó la primera modificación a realizar, cuyo objetivo fue aumentar la concentración de sólidos recirculados al digestor, ya que se observó un bajo aporte de sólidos por parte del segundo sedimentador, y con ello observar la respuesta de éste.

A continuación, se describen los cambios operacionales planteados, los cuales están enfocados a los desfogues en los sedimentadores; posteriormente se muestra en la Tabla 6, un resumen de todas las actividades realizadas en la operación diaria propuesta.

Los desfogues en los sedimentadores se realizaron de la siguiente manera:

- Los registros correspondientes al primer sedimentador se desfogaron con una frecuencia de 4 veces por día, es decir, dos veces por turno siguiendo los horarios establecidos en la Tabla 6.

- El registro correspondiente al segundo sedimentador únicamente se desfogó una vez cada dos días en el horario mostrado en la Tabla 6.
- La duración de cada desfogue permaneció igual a cómo se maneja normalmente (4 minutos).
- El resto de las actividades operativas realizadas en la planta permanecieron sin cambios (Tabla 4).

Tabla 6. Actividades realizadas en la primera modificación operacional.

<b>Operaciones realizadas</b>			
Área	Actividad	Frecuencia	Horarios
Sedimentador 1	Desfogue	4 veces/día	8:00 AM
			12:00 PM
			4:00 PM
			8:00 PM
Sedimentador 2	Desfogue	1 vez/ cada 2 días	8:00 AM

### **3.4.2. Segunda modificación**

Como se mencionó anteriormente, la segunda modificación se planteó como respuesta a las consecuencias ocasionadas por el reemplazo de la bomba en el cárcamo de bombeo principal, teniendo como objetivo la eliminación de lodo resuspendido.

Para esta modificación se conservaron las actividades planteadas en la primera modificación, teniendo como diferencia el aumento de la frecuencia de desfogues en el sedimentador 2, así como el aumento en la frecuencia de la purga de lodos en el digestor, la cual fue a consideración del operador, purgando un total de 2 veces en el período de tres semanas que duró el monitoreo de esta modificación. En la Tabla 7 se pueden observar los desfogues realizados.

Tabla 7. Actividades realizadas en la segunda modificación.

<b>Operaciones realizadas</b>			
Área	Actividad	Frecuencia	Horarios
Sedimentador 1	Desfogue	4 veces/día	8:00 AM
			12:00 PM
			4:00 PM
			8:00 PM
Sedimentador 2	Desfogue	4 veces/ día	8:00 AM
			12:00 PM
			4:00 PM
			8:00 PM

## **4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Es importante mencionar que durante toda la evaluación de la planta no fue posible obtener mediciones confiables del porcentaje de gas metano en el digestor, lo anterior debido a una ruptura en la tapa principal del tanque, lo cual ocasiona que el gas se escape al exterior.

### **4.1. Evaluación preliminar**

#### **4.1.1. Lodo recirculado**

Se realizaron dos muestreos en los registros correspondientes a la recirculación del lodo proveniente de los sedimentadores. En la Tabla 8 se observa un resumen de cada uno de los parámetros medidos en ambos muestreos.

Tabla 8. Resumen de datos obtenidos en el análisis del lodo recirculado.

Muestra	Registro 1				Registro 2			
	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est
ST (g/L)	40.70	35.76	31.89	2.52	13.51	4.24	1.67	4.01
STV (g/L)	24.86	23.56	21.04	1.33	8.72	2.64	0.61	2.93
SS (ml/L)	1000.00	964.38	905.00	39.86	415.00	93.19	12.50	133.27
SST (g/L)	36.80	34.82	31.60	1.96	10.78	2.68	0.27	3.41
SSV (g/L)	24.30	22.80	19.60	1.74	7.08	1.67	0.24	2.23
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	35.08	22.18	15.39	7.01	39.91	17.37	6.99	12.14
NKT (mg/L)	1943.20	1500.45	1167.60	213.44	159.60	121.63	71.40	33.15
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	130.20	99.14	75.60	18.61	76.30	63.70	49.00	10.36
DQOs (mg/L)	633.00	252.77	100.67	185.56	88.00	69.33	47.33	13.44
pH	9.36	7.67	7.19	0.75	9.26	7.76	6.98	0.71

En las Figuras 4 y 5 se observan mediante gráficos de barras, la concentración de sólidos que son recirculados cada vez que se realiza un desfogue durante un día, en dónde, cada color representa un tipo de sólidos diferente. Los datos de dichas Figuras representan lo obtenido durante el primer muestreo de lodos.

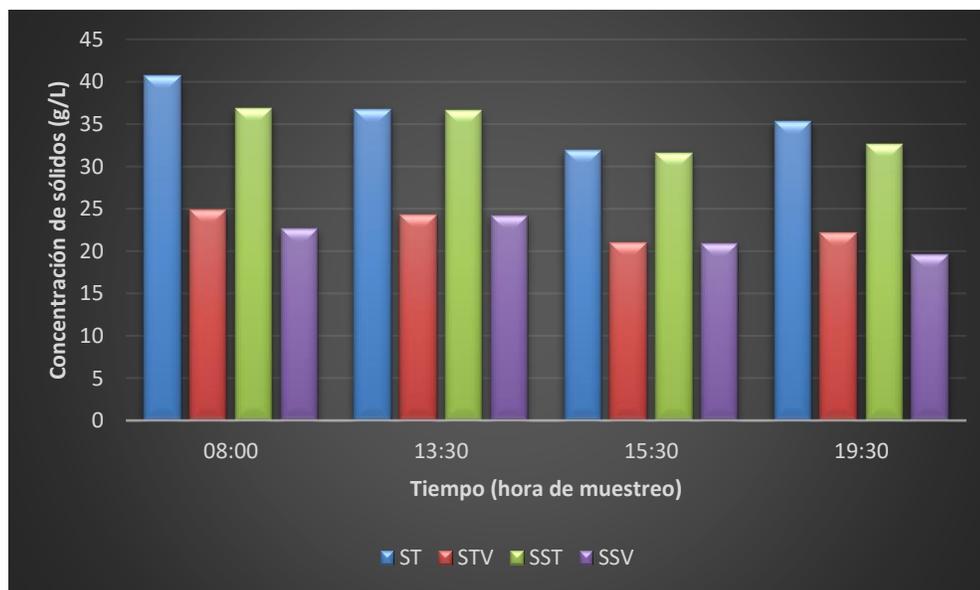


Figura 4. Concentración de sólidos recirculados en el registro 1 (primer muestreo).

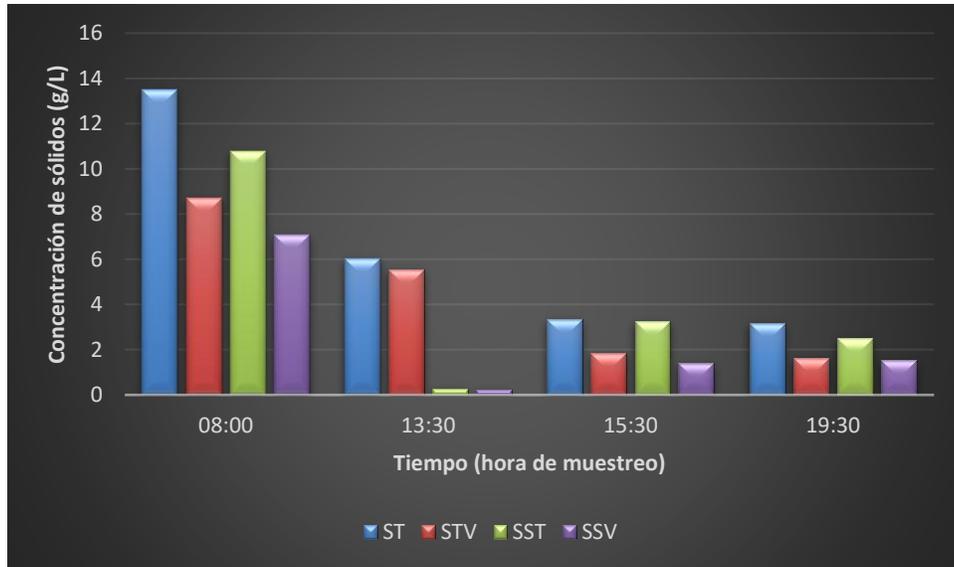


Figura 5. Concentración de sólidos recirculados en el registro 2 (primer muestreo). Las concentraciones de sólidos obtenidas durante el segundo muestreo se observan en las Figuras 6 y 7, siendo representados de la misma manera que en las Figuras 4 y 5.

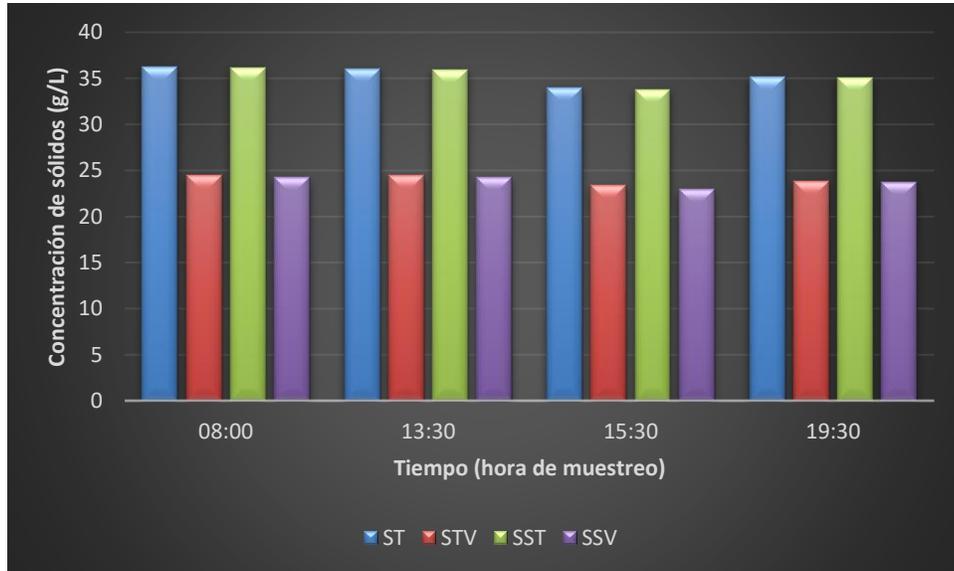


Figura 6. Concentración de sólidos recirculados en el registro 1 (segundo muestreo).

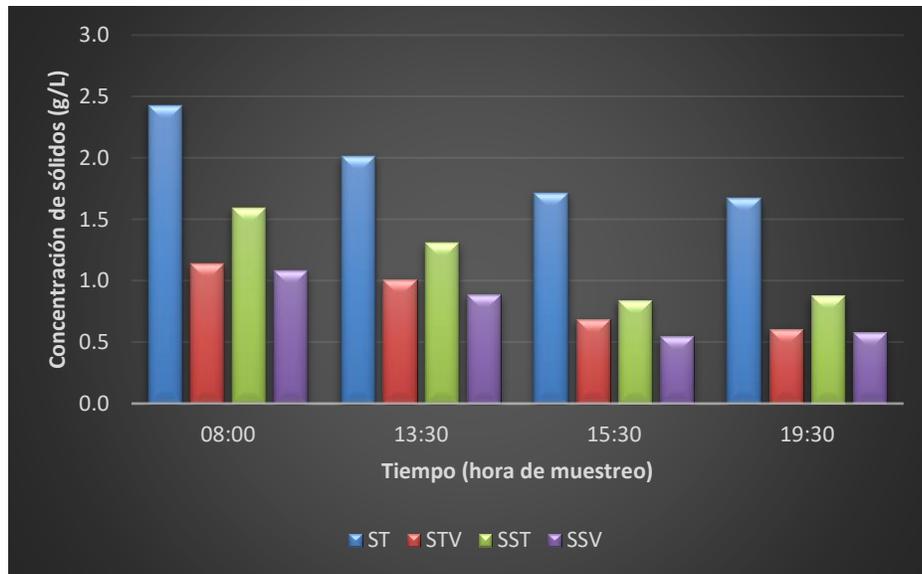


Figura 7. Concentración de sólidos recirculados en el registro 2 (segundo muestreo). Como se puede observar en las Figuras, la variación que existe entre las concentraciones en un muestreo y otro es mínima, a pesar de que ambos muestreos fueron realizados con una diferencia de 56 días, razón por la cual se consideró como constante la concentración de los distintos parámetros analizados en los sólidos recirculados. De igual manera se observa en las Figuras 4 a la 7, el aporte mínimo de sólidos del segundo registro a comparación del primero, contrastando los gráficos con lo mostrado en la Tabla 8, se tiene una concentración máxima de ST del registro 1 de 40.7 g/L, mientras que en el registro 2, la concentración máxima registrada de ST fue de 13.51 g/L, demostrando que no es necesario desfogar de manera constante el registro 2, debido a que la finalidad de los desfuegos es aportar sólidos al digestor; por esta razón la modificación 1 se planteó como se mostró en la Metodología. Adicional a lo anterior, vale la pena mencionar el alto contenido de SSV en los lodos recirculados, representando una media del 90.4 % de los ST en el registro 1, el cual es el que realiza el mayor y casi total aporte de sólidos al digestor. Los resultados de los demás parámetros analizados en los lodos, se muestran en las Tablas 9 y 10.

Tabla 9. Resultados obtenidos en el primer muestreo de lodos.

Hora	08:00		13:30		15:30		19:30	
Parámetro /muestra	Registro 1	Registro 2						
SS (ml/L)	1000.0	415.0	905.0	12.5	920.0	95.0	995.0	79.0
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	35.1	39.9	22.6	7.7	29.3	26.5	23.6	25.6
NKT (mg/L)	1475.6	149.8	1167.6	71.4	1422.4	144.2	1481.2	84.0
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	113.4	71.4	130.2	50.4	100.8	49.0	113.4	57.4
DQOs (mg/L)	235.5	84.3	633.0	61.8	410.5	73.0	260.5	88.0
pH	7.3	7.5	7.6	7.3	7.4	7.2	9.4	9.3

Tabla 10. Resultados obtenidos en el segundo muestreo de lodos.

Hora	08:00		13:30		15:30		19:30	
Parámetro /muestra	Registro 1	Registro 2						
SS (ml/L)	1000.00	62.50	1000.00	30.00	960.00	29.00	935.00	22.50
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	18.30	15.64	15.39	9.24	15.69	7.32	17.52	6.99
NKT (mg/L)	1943.20	142.80	1450.40	159.60	1548.40	123.20	1514.80	98.00
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	90.30	76.30	84.70	64.40	75.60	72.80	84.70	67.90
DQOs (mg/L)	144.00	62.33	134.00	75.67	104.00	47.33	100.67	62.33
pH	7.20	7.90	8.07	6.98	7.19	8.03	7.21	7.91

En las Tablas 9 y 10 se puede observar que al igual que en el caso de los sólidos, el resto de los parámetros tienen un comportamiento similar, siendo el mayor aporte de nutrientes dado por el registro 1, especialmente en el caso del nitrógeno, con aportes por arriba de los 1000 mg/L en cada desfogue, siendo en el caso del primer desfogue del día, una aportación cercana a los 2000 mg/L. Por otro lado, los aportes de nitrógeno del segundo registro son menores a comparación del primero. Los resultados mencionados denotan una relación entre la concentración de sólidos y la concentración nitrógeno, se observa que a mayor concentración de sólidos hay una mayor concentración de nitrógeno, y lo anterior es debido a la gran cantidad de nitrógeno orgánico existente en los lodos del primer registro a comparación del nitrógeno amoniacal, el cual como media representa únicamente el 6.6 % del NKT. En el caso del segundo registro, debido al bajo contenido de sólidos, el nitrógeno amoniacal representa un 52.4 % del NKT. Tomando en cuenta las recomendaciones reportadas por Lorenzo-Acosta y Obaya-Abreu (2006) en cuanto a los niveles de NKT óptimos en un digestor anaerobio (Ver sección 2.4.3), el registro 1 realiza un aporte adecuado al digestor.

En cuanto a aportación de fósforo se refiere, ambos registros presentan valores similares.

Otro factor importante es el índice volumétrico de los lodos recirculados, ya que a partir de éste se puede conocer las características de sedimentación del lodo. Tomando en cuenta lo anterior el IVL del primer registro corresponde a un valor de 27 ml/g, mientras que, en el caso del segundo registro, el valor disminuye a 22 ml/g. Considerando lo reportado por Abefase (2012), el lodo recirculado proveniente de ambos registros, cuenta con unas adecuadas características de sedimentabilidad, al encontrarse por debajo de 90 ml/g (Sección 2.4.7).

#### 4.1.2. Evaluación del digestor anaerobio

En la Tabla 11 se presenta el resumen de los datos obtenidos en la evaluación preliminar del digestor anaerobio.

Tabla 11. Resumen de datos obtenidos en la evaluación preliminar del digestor anaerobio.

INFLUENTE					EFLUENTE				
Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.	Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.
ST (g/L)	5.76	2.62	0.74	2.73	ST (g/L)	5.47	2.45	0.63	2.63
STV (g/L)	4.23	1.66	0.22	2.23	STV (g/L)	4.45	1.70	0.22	2.38
SS (ml/L)	150.00	54.52	1.00	82.89	SS (ml/L)	205.00	71.67	4.50	115.47
SST (g/L)	5.48	2.01	0.16	3.01	SST (g/L)	5.45	1.97	0.20	3.01
SSV (g/L)	4.05	1.53	0.14	2.19	SSV (g/L)	4.43	1.62	0.21	2.43
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	10.88	7.47	2.26	4.58	PO <sub>4</sub> total (mg/L)	6.38	5.13	3.09	1.78
NKT (mg/L)	289.80	179.20	86.80	102.72	NKT (mg/L)	603.40	279.07	67.20	285.24
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	102.20	70.00	47.60	28.59	N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	65.10	54.37	33.60	17.99
DQOs (mg/L)	394.00	247.89	107.33	143.41	DQOs (mg/L)	232.33	183.44	120.67	57.11
pH	7.58	7.44	7.18	0.23	pH	7.35	7.22	7.02	0.18
DIGESTOR					PURGA				
Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.	Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.
ST (g/L)	19.36	11.02	4.61	7.56	ST (g/L)	12.18	8.98	6.70	2.85
STV (g/L)	13.45	7.33	3.15	5.42	STV (g/L)	8.49	6.35	4.49	2.02
SS (ml/L)	915.00	401.67	137.50	444.62	SS (ml/L)	605.00	388.33	255.00	189.30
SST (g/L)	19.33	10.77	4.58	7.65	SST (g/L)	12.10	8.90	6.71	2.83
SSV (g/L)	13.45	7.24	3.13	5.47	SSV (g/L)	8.43	6.28	4.50	1.99
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	9.49	8.36	6.26	1.82	PO <sub>4</sub> total (mg/L)	13.06	11.00	9.89	1.79
NKT (mg/L)	848.40	488.60	205.80	328.15	NKT (mg/L)	604.80	473.20	319.20	144.11
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	70.00	55.30	33.60	19.18	N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	83.30	62.77	29.40	29.15
DQOs (mg/L)	237.33	148.44	92.33	77.86	DQOs (mg/L)	252.33	146.78	87.33	91.66
pH	7.10	6.99	6.87	0.12	pH	7.45	7.30	7.18	0.14

De las Figuras 8 a la 11 se presentan con mayor detalle los sólidos medidos en cada uno de los puntos de muestreo para el digestor.

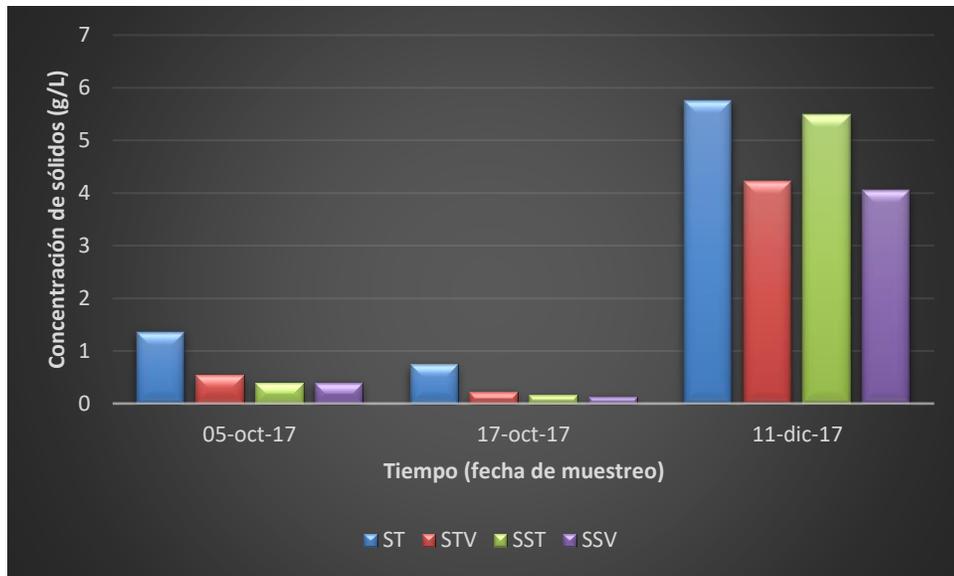


Figura 8. Concentración de sólidos en el influente (evaluación preliminar).

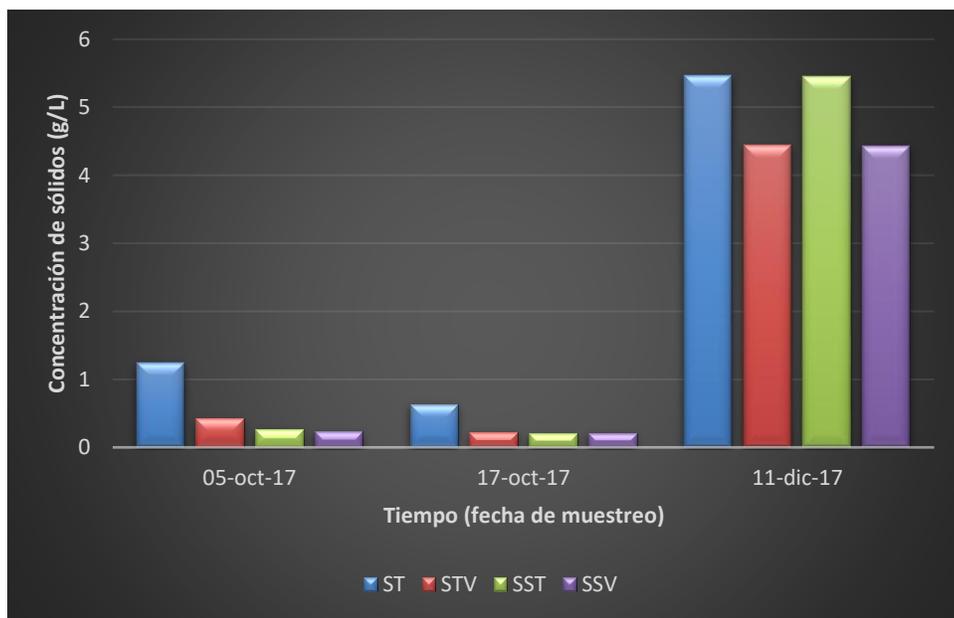


Figura 9. Concentración de sólidos en el efluente (evaluación preliminar).

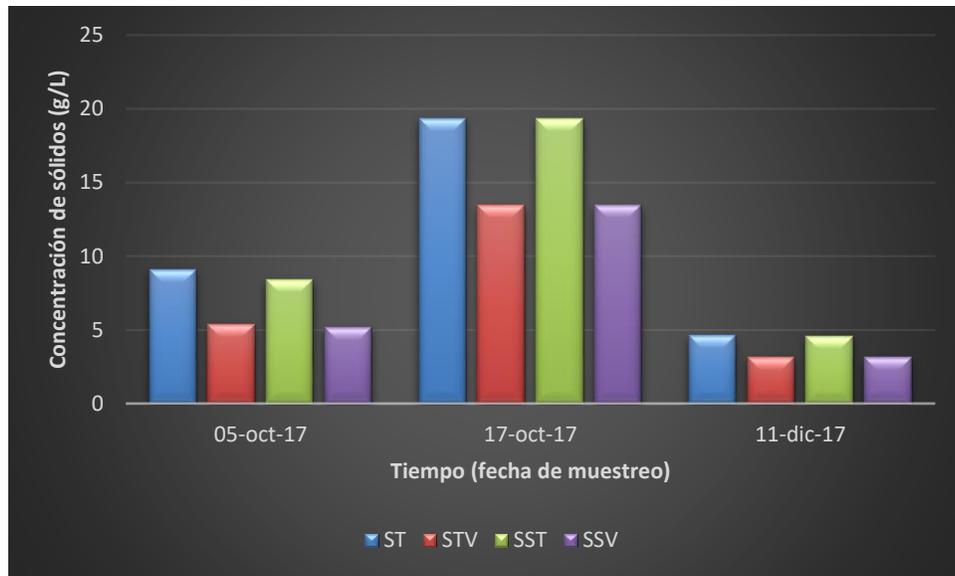


Figura 10. Concentración de sólidos en el digestor (evaluación preliminar).

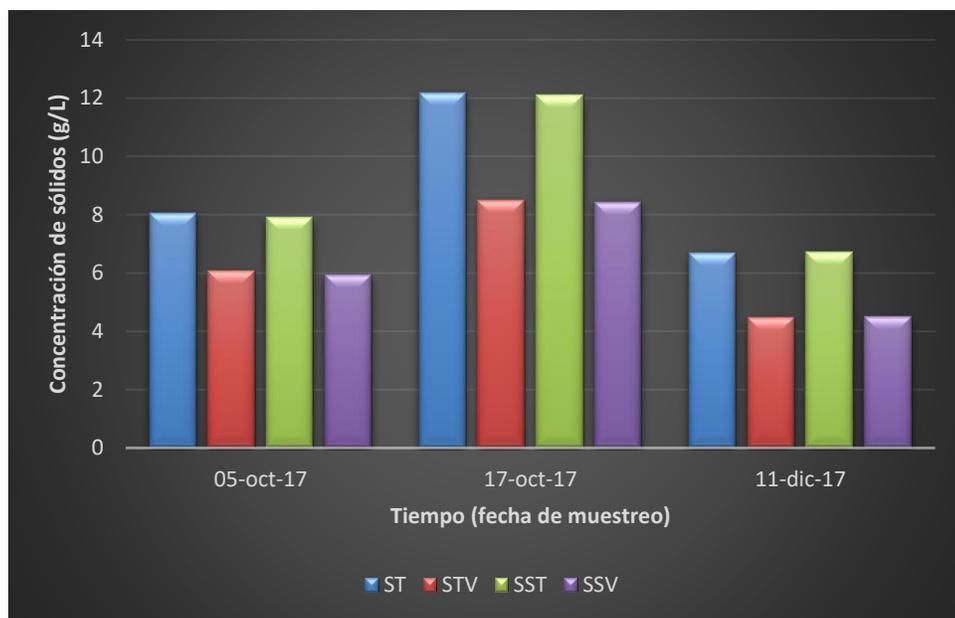


Figura 11. Concentración de sólidos en la purga de lodos (evaluación preliminar).

Para el caso de los sólidos en el influente, así como los del efluente (Figuras 8 y 9) se observan concentraciones similares exceptuando en la fecha del último muestreo (11 de diciembre del 2017), en donde la concentración de sólidos se eleva de manera muy abrupta. Lo anterior es debido a la falta de lluvias durante fechas cercanas al último muestreo preliminar del digestor, esto afectó directamente los resultados, de tal manera que los sólidos en el influente se concentraron, mientras que, en las dos fechas

anteriores, corresponden a días con lluvias moderadas. Por otro lado, en el caso de los sólidos en el digestor y en la purga (Figuras 10 y 11), estos se muestran irregulares sin seguir un patrón aparente, así como se observa que en los primeros dos muestreos (5 y 17 de octubre del 2017) la concentración de sólidos en la parte superior del digestor es mayor a la concentración de sólidos en la purga de lodos, lo cual es un indicador de un mal funcionamiento del digestor, ya que según el proyecto ejecutivo de la PTAR, el estrato superior es en donde se lleva a cabo la separación gas-líquido-sólido y solo deberían encontrarse grasas en el agua con una concentración de SSV menor al 40 % del total (Pérez 2009). Lo anterior ocurre a pesar de las adecuadas características de sedimentación que posee el lodo purgado del digestor, con IVL de 43.22 ml/g, cayendo dentro del rango reportado por Abefase (2012) para un lodo de calidad (ver sección 2.4.7), lo cual es un indicador de que el sistema no se encuentra operando adecuadamente. Aunado a lo anteriormente mencionado, el porcentaje de remoción de los ST también se ve afectado, teniendo una remoción de solo el 6.4 %.

El comportamiento del resto de parámetros, tales como los sólidos sedimentables, fósforo total, NKT, nitrógeno amoniacal y la DQO soluble, se presentan de la Figura 12 a la 16, en donde se observa que los datos presentados son muy variables, sin un patrón aparente al igual que en el caso de los sólidos, sin embargo, se logra dar una cierta remoción de fósforo, nitrógeno amoniacal y la DQOs teniendo unos porcentajes de remoción de 31.3, 22.3 y 26 % respectivamente, mientras que en el caso del NKT no existe tratamiento, con un porcentaje de remoción del 0 %, encontrándose inclusive una concentración media mayor en el efluente del digestor que la que se encuentra en el influente. Las elevadas concentraciones de los distintos parámetros al efluente del reactor son explicadas en la sección 4.4.

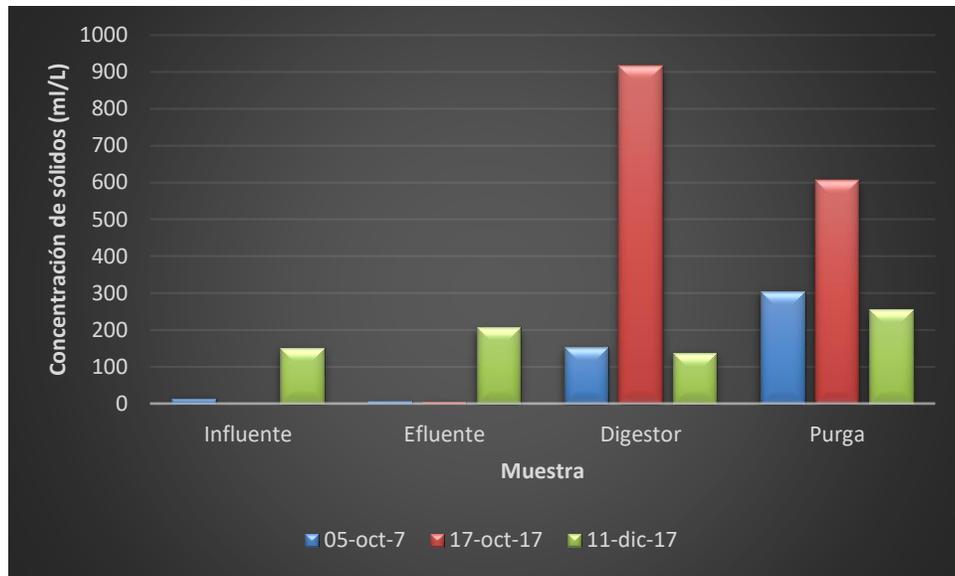


Figura 12. Comportamiento de los sólidos sedimentables durante la evaluación preliminar del digestor.

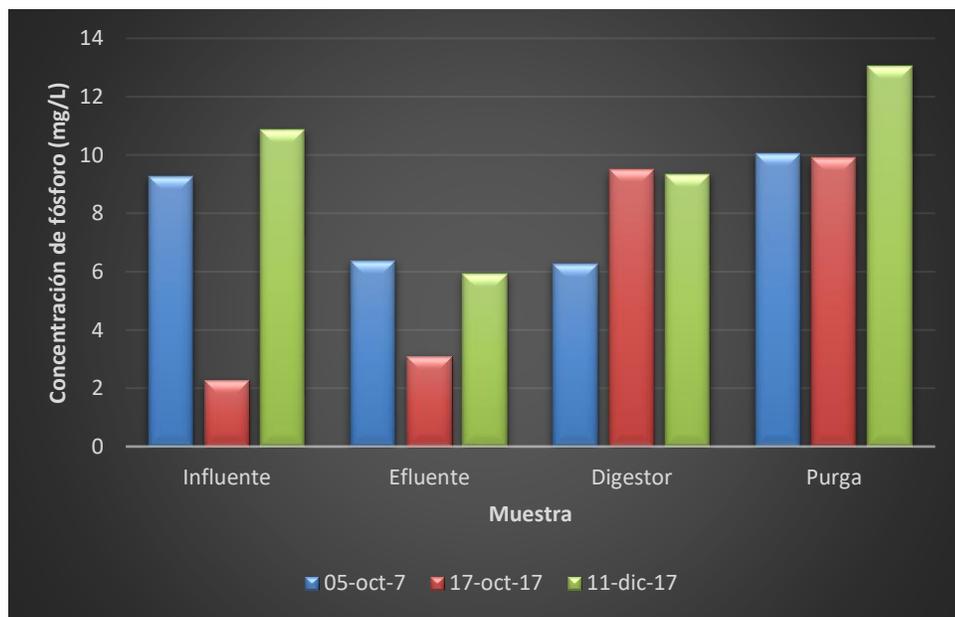


Figura 13. Comportamiento del fósforo total durante la evaluación preliminar del digestor.

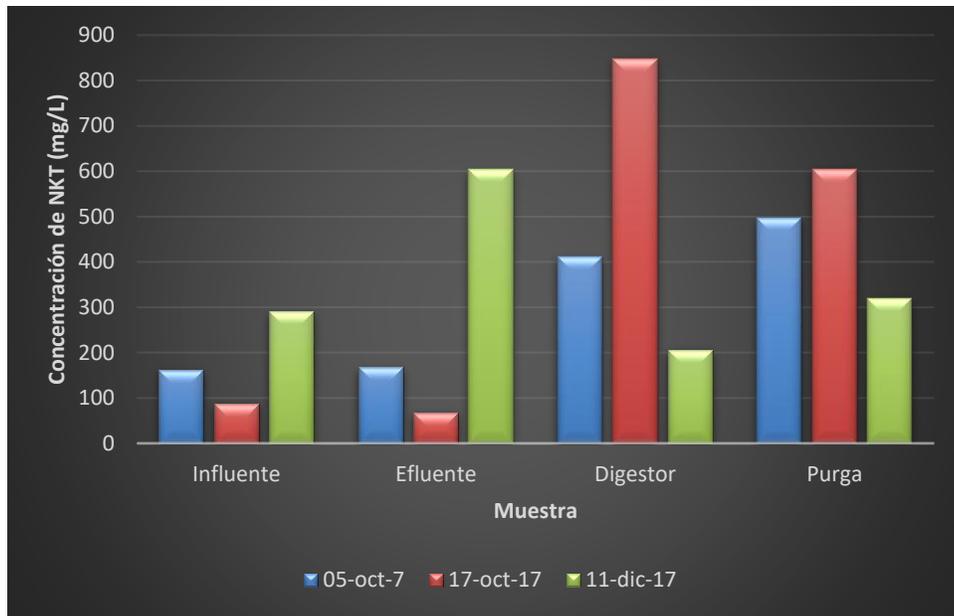


Figura 14. Comportamiento del NKT durante la evaluación preliminar del digestor.

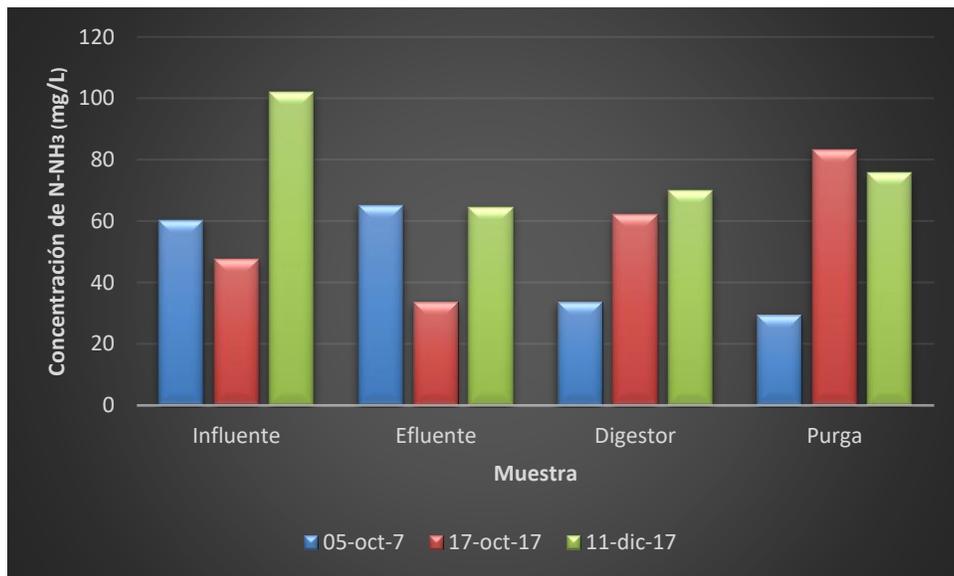


Figura 15. Comportamiento del nitrógeno amoniacal durante la evaluación preliminar del digestor.

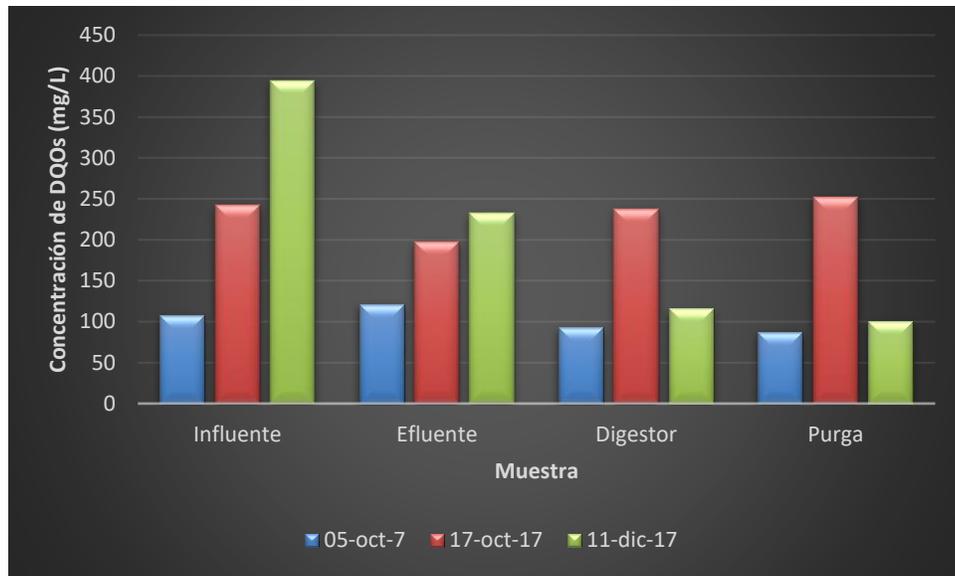


Figura 16. Comportamiento de la DQO soluble durante la evaluación preliminar del digestor.

#### 4.1.3. Actividad a la deshidrogenasa

En la Figura 17 se presenta el comportamiento que tuvo la actividad biológica durante la evaluación preliminar del digestor anaerobio en los tres muestreos realizados.



Figura 17. Comportamiento de la actividad biológica durante la evaluación preliminar. La actividad biológica como se muestra en la Figura 17, presenta una alta variabilidad, de la misma manera a como fue reportado por Chacón-Cervera (2017). A pesar de

haberse encontrado valores muy elevados, la inestabilidad en la actividad biológica indica que el digestor no se encuentra operando en condiciones adecuadas.

## 4.2. Primera modificación operacional

### 4.2.1. Evaluación del digestor anaerobio

El resumen de los datos obtenidos en la primera modificación operacional, la cual constó de cinco muestreos en un período de tres semanas se pueden observar en la Tabla 12, en la cual se muestra un resumen de los parámetros monitoreados.

Tabla 12. Resumen de datos obtenidos en la primera modificación operacional del digestor.

INFLUENTE					EFLUENTE				
Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.	Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.
ST (g/L)	18.24	15.75	10.78	2.94	ST (g/L)	7.08	2.59	1.12	2.52
STV (g/L)	12.77	11.19	8.48	1.66	STV (g/L)	4.53	1.34	0.22	1.81
SS (ml/L)	685.00	503.50	277.50	147.22	SS (ml/L)	205.00	50.50	1.00	86.70
SST (g/L)	16.40	14.41	10.78	2.16	SST (g/L)	5.95	1.60	0.25	2.46
SSV (g/L)	11.88	10.93	10.25	0.60	SSV (g/L)	4.30	1.20	0.19	1.76
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	14.68	12.67	10.58	1.46	PO <sub>4</sub> total (mg/L)	6.16	2.88	1.62	1.88
NKT (mg/L)	800.80	536.48	159.60	256.34	NKT (mg/L)	450.80	166.60	67.20	160.54
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	164.50	145.18	123.90	18.96	N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	88.20	70.84	61.60	10.61
DQOs (mg/L)	770.67	621.00	464.00	135.80	DQOs (mg/L)	217.33	150.33	27.33	88.84
pH	7.80	7.50	7.33	0.19	pH	7.51	7.36	7.11	0.15
DIGESTOR					PURGA				
Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.	Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.
ST (g/L)	5.41	3.04	1.20	2.04	ST (g/L)	22.14	14.26	6.02	5.84
STV (g/L)	3.64	1.74	0.38	1.53	STV (g/L)	14.68	9.68	4.25	3.74
SS (ml/L)	155.00	70.65	4.75	73.25	SS (ml/L)	755.00	523.50	152.50	279.32
SST (g/L)	4.79	1.85	0.17	1.84	SST (g/L)	18.58	13.07	5.69	4.74
SSV (g/L)	3.33	1.29	0.02	1.29	SSV (g/L)	12.82	9.05	3.92	3.28
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	4.30	2.85	2.01	0.91	PO <sub>4</sub> total (mg/L)	15.95	11.56	6.02	3.55
NKT (mg/L)	344.40	182.28	65.80	136.01	NKT (mg/L)	621.60	350.56	98.00	233.42
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	79.80	66.50	56.00	9.46	N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	84.00	80.78	77.70	2.69
DQOs (mg/L)	349.00	131.33	14.00	132.71	DQOs (mg/L)	707.33	215.33	49.00	278.07
pH	7.81	7.44	7.23	0.24	pH	7.61	7.55	7.45	0.06

Un vistazo más detallado de las concentraciones de sólidos registradas durante el periodo de monitoreo en la primera modificación se puede apreciar en las Figuras 18 a la 21, correspondiendo a los puntos de muestreo considerados para el digestor.

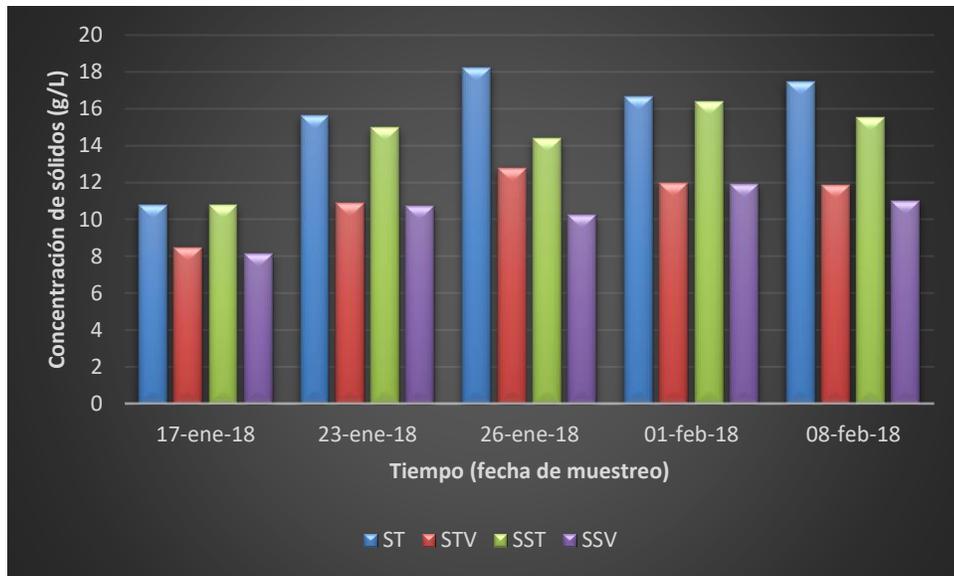


Figura 18. Concentración de sólidos en el influente (primera modificación).

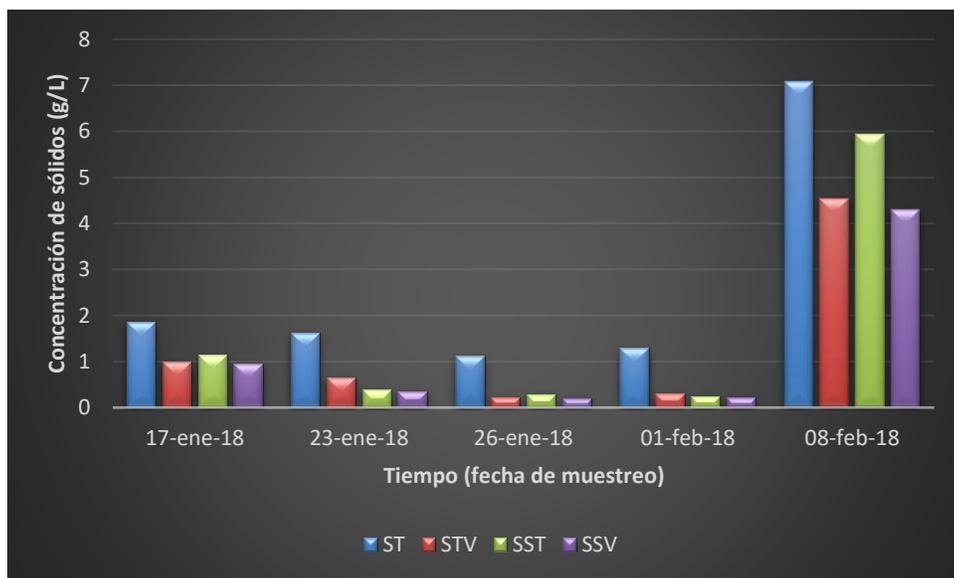


Figura 19. Concentración de sólidos en el efluente (primera modificación)

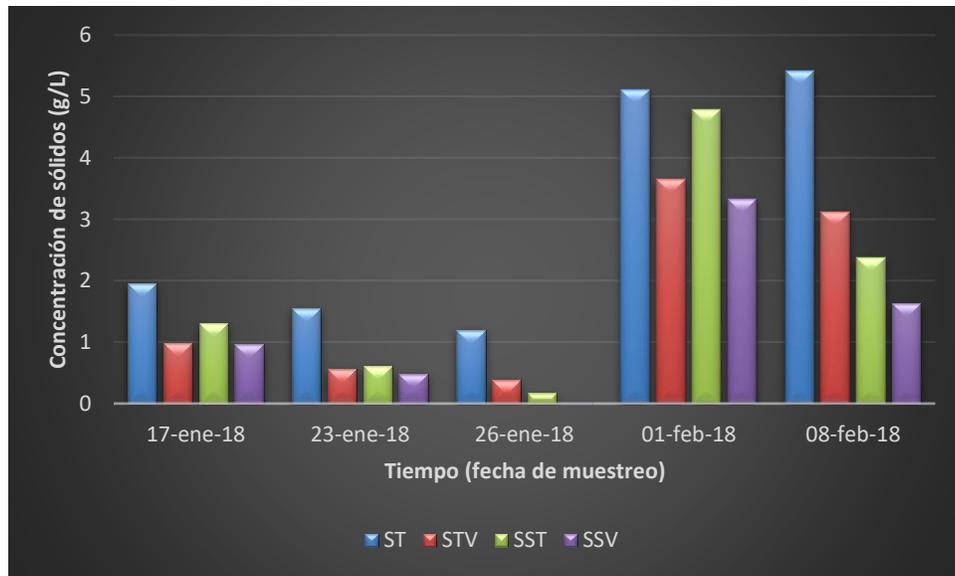


Figura 20. Concentración de sólidos en el digestor (primera modificación).

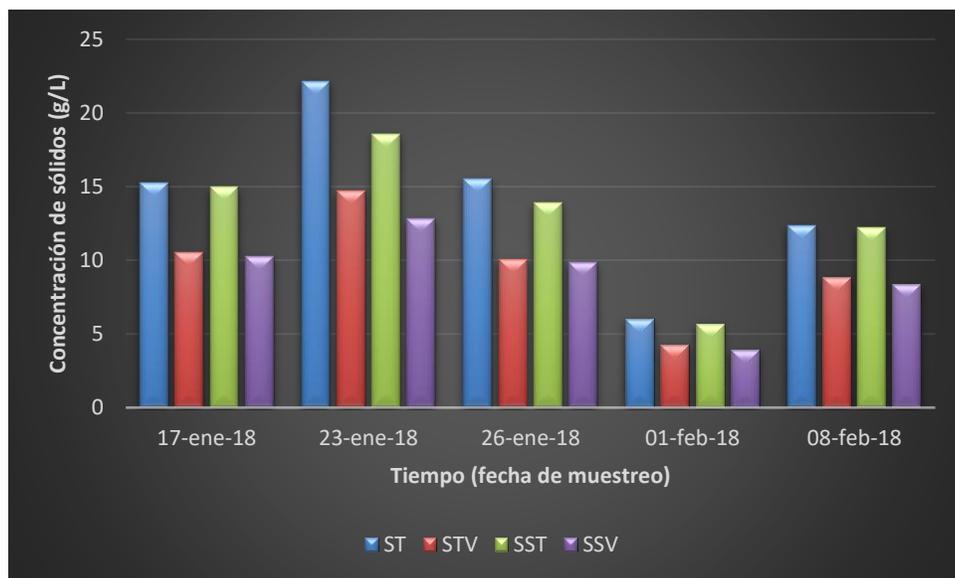


Figura 21. Concentración de sólidos en la purga (primera modificación).

Las concentraciones de sólidos en el influente durante todo el periodo de monitoreo para la primera modificación se presentaron con variaciones mínimas como se observa en la Figura 18, esto es debido a que durante los cinco muestreos se tuvieron condiciones climáticas similares, con escasas de lluvias. En el caso de los sólidos al efluente del digestor anaerobio (Figura 19), se observa un comportamiento de igual

forma homogéneo con poca variabilidad, exceptuando en el último muestreo de este periodo (8 de febrero del 2018), en donde la concentración de ST asciende de 1.3 a 7 g/L, tal incremento coincide con el cambio en la capacidad de bombeo, triplicando la capacidad anterior (de una capacidad de 7 lps a 24 lps). Vale la pena resaltar que anterior al cambio de bomba, se observan concentraciones de sólidos en el efluente por debajo de los 2 g/L, lo cual junto con las concentraciones de sólidos en la parte superior del digestor (siendo muy similares al oscilar los 2 g/L en los primeros tres muestreos), son un indicativo de una mejoría en la operación que se logró al disminuir el número de desfogues en el segundo registro, ya que se logra obtener resultados que superan lo planteado en el diseño del reactor, es decir, una remoción del 88.9 % de los SSV, debido que en el diseño original se consideró una remoción del 60 % (Pérez 2009). A su vez, el IVL obtenido con los sólidos en el reactor es de 36.7 ml/g, lo cual, de acuerdo a lo reportado por Abefase (2012) se puede considerar como un lodo con adecuadas características de sedimentabilidad (ver sección 2.4.7), lo cual se debe al IVL presentado en el lodo recirculado al digestor que representa el mayor aporte de sólidos. Por otro lado las concentraciones de los sólidos en la purga de lodos (Figura 21), presentan valores superiores a los 20 g/L para el caso de los ST, contrastando la diferencia de concentraciones entre la purga y el estrato superior del digestor, lo cual no pudo observarse durante la evaluación preliminar en donde se encontraron concentraciones de sólidos con rangos similares entre ambas en los puntos mencionados, así como en algunos muestreos, mayor concentración de sólidos en el estrato superior que en la purga, indicando que durante la evaluación preliminar no se cumplen las consideraciones de diseño dadas por Pérez (2009), mientras que al realizar la primera modificación se logra cumplir con lo previsto en el diseño, al lograrse una separación sólido-líquido en la parte superior del reactor como se muestra en los niveles de concentración de sólidos.

Cabe destacar que durante esta etapa se logró una remoción media de los ST del 95.34 %. La forma en que se comportan los sólidos sedimentables, el fósforo total, el NKT, el nitrógeno amoniacal y la DQO soluble se pueden observar a detalle de la Figura 22 a la 26 respectivamente.

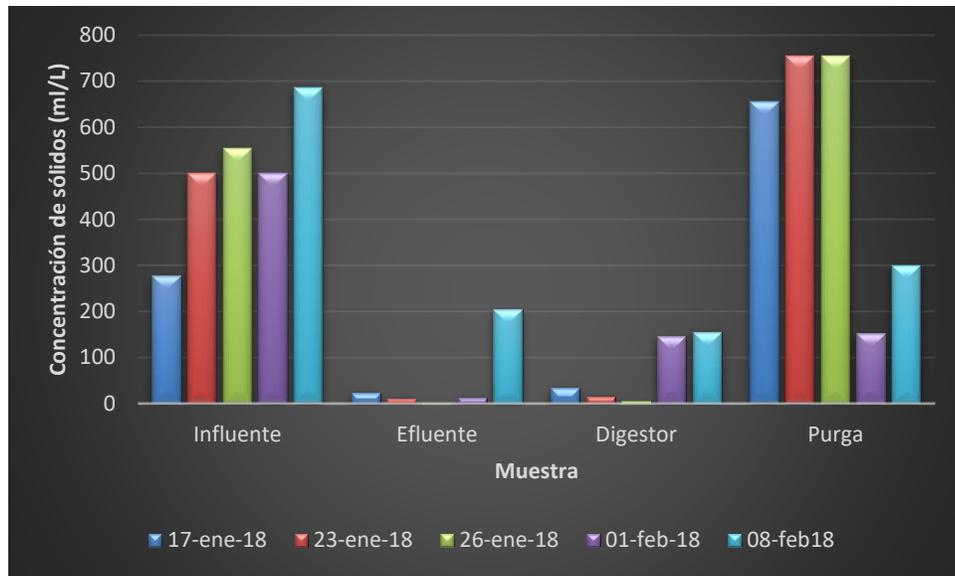


Figura 22. Comportamiento de los sólidos sedimentables durante la primera modificación.

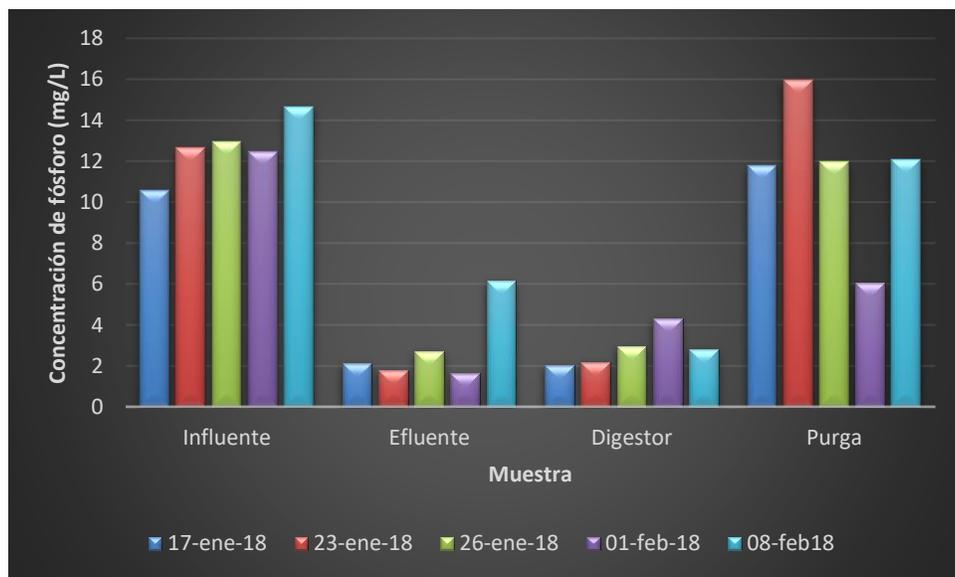


Figura 23. Comportamiento de la concentración de fósforo durante la primera modificación

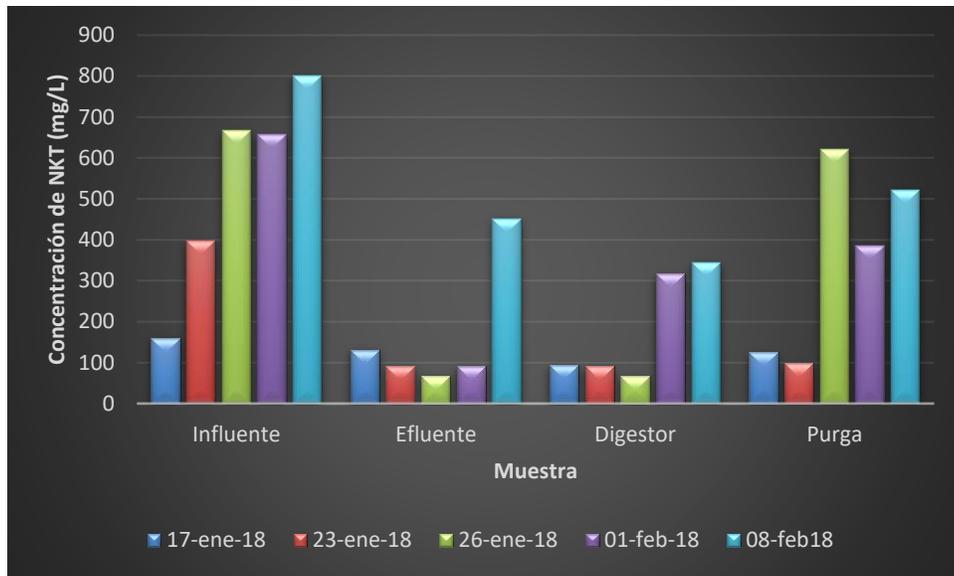


Figura 24. Comportamiento del NKT durante la primera modificación.

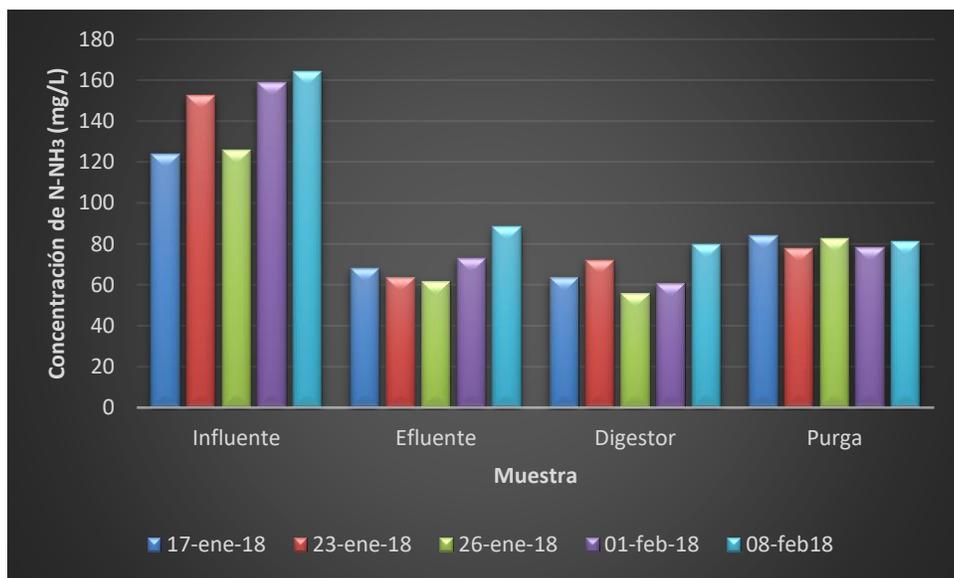


Figura 25. Comportamiento del nitrógeno amoniacal durante la primera modificación.

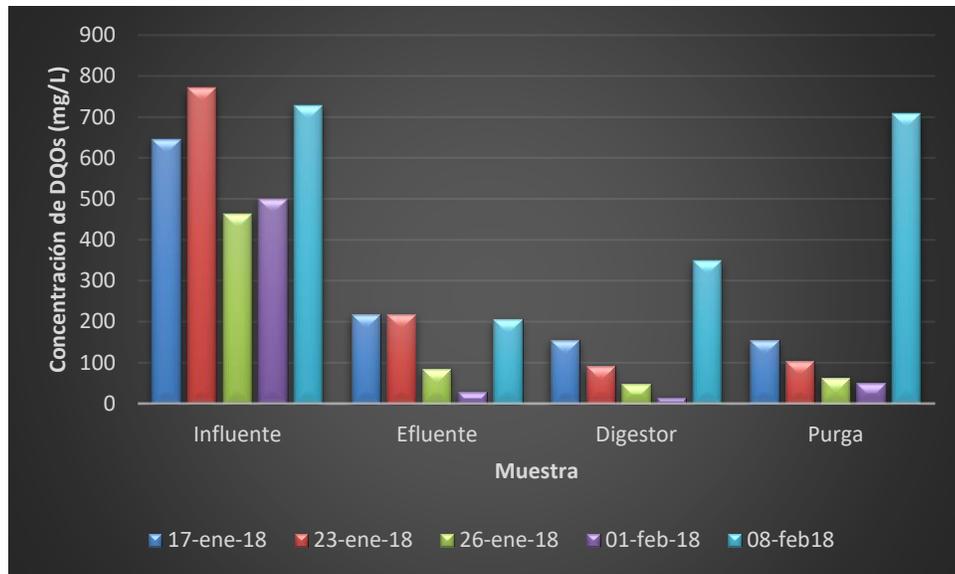


Figura 26. Comportamiento de la DQO soluble durante la primera modificación.

El comportamiento de la concentración de fósforo durante la primera modificación puede observarse en la Figura 23, en la cual, resalta la diferencia entre las concentraciones al influente y al efluente, siendo menores las concentraciones del efluente en comparación con el influente, lo cual indica una remoción de fósforo a pesar de que el sistema no está diseñado para tal tarea. Se logró alcanzar un porcentaje de remoción del fósforo del 77.3 %, un valor alto al ser comparado con lo obtenido durante la evaluación preliminar (31.3 %), logrando incrementar en más del doble las remociones anteriores solo con disminuir los desfogues en el registro 2. Las remociones de fósforo alcanzadas son explicadas de acuerdo con Saldarriaga y González (2008), en condiciones anaerobias, la generación de AGV's provoca una reacción en los microorganismos, los cuales expulsan los fosfatos que almacenan en su interior, solubilizándolos en el agua, sin embargo, debido a la alta presencia de carbonatos de calcio en el agua del Estado (Pacheco-Ávila et al, 2004), se genera una reacción química de precipitación, en la cual el fosfato soluble pasa a una forma insoluble, lo que ocasiona como consecuencia que el fósforo sedimente y sea eliminado en la purga de los lodos como se muestra en la Figura 23, donde en la purga se registran las mayores concentraciones de fósforo.

De manera similar al fósforo, las Figuras 24 y 25 muestran como la remoción de nitrógeno se ve incrementada en comparación con la evaluación preliminar, pasando de una remoción del 0 %, a un porcentaje de remoción del NKT de un 68.94 % y del nitrógeno amoniacal de un 51.2 %. Las remociones de nitrógeno se ven explicadas nuevamente por la sedimentación, observándose en las Figuras mencionadas como el nitrógeno se va junto con la purga de lodos.

Para el caso de la DQOs, cuyo comportamiento se muestra en la Figura 26, al igual que con el fósforo y el nitrógeno, se ve incrementado el porcentaje remoción, alcanzando un valor medio del 75.8 %, lo cual es un indicativo de una adecuada actividad biológica en el reactor, y esto se ve corroborado por los valores registrados en la prueba de actividad a la deshidrogenasa (Figuras 27 y 28), en donde se logró alcanzar un valor máximo durante todo el periodo de monitoreo de 238.24  $\mu\text{mol INT/g SSV-día}$  en la parte superior del digestor y un valor máximo de 967.81  $\mu\text{mol INT/g SSV-día}$  en la purga de lodos.

#### ***4.2.2. Actividad a la deshidrogenasa***

Para el monitoreo de las modificaciones se midió la actividad a la deshidrogenasa tanto para las muestras del digestor como en la purga, lo anterior con el fin de conocer lo que ocurre en los dos estratos a los que se tiene acceso en el digestor (parte superficial y la purga que corresponde a la parte inferior del estrato del manto de lodos). El comportamiento de la actividad biológica en el digestor y en la purga se puede observar en las Figuras 27 y 28 de manera correspondiente, en donde, se muestra un incremento continuo en la actividad a lo largo de todo el monitoreo para el caso de las muestras obtenidas en la zona más superficial del reactor, lo cual indica una mejoría en cuanto a lo reportado anteriormente por Chacón-Cervera (2017) y lo observado en la evaluación preliminar, sin embargo, las tres semanas de muestreos no fue un tiempo suficiente para lograr observar una estabilización en la actividad biológica. Para el caso de la purga de lodos, la actividad es variable, de manera que no es apreciable el mismo patrón al alza que se observa en las otras muestras, sin embargo, los valores logran mantenerse en un rango entre 260 – 968  $\mu\text{mol INTF/g SSV-día}$  a diferencia de lo que se observó en la evaluación preliminar (117 – 937  $\mu\text{mol INTF/g SSV-día}$ ).

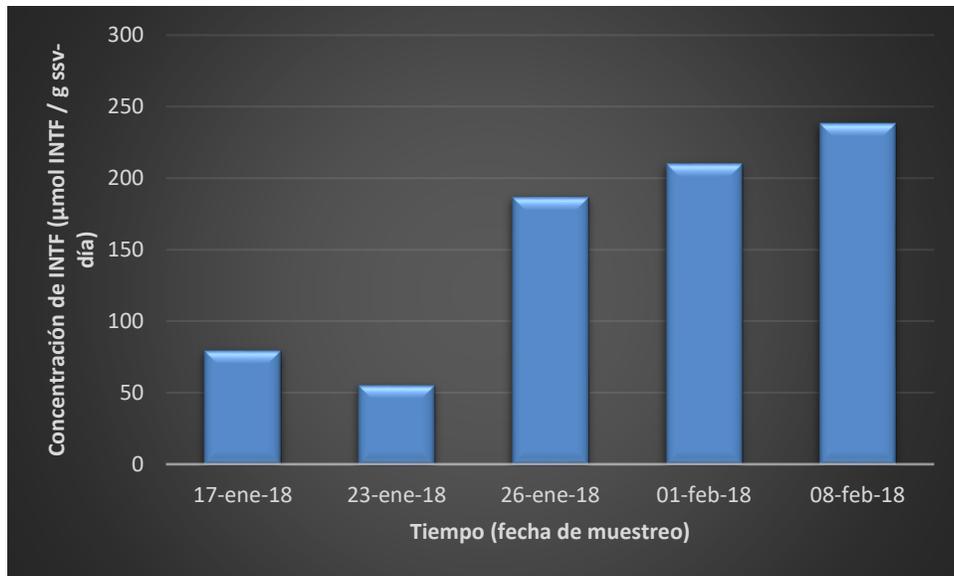


Figura 27. Actividad biológica en el digestor durante la primera modificación.

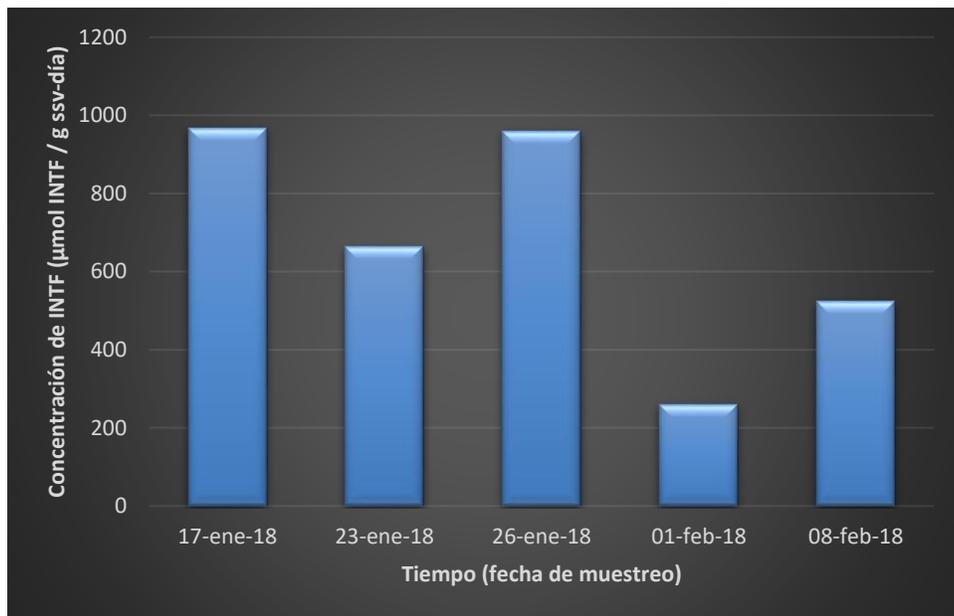


Figura 28. Comportamiento de la actividad biológica en la purga durante la modificación.

## 4.3. Segunda modificación operacional

### 4.3.1. Evaluación del digestor anaerobio

Los muestreos durante la segunda modificación se realizaron de manera similar que lo mostrado anteriormente, siendo cinco muestreos en un periodo de tres semanas. La Tabla 13 muestra un resumen de los datos obtenidos para cada uno de los parámetros analizados.

Tabla 13. Resumen de datos obtenidos durante la segunda modificación operacional del digestor.

INFLUENTE					EFLUENTE				
Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.	Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.
ST (g/L)	3.47	1.96	1.40	0.89	ST (g/L)	7.63	5.10	2.13	2.06
STV (g/L)	1.65	0.91	0.38	0.68	STV (g/L)	6.09	3.53	1.07	2.05
SS (ml/L)	72.50	24.30	5.00	28.35	SS (ml/L)	165.00	106.50	42.50	48.33
SST (g/L)	2.04	1.01	0.38	0.76	SST (g/L)	7.00	4.18	1.11	2.42
SSV (g/L)	1.50	0.74	0.27	0.56	SSV (g/L)	5.87	3.31	0.88	1.97
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	2.93	2.07	1.22	0.80	PO <sub>4</sub> total (mg/L)	10.33	5.45	2.86	2.97
NKT (mg/L)	207.20	141.12	86.80	47.12	NKT (mg/L)	551.60	341.88	116.20	178.58
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	91.70	78.82	53.20	15.15	N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	72.10	68.18	60.90	4.76
DQOs (mg/L)	637.33	380.67	257.33	150.22	DQOs (mg/L)	382.33	248.33	127.33	94.61
pH	7.91	7.60	7.20	0.36	pH	7.54	7.40	7.11	0.18
DIGESTOR					PURGA				
Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.	Parámetro /Dato	Máximo	Media	Mínimo	Desv.Est.
ST (g/L)	10.88	4.79	1.21	4.20	ST (g/L)	17.80	12.28	6.72	4.18
STV (g/L)	7.07	2.93	0.31	3.00	STV (g/L)	12.07	8.20	4.37	2.91
SS (ml/L)	455.00	150.52	3.50	188.99	SS (ml/L)	782.50	453.50	165.00	221.85
SST (g/L)	10.40	4.15	0.16	4.51	SST (g/L)	17.33	11.95	6.60	4.09
SSV (g/L)	7.05	2.84	0.09	3.06	SSV (g/L)	11.70	6.99	2.30	3.83
PO <sub>4</sub> total (mg/L)	10.25	5.09	1.76	4.02	PO <sub>4</sub> total (mg/L)	14.73	10.80	5.43	3.99
NKT (mg/L)	585.20	275.80	84.00	214.09	NKT (mg/L)	686.00	534.80	350.00	127.25
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	91.70	73.92	64.40	11.29	N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	84.70	79.24	72.80	5.63
DQOs (mg/L)	195.67	163.00	137.33	27.65	DQOs (mg/L)	495.67	235.00	164.00	145.80
pH	7.91	7.43	7.06	0.39	pH	7.56	7.33	7.01	0.25

A continuación de la Figura 29 a la 32 se observa los datos obtenidos en cuanto a la composición de los sólidos mediante gráficos de barras con las respectivas fechas de cada muestreo.

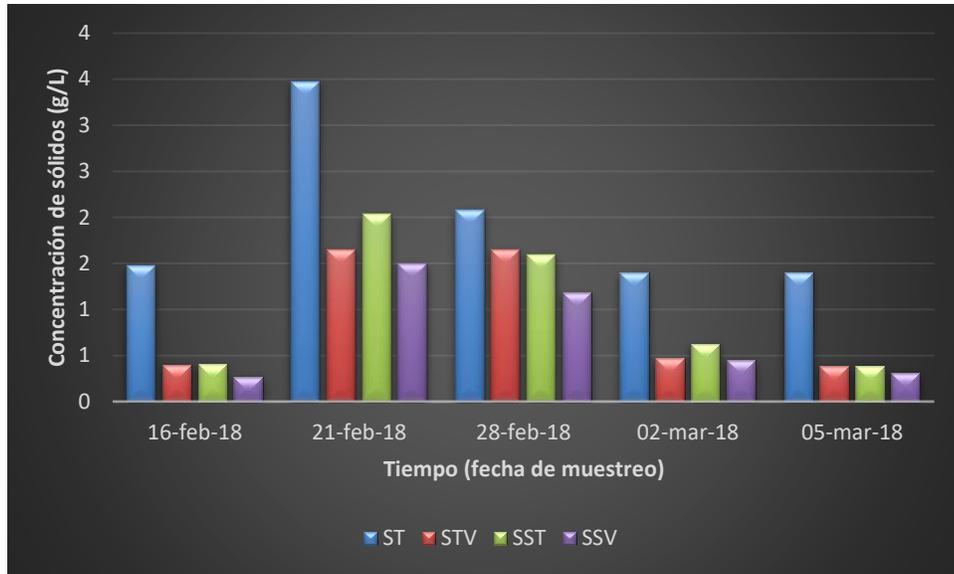


Figura 29. Concentración de sólidos en el influente (segunda modificación).

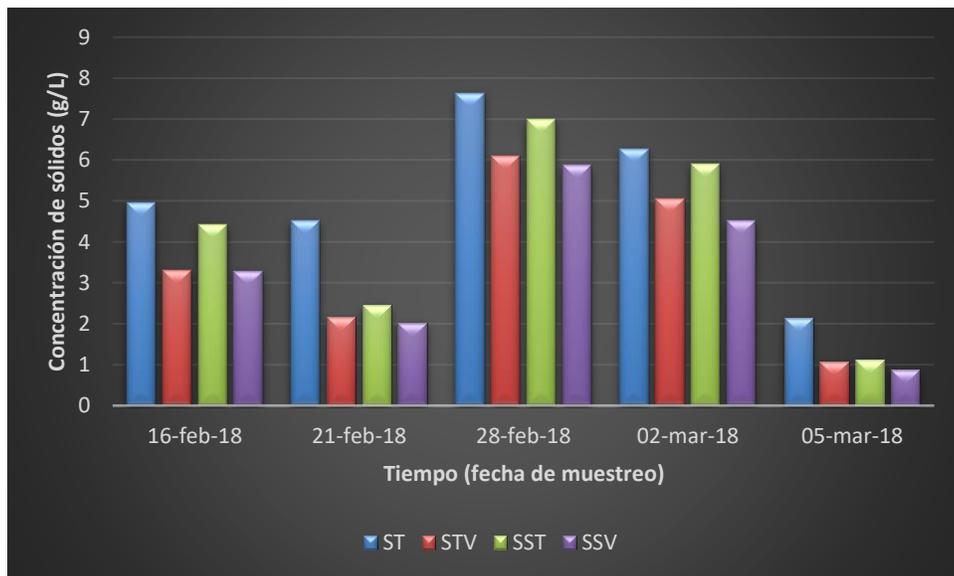


Figura 30. Concentración de sólidos en el efluente (segunda modificación).

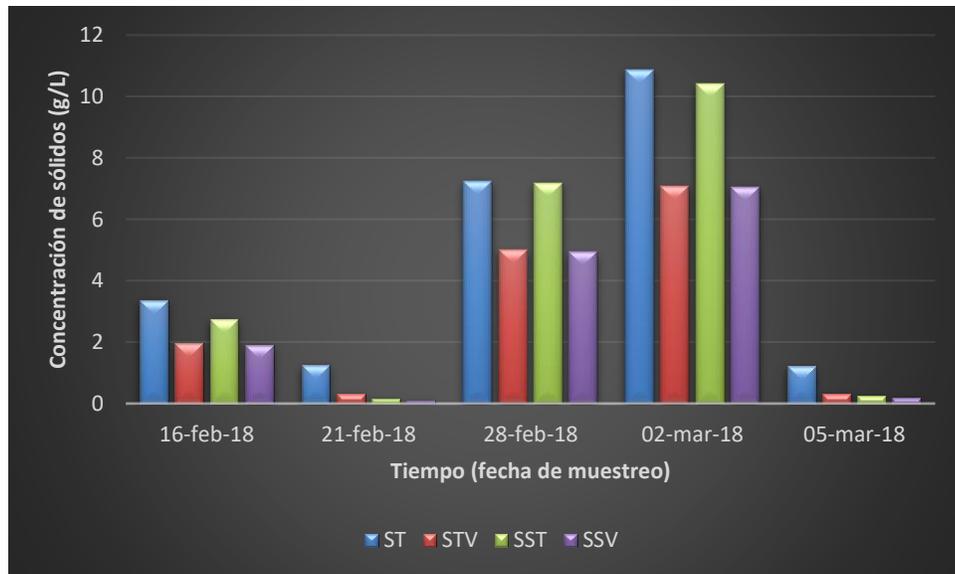


Figura 31. Concentración de sólidos en el digester (segunda modificación).

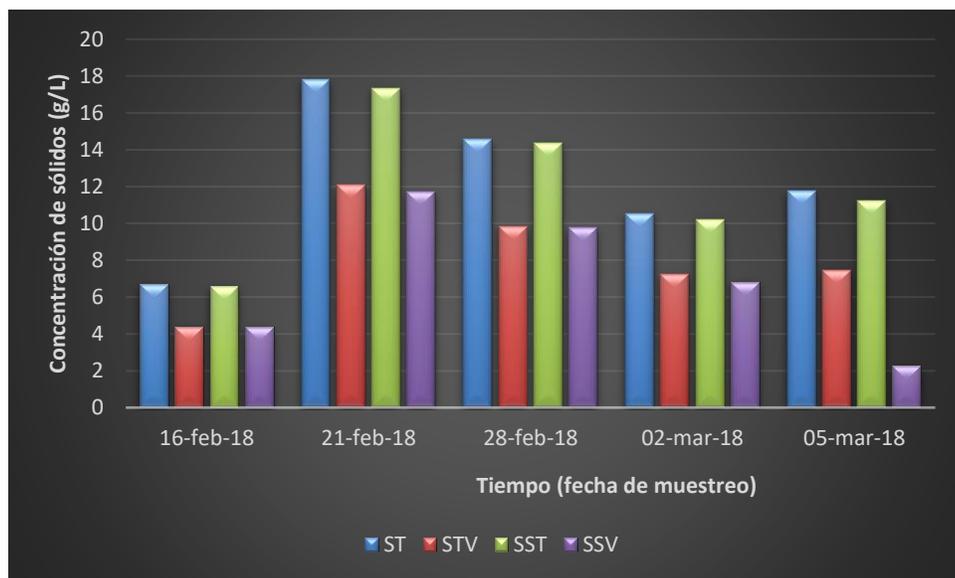


Figura 32. Concentración de sólidos en la purga (segunda modificación).

Como se puede observar en la Figura 29, los sólidos en el influente tuvieron un comportamiento similar a lo que se observó en durante la primera modificación.

Las consecuencias ocasionadas por el cambio de la capacidad de la bomba en el cárcamo de bombeo principal se pueden observar directamente en las

concentraciones de sólidos obtenidas en el efluente y en el estrato superior del digestor (Figuras 30 y 31), en donde se observa variabilidad en las concentraciones, así como una concentración media de los ST en el efluente superior a lo observado durante la evaluación preliminar y la primera modificación (con un valor máximo de 7.3 g/L, como se muestra en la Tabla 13). Al comparar las concentraciones de sólidos en la parte superior del digestor y en la purga de lodos (Figuras 31 y 32), se observa que en todos los puntos la concentración es mayor al efluente que en el influente, por lo cual el porcentaje de remoción es del 0 % contrariado a lo observado durante la modificación anterior. De tal manera que, a pesar de tener un IVL en el reactor de 36.92 ml/g, lo cual, de acuerdo con Abefase (2012) corresponde a un lodo de adecuada sedimentabilidad (ver sección 2.4.7), no se logra eliminar sólidos por sedimentación.

El comportamiento observado de los sólidos sedimentables, el fósforo total, el NKT, el nitrógeno amoniacal y la DQO soluble durante la segunda modificación pueden observarse de la Figura 33 a la 38 respectivamente.

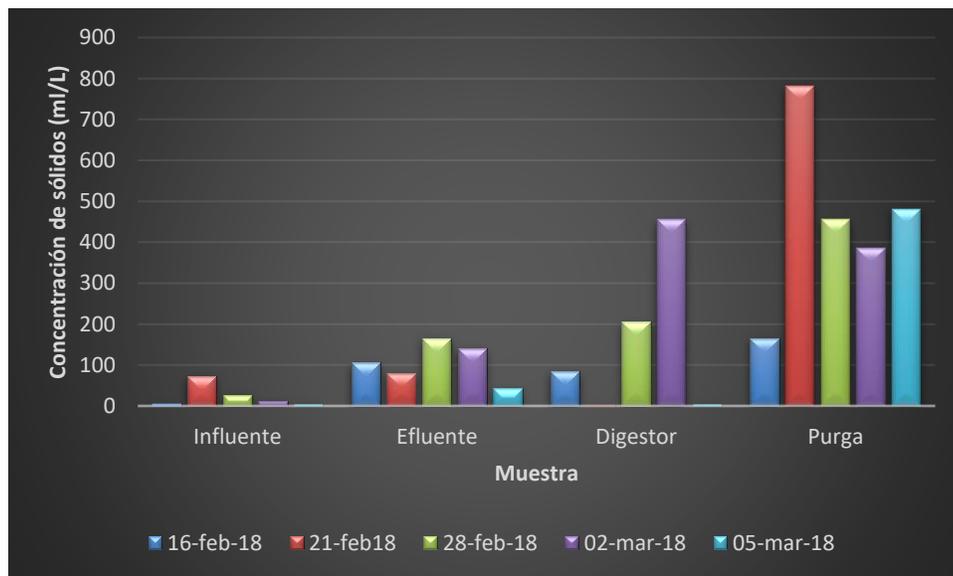


Figura 33. Comportamiento de los sólidos sedimentables durante la segunda modificación.

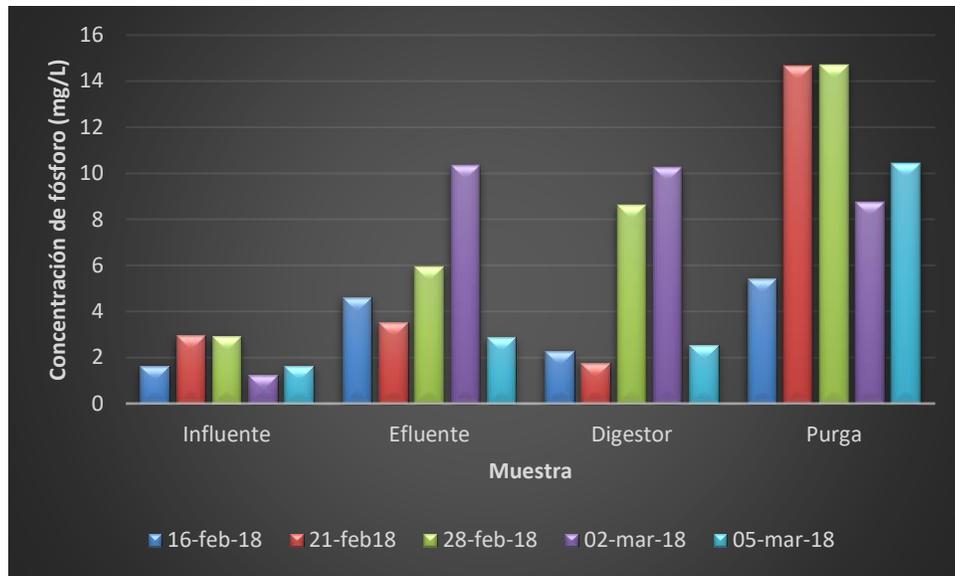


Figura 34. Comportamiento de la concentración fósforo durante la segunda modificación.

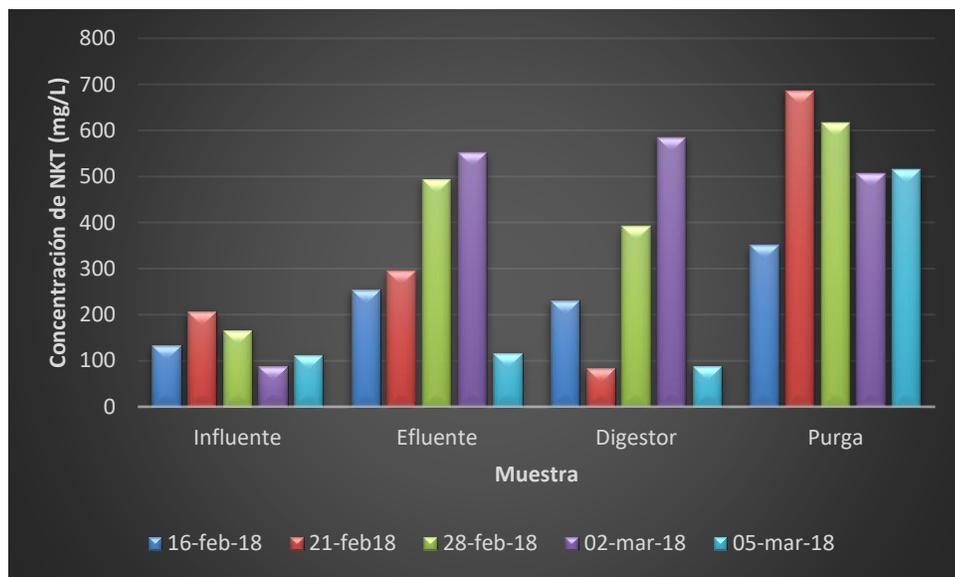


Figura 35. Comportamiento del NKT durante la segunda modificación.

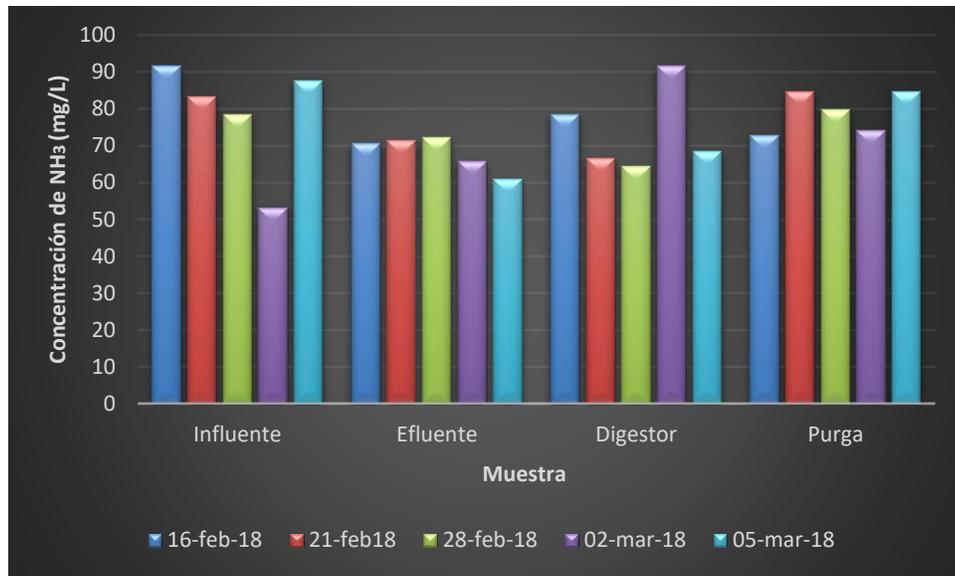


Figura 36. Comportamiento del nitrógeno amoniacal durante la segunda modificación.

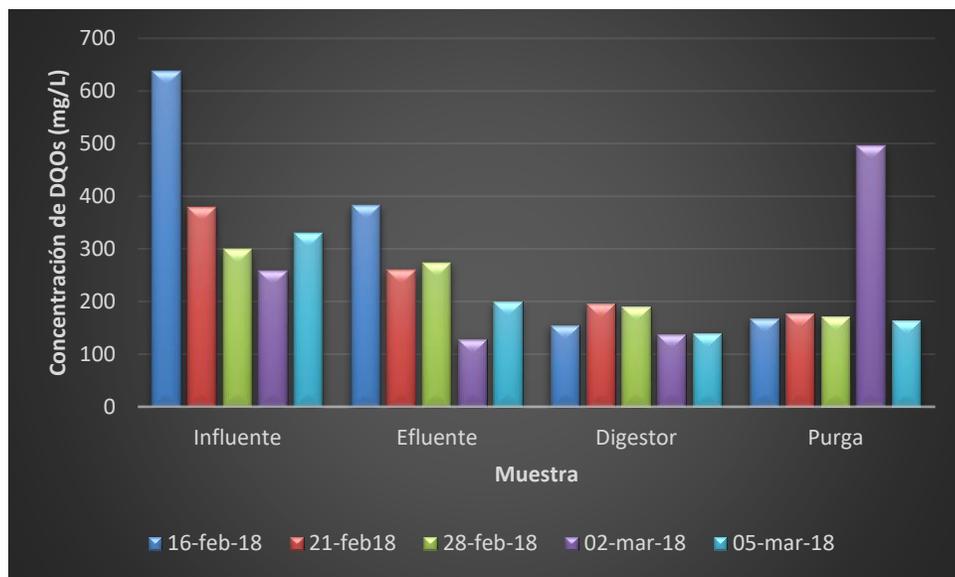


Figura 37. Comportamiento de la DQO soluble durante la segunda modificación.

La remoción de nutrientes se ve afectada de la misma manera que la remoción de sólidos, como se muestra de la Figura 34 a la 36, existiendo una remoción del 0 % tanto para fósforo como para nitrógeno. Por otro lado, el porcentaje de remoción de la DQOs se ve reducido de 75.8 % (primera modificación) a 34.76 %.

La actividad biológica por otro lado (Figuras 38 y 39), presentó un incremento progresivo (exceptuando al último muestreo) tanto en la parte superior del digestor como en la purga de los lodos, sin embargo, de acuerdo con Romero-Pareja (2011), no puede ser considerado como indicativo de una buena actividad en el reactor ya que la concentración de la actividad a la deshidrogenasa esta intrínsecamente relacionada con la concentración de los SSV, por lo cual, al verse incrementada la concentración de los SSV, la actividad también aumenta. Lo anterior puede observarse en las Figuras 38 y 39.

#### **4.3.2. Actividad a la deshidrogenasa**

El comportamiento observado de la actividad biológica en el digestor y en la purga se muestra en las Figuras 38 y 39 respectivamente.

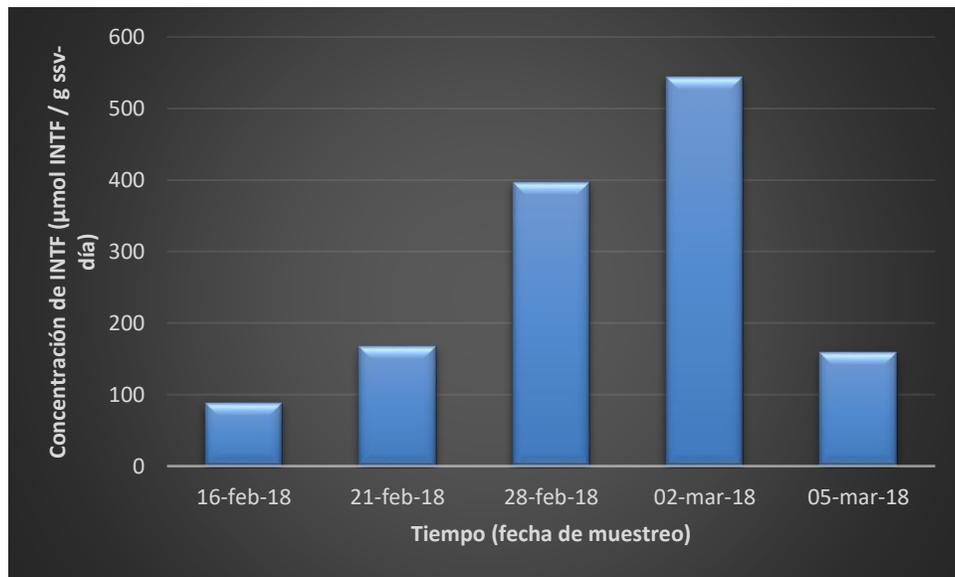


Figura 38. Comportamiento de la actividad biológica en el digestor durante la segunda modificación.

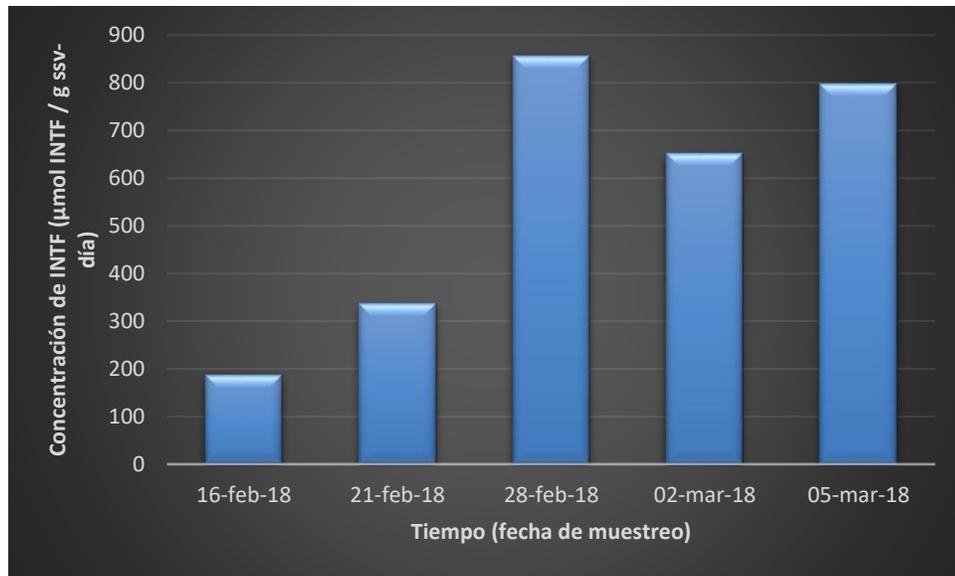


Figura 39. Comportamiento de la actividad biológica en la purga durante la segunda modificación.

#### 4.4. Diferencias entre etapas

En la Tabla 14 se muestra una comparación entre los valores recomendados de distintos parámetros relevantes para una buena operación en un reactor anaerobio. Como se puede observar, durante la evaluación preliminar el digester cumple con los requisitos de pH, nitrógeno amoniacal, relación SSV/SST y con la relación N/P, por otro lado, el reactor cumple mínimamente con lo recomendado en cuanto a concentración de SSV, teniendo valores mínimos por debajo de lo aceptable y valores máximos que alcanzan el límite inferior del rango adecuado. Por otra parte, la concentración de NKT excede los valores adecuados. Los resultados de este estudio demuestran que los aportes de sólidos y nutrientes provenientes de la recirculación de lodos, junto con lo aportado por el influente de la planta, son suficientes para mantener los parámetros en los valores de operación recomendados por la literatura.

Durante la primera modificación, se observó una mejoría en todos los aspectos evaluados del digester, sin embargo, no se logró alcanzar los valores recomendados para los SSV y para la relación N/P. En cuanto al resto de parámetros evaluados en la Tabla 14, se encuentran cumpliendo con lo adecuado, lo que demuestra que un control

estricto de los desfuegos realizados en los registros, representan una mejoría en la operación y consecuentemente un mejor desempeño del digestor.

Por otro lado, la segunda modificación junto con el cambio de la bomba en el cárcamo de bombeo principal tuvo consecuencias negativas en todos los aspectos evaluados en comparación con la modificación anterior. Las remociones se vieron disminuidas, así como los parámetros de control para una buena operación. En la Tabla 14 se observa como los únicos parámetros que logran mantenerse dentro de lo recomendado son el pH, la relación N/P y el nitrógeno amoniacal, lo cual se debe principalmente a los aportes realizados por los lodos recirculados, en el caso de los dos últimos.

Otro detalle importante de ser mencionado es la descompostura por parte del controlador automático de la bomba en el cárcamo principal de bombeo durante todo el estudio, por lo cual, la bomba principal estuvo en funcionamiento durante 14 h/d, lo cual, de acuerdo a la descripción de un digestor anaerobio tipo UASB dada por Yaniris y Obaya (2006), no cumple con la principal característica de este tipo sistemas, siendo un flujo ascendente producto de la entrada constante del influente (24 horas). De tal manera que el reactor recibe carga durante el día y permanece en reposo durante la noche, asemejándose de cierta manera a la forma de operar de un reactor batch, lo cual genera una mala conceptualización en la operación del digestor, cambiando la dinámica en el interior del sistema anaerobio.

Cabe mencionar que al realizar una prueba de Kruskal - Wallis a los porcentajes de remoción de la DQOs en cada una de las etapas (Apéndice A), se demostró que existe diferencia significativa en cuanto a la evaluación preliminar y la modificación 1, mientras que la etapa preliminar y la modificación 2 no existe diferencia significativa, lo cual demuestra estadísticamente la mejoría operacional existente en la modificación 1, como ya se ha mencionado.

Por otra parte, un análisis de regresión lineal (Apéndice B) en donde se comparan los números de desfuegos con la concentración de ST demuestra que existe una relación entre ambas variables, por lo tanto, se puede afirmar que existe una resuspensión de

sólidos en el reactor durante la evaluación preliminar, ocasionada por los constantes desfuegos al reactor, lo cual repercute negativamente en los porcentajes de remoción que se vieron incrementados durante la modificación 1. Durante la segunda modificación al retomar los cuatro desfuegos por día en cada registro, se asume que nuevamente se presenta el fenómeno de la resuspensión (comprobado estadísticamente), el cual se ve reflejado de igual manera en las concentraciones de sólidos en el efluente del reactor, así como en los porcentajes de remoción obtenidos, lo cual explica las concentraciones de sólidos y nitrógeno encontradas en el estrato superior del digestor y en el efluente, tanto para la etapa preliminar como para la segunda modificación ya que no existe diferencia significativa entre ambos.

Tabla 14. Comparativa entre los resultados obtenidos y los valores recomendados.

Evaluación preliminar			Mod 1	Mod 2
Parametro	Valor óptimo	Valor obtenido	Valor obtenido	Valor obtenido
pH	6.3-7.8	6.87-7	7.3-7.7	7.04-7.74
SSV	10 - 20 g/L	3.8-10.9	2 - 8	1.2-9.4
Relación SSV/SST	0.4-0.6	0.67-0.69	0.67-0.69	0.35-0.68
NKT	0.04-0.07 g/L	0.26-0.73	0.08-0.48	0.22-0.64
N-NH3	<3 g/L	0.03-0.08	0.07-0.08	0.07-0.09
Relación N/P	53	32.5-64.4	20.4-47.7	50.9-60.4

## 5. CONCLUSIONES

1. Como resultado principal de la evaluación, se determinó que la operación del digestor anaerobio no corresponde a lo estipulado por la literatura para un reactor tipo UASB, principalmente por una mala operación y errores en el diseño.
2. Una prueba de regresión lineal comparando la concentración de ST en la parte superior del digestor contra el número de desfuegos por día, demostró la existencia de una resuspensión de sólidos en la evaluación preliminar y la modificación 2.
3. Al evaluar los sólidos recirculados al digestor, se observó que un 89 % del total corresponden a lo aportado por el primer sedimentador, dejando un aporte del

11 % al segundo, al igual que ambos lodos presentaron un IVL menor a 90 ml/g lo cual indica condiciones de sedimentación adecuadas.

4. Al disminuir la frecuencia de desfogues en el segundo registro se vieron mejorados los porcentajes de remoción, alcanzando remociones de un 95.34 % de media para el caso de los ST, mientras que, para el fósforo, el NKT y la DQOs se tuvieron remociones del 77.28, 68.94 y 75.79 % respectivamente, también la actividad biológica se vio mejorada, observándose un incremento progresivo a lo largo del monitoreo.
5. Se demostró que no es posible cambiar los flujos de agua en el sistema, ya que lleva a un incumplimiento de las características principales de un reactor tipo UASB.

## **6. RECOMENDACIONES**

De acuerdo con los resultados obtenidos en la evaluación de la PTAR, se hace pertinente realizar las siguientes recomendaciones.

1. Disminuir al mínimo el número de desfogues en el segundo sedimentador y mantener en cuatro desfogues el primero.
2. Realizar evaluaciones continuas en la planta para la toma de decisiones que afecten el sistema, tanto operacionales como estructurales para la detección de rupturas.
3. Tener un sistema de control de bombas secundario que garantice la constante entrada del influente al reactor en caso de emergencia o descompostura.
4. Realizar un estudio a escala semi piloto en un reactor con condiciones similares a las dadas en la PTAR utilizando un inóculo procedente del digestor anaerobio con el fin de conocer la producción real de gas metano que se da en el mismo y poder probar distintas variantes en la operación sin consecuencias sociales y económicas.
5. Realizar una evaluación más prolongada sobre las condiciones de operación en el digestor anaerobio, tomando como referencia lo encontrado en este estudio.

6. Aplicar diferentes pruebas de actividad biológica en futuras evaluaciones al digestor anaerobio, recomendado específicamente la prueba de actividad a la alfa glucosidasa.

## 7. REFERENCIAS

- Abefase, J. (2012). Cálculos básicos para operación planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Manual de operación: OSE. (IT2 No.1).
- Arcos-Serrano, M. E., Fernández-Villagómez, G. (1993). Procesos biológicos de tratamiento para la estabilización de residuos líquidos tóxicos. Centro Nacional de Prevención de Desastres. (QH545.A1 No. 8).
- Cabeza de Vaca-Inclán, F. A. (2008). Digestión anaerobia de lodos residuales usando un reactor de manto de lodos no convencional (Tipo UASB). Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Centro de Calidad Ambiental (1980). NMX-AA-3-1980 Norma Mexicana "Aguas residuales.- Muestreo". Diario Oficial de la Federación, 6 de noviembre de 1992.
- Chacón-Cervera, M. (2017). Análisis de la relación entre condiciones de operación y la eficiencia de una planta de tratamiento de aguas residuales. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- De la Merced-Jiménez, D. (2012). Evaluación de los parámetros de un biodigestor anaerobio tipo continuo. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana, México.
- Grady Jr., L., Daigger, G. T., Lim, H. C. (1999). Biological wastewater treatment, 2ª edición, Marcel Dekker Inc, USA, Nueva York.
- Iñiguez-Covarrubias, G., Camacho-López, A. (2011). Evaluación de un reactor de manto de lodo con flujo ascendente (UASB) con cambios de velocidad de alimentación. "Ingeniería, investigación y tecnología", 12(1), 199-208.
- Lavagnino-Letona, H. R. (2016). Eficiencia en la remoción de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Rafael Landívar, Campus central. Tesis de licenciatura, Universidad Rafael Landívar, Guatemala.

- Lobo-Méndez, K. (2005). Evaluación de procesos operativos en sistemas anaerobios para el tratamiento de aguas residuales. Tesis de Licenciatura, Universidad de Costa Rica, Costa Rica.
- Lorenzo-Acosta, Y., Obaya-Abreu, M. C. (2006). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. "Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Caña de Azúcar", ICIDCA, 39(1), 35-48.
- Malina, J. F., Pohland, F. G. (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. 1ª edición, Volumen 7, CRC Press, United States of America, Whashington, DC.
- Mara, D., Horan, N. (2003). The handbook of water and wastewater micribiology. 1ª edición, Academic Press, U.K.
- Maurines-Carboneill, C., Pernelle, J. J., Morin, L., Sachon, G., Leblon, G. (1998). Relevance of the INT test response as an indicator of ETS activity in monitoring heterotrophic aerobic bacterial populations in activated sludges. "Water Research", ELSEVIER, 32(4), 1213-1221.
- Mayo-Peternell, E. F. (2010). Proyecto ejecutivo de planta de tratamiento de aguas residuales para la localidad. Tesis de licenciatura, Universidad Veracruzana, México.
- McCarty, P. L. (2001). The development of anaerobic treatment and its future. "Water Science and Technology", NCBI, 44(8), 149-156.
- Menéndez-Gutiérrez, C. L., Pérez-Olmo, J. M. (2007). Proceso para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales, 2ª edición, Editorial Universitaria, Ciudad de La Habana.
- Metcalf y Eddy. (2003). Wastewater engineering: Treatment and reuse, 4ª edición, McGraw Hill, New York.
- Morgan, J. M., Benítez, V. (2016). Análisis del estado de las plantas de tratamiento de aguas residuales en la República Mexicana. Revista del Instituto

de Ingeniería UNAM. Disponible en: <http://www.iingen.unam.mx/es-mx/BancoDeInformacion/BancodelImagenes/Documents/PlantaDeTratamientoDeAguas.pdf> Recuperado el 20 de agosto de 2017.

- Navarrete, D. (2014). Tratamiento de lodos y su disposición final. Disponible en: <https://es.slideshare.net/diosanavarrete/tratamiento-de-lodos-y-su-disposicion-final>. Recuperado el 2 de mayo de 2017.
- Olea-Madruga, R. C. (2013). Evaluación de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Coatepec, Veracruz. Tesis de licenciatura, Universidad Veracruzana, México.
- Pacheco-Ávila, J., Cabrera-Sansores, A., Pérez-Ceballos, R. (2004). Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. "Ingeniería: Revista académica de la facultad de ingeniería", 8(2), 165-179.
- Pavlostathis, S. G., Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. "Water Science and Technology", IWA, 24(8), 35-59.
- Perez-Maldonado, D. R. (2009). Proyecto ejecutivo para planta de tratamiento de aguas residuales para fraccionamiento las americas. Proyecto ejecutivo, DAICOS S.A. DE C.V., México.
- Reyes-Pantoja, M. D. (2009). Tratamiento de aguas residuales provenientes de rastro mediante un sistema de biodegradación anaerobia-aerobia. Tesis de maestría Universidad Autónoma de México, México.
- Ríos-Gonzalez, P. (2015). Planta modular de tratamiento biológico para aguas residuales. Tesis de doctorado, Colegio de Postgraduados, México.
- Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., Ortiz-Hernández, M. L. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. "Revista Internacional de Contaminación Ambiental", 25(3), 157-167.

- Romero-Pareja, P. M. (2011). Caracterización de la actividad de lodos de digestión anaerobia y su influencia sobre la reducción de producción de lodos. Tesis de maestría, Universidad de Cádiz, España.
- Saldarriaga , J. C., Gonzáles, M. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. "Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia", EIA, 5(10), 45-53.
- Sánchez-Ramírez, J. E. (2016). Estudio del tratamiento del efluente de un reactor anaerobio de membranas sumergidas (SAnMBR) mediante un sistema de fangos activados. Tesis de Doctorado, Universidad de Valencia Escuela Técnica Superior de Ingeniería, España.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (2000). NMX-AA-008-SCFI-2000 Análisis de agua - Determinación del pH - Método de prueba.
- Secretaría de Economía (2001). NMX-AA-029-SCFI-2001 Análisis de aguas - Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.
- Secretaría de Economía (2010). NMX-AA-026-SCFI-2010 Análisis de agua - Medición de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales , residuales y residuales tratadas - Método de prueba.
- Secretaría de Economía (2015). NMX-AA-034-SCFI-2015 Análisis de agua - Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.
- Secretaría de Economía (2011). NMX-AA-030/2-SCFI-2011 Análisis de agua - Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba - Parte 2 - Determinación del índice de la demanda química de oxígeno - Método de tubo sellado a pequeña escala.

- Speece, R. E. (1996). Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters, 1<sup>st</sup> edition, Arcae Press, United States of America, Tennessee.
- Terry-Broun, A., Fernández-Boizán, M., Zenia-Almeida, D. (2008). Consideraciones generales para el desarrollo de una estrategia de granulación en reactores UASB. "Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal (UAEM REDALYC)". Disponible en: <http://www.redalyc.org/html/4455/445543755009/> Recuperado el 20 de septiembre del 2017.
- Toncel, E., Gutiérrez, E., Galindo, A., Pérez, J., Rojano, R., Daza, S. (2001). Remoción de sulfato en un reactor UASB utilizando glucosa como sustrato a temperatura mesofílica. "Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad de Zulia", 24(1), 46-56.
- Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. "Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia", EIA, 115-129.
- Yaniris, L., Obaya, M. C. (2006). La digestión anaerobia y los reactores UASB. Generalidades. "Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Caña de Azúcar", ICIDCA, 40(1), 13-21.

## 8. APÉNDICES

### 8.1. Apéndice A: Prueba de Kruskal-Wallis

Tabla 15. Prueba de Kruskal-Wallis para la remoción de DQOs por etapa

Etapa	Tamaño Muestra	Rango Promedio
Preliminar (1)	3	3.66667
Mod 1 (2)	5	11.0
Mod 2 (3)	5	5.0

Estadístico = 8.79121 Valor-P = 0.0123314

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis de que las medianas de Remoción DQO dentro de cada uno de los 3 niveles de Etapa son iguales. Primero se combinan los datos de todos los niveles y se ordenan de menor a mayor. Luego se calcula el rango promedio para los datos de cada nivel. Puesto que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0 % de confianza. En la Figura 40 se muestra el gráfico de caja y bigotes para la prueba de Kruskal-Wallis en donde se observa que la modificación 1 es diferente de la etapa preliminar y la modificación 2.

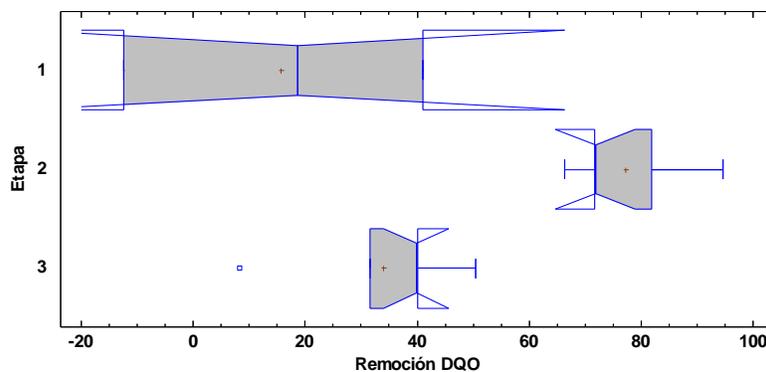


Figura 40. Gráfico de caja y bigotes para la prueba de Kruskal-Wallis.

## 8.2. Apéndice B: Análisis de regresión lineal

En la Tabla 16 se muestran los coeficientes obtenidos en el análisis de regresión lineal comparando la concentración de ST en la parte superior del digestor contra el número de desfogues, en donde la variable dependiente fueron los ST y la independiente los desfogues, mientras que en la Tabla 17 se observa el análisis de varianza realizado para la regresión lineal.

Tabla 16. Tabla de coeficientes para la regresión lineal

	<b>Mínimos Cuadrados</b>	<b>Estándar</b>	<b>Estadístico</b>	
<b>Parámetro</b>	<i>Estimado</i>	<i>Error</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
<b>Intercepto</b>	11.0167	1.76657	6.2362	0.0000
<b>Pendiente</b>	-7.97167	2.23455	-3.56746	0.0031

Tabla 17. Análisis de varianza.

<b>Fuente</b>	<b>Suma de Cuadrados</b>	<b>Gl</b>	<b>Cuadrado Medio</b>	<b>Razón-F</b>	<b>Valor-P</b>
<b>Modelo</b>	238.303	1	238.303	12.73	0.0031
<b>Residuo</b>	262.144	14	18.7245		
<b>Total (Corr.)</b>	500.447	15			

Los resultados del análisis estadístico son los siguientes:

- Coeficiente de Correlación = -0.690058
- R-cuadrada = 47.6181 por ciento
- R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 43.8765 por ciento
- Error estándar del est. = 4.32719
- Error absoluto medio = 3.19271
- Estadístico Durbin-Watson = 1.36312 (P=0.0520)
- Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0.2378

Puesto que el valor-P en la Tabla 17 es menor que 0.05, existe una relación estadísticamente significativa entre los ST y los desfogues con un nivel de confianza del 95.0 %.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 47.62 % de la variabilidad en los ST. El coeficiente de correlación es igual a -0.69, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables. El error estándar del estimado indica que la desviación estándar de los residuos es 4.33.

El error absoluto medio (MAE) de 3.19271 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) examina los residuos para determinar si hay alguna correlación significativa basada en el orden en el que se presentan en el archivo de datos. Puesto que el valor-P es mayor que 0.05, no hay indicación de una autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95.0 %. La Tabla 18 muestra los valores predichos para ST usando el modelo ajustado.

Tabla 18. Tabla de valores predichos para la regresión lineal.

		95.00 %		95.00 %	
	<b>Predicciones</b>	<b>Límite</b>	<b>Predicción</b>	<b>Límite</b>	<b>Confianza</b>
<i>X</i>	<i>Y</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>	<i>Inferior</i>	<i>Superior</i>
0	11.0167	0.992134	21.0412	7.22775	14.8056
1.0	3.045	-6.6889	12.7789	0.110117	5.97988