



**UNIVERSIDAD MICHOACANA  
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**DETERMINACIÓN DEL TAMAÑO DE GRÁNULO EN FUNCIÓN DEL  
TIEMPO DE ENVEJECIMIENTO DEL LODO ANAEROBIO EN UN  
REACTOR UASB**

**TESIS**

**Presentada por:**

**IBQ. JULIO CÉSAR JACUINDE RUÍZ**

**Para obtener el grado de:**

**MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA**

**Asesora: Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga**

**Co-Asesor: Dr. José Apolinar Cortés**

---

## DEDICATORIA

Este trabajo va dedicado a personas muy especiales, que en todo momento han estado de manera incondicional apoyándome y dando lo mejor, para que siga desarrollándome como persona y como profesionista.

A **Dios** quién supo guiarme por el buen camino, darme fuerzas para seguir adelante y no desmayar en los problemas que se presentaban, enseñándome a encarar las adversidades sin perder nunca la dignidad ni desfallecer en el intento.

A **Marlen**, mi esposa con todo mi amor y cariño, por tu apoyo incondicional en todo momento. Siempre tuviste palabras de aliento y una sonrisa para las situaciones que me preocupaban. Gracias por todo Amor, Te amo.

A **Erick, Doña Pitis y Don Raúl**; fueron parte de este proceso desde que inicie, motivándome y alentándome a que todo saldría de la mejor manera.

A **Mis Padres** por su apoyo, consejos, comprensión, amor, ayuda en los momentos difíciles. Me han dado todo lo que soy como persona, valores, principios, carácter, empeño, perseverancia y coraje para conseguir mis objetivos.

A **Mis Hermanos** por estar siempre presentes, acompañándome para poderme realizar.

---

## RESUMEN

Determinación del tamaño de gránulo en función del tiempo de envejecimiento del lodo anaerobio en un reactor UASB

Julio César Jacuinde Ruíz, Febrero 2018.

Dirigida por: Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga

Co-asesorada por: Dr. José Apolinar Cortés

División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química

Se han desarrollado diversos trabajos enfocados al tratamiento de agua residual mediante procesos anaerobios, en los cuales se han estudiado los efectos causados por las variables fisicoquímicas de interés tales como: pH, conductividad, alcalinidad, DQO, sólidos suspendidos, AGV's. Sin embargo el comportamiento del lodo anaerobio no ha sido del todo estudiado debido a la complejidad de las poblaciones microbianas presentes en el lodo así como el desconocimiento del tamaño de partícula y distribución de tamaños; y el efecto causado de estas variables sobre la capacidad de remoción de materia orgánica y el tiempo de envejecimiento del lodo. Un estudio integral donde estén involucradas las variables fisicoquímicas más relevantes para el control de un proceso anaerobio, el comportamiento del lodo y su efecto sobre la capacidad de remoción y las correlaciones entre las diversas variables permitirán visualizar un panorama y entender el comportamiento de los lodos anaerobios en condiciones controladas durante un periodo de 210 días de operación.

Durante los 210 días de operación se observó que la capacidad de remoción de materia orgánica no se vio afectada con la disminución en la concentración de lodo, sin embargo fue afectada directamente por la temperatura ya que al disminuir esta, la capacidad de remoción aumentó, caso contrario a lo reportado en investigaciones enfocadas a la digestión anaerobia, así como también la producción de biogás fue nula. Se determinó que el tamaño de gránulo de lodo disminuía cada 25 días siendo este el tiempo de envejecimiento natural, sin embargo cuando el diámetro del gránulo disminuye la capacidad de remoción de materia orgánica aumentaba debido al incremento en el área superficial disponible y la facilidad que tenía el sustrato para difundirse a través del gránulo.

**Palabra clave:** tamaño, gránulo, lodos, anaeróbiosis, reactor UASB.

---

## ABSTRACT

Determination of granule size as a function of aging time of anaerobic sludge in a UASB reactor.

Julio César Jacuinde Ruíz, February 2018

Supervised by PhD Ma. Del Carmen Chávez Parga

Guided by PhD José Apolinar Cortés

División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química

Many studies and projects have been focused on the wastewater treatment processes through anaerobic processes, in which the effects caused by the most relevant physicochemical variables such as pH, conductivity, alkalinity, DQO, suspended solids and AGV's have been studied. However, the anaerobic sludge behavior has not been studied enough due to the complexity of the existing microbial populations in the sludge as well as the poor information about the particle size, their size distribution and the caused effect of these variables on the capacity of the organic matter removal and the sludge aging time. A comprehensive study that includes the most relevant physicochemical variables for the control of an anaerobic process, the sludge behavior and its effect on the removal capacity and the correlations between the various variables, will allow visualize a panorama and understand the anaerobic sludge behavior in controlled conditions during a period of 210 days of operation.

During the 210 days of operation, the capacity of the organic matter removal was not affected with the decrease in sludge concentration but it was directly affected by the temperature since the temperature decrease caused a removal capacity increase, which was the opposite to the reported observations in the researches focused on anaerobic digestion as well as the production of biogas was zero. Likewise, it was possible to determine that the size of sludge granule decreased every 25 days being this the aging time, however when the diameter of the granule decreased. The capacity of the organic matter removal increased due to the increase in the surface area available and the facility that the substrate had to diffuse through the granule.

---

## Contenido

Lista de tablas .....	viii
Lista de figuras.....	ix
Lista de gráficos .....	xi
Agradecimientos.....	xiii
<b>Capítulo I</b>	
<b>Introducción</b>	
1.1 Generalidades .....	2
1.2 Antecedentes .....	3
1.3 Estado del arte de reactores anaerobios .....	8
1.4 Justificación .....	10
1.5 Planteamiento del problema.....	11
1.6 Hipótesis.....	11
1.7 Objetivo general.....	11
1.8 Objetivos particulares .....	11
<b>Capítulo II</b>	
<b>Marco teórico</b>	
2.1 Rastros .....	13
2.2 Generación de aguas residuales en los rastros .....	13
2.2.1 Contaminantes contenidos en el agua de rastros .....	14
2.2.2 Tratamiento de agua residual por digestión anaerobia .....	15
2.3 Anaeróbiosis.....	17
2.3.1 Etapas de la anaeróbiosis.....	18
2.3.2 Factores que afectan la anaeróbiosis .....	19
2.4 Reactor anaerobio de flujo ascendente (uasb) .....	26
2.4.1 Arranque y operación del reactor uasb.....	27
2.4.2 Factores desestabilizantes .....	30
2.5 Consorcios bacterianos en lodos anaerobios.....	32
2.5.1 Bacterias anaerobias en consorcios anaerobios .....	33
2.6 Inóculo .....	34

---

2.6.1 Generalidades .....	34
<b>Capítulo III</b>	
<b>Metodología</b>	
3.1 Diseño del reactor anaerobio uasb.....	37
3.2 Obtención del inóculo.....	40
3.3 Arranque y estabilización del reactor anaerobio .....	40
3.3.1 Inoculación del reactor .....	40
3.3.1 Pretratamiento y alimentación de agua residual de rastro al reactor .....	40
3.3.2 Operación y control del reactor .....	41
3.4 Evaluación de parámetros fisicoquímicos para el reactor anaerobio uasb.....	41
3.5 Evaluación de la capacidad de remoción de la materia orgánica en función del tamaño de gránulo .....	42
3.6 Evaluación microbiológica del lodo anaerobio del reactor uasb .....	43
<b>Capítulo IV</b>	
<b>Resultados</b>	
4.1 Ubicación del reactor .....	49
4.2 Construcción del reactor uasb.....	49
4.3 Inoculación del reactor.....	52
4.4 Análisis fisicoquímicos .....	53
4.4.1 Alimentación.....	53
4.4.2 Lodo .....	58
4.4.3 Zona de reacción.....	63
4.4.4 Salida.....	67
4.5 Composición de biogás .....	73
4.6 Potencial z del lodo anaerobio .....	74
4.7 Análisis tamaño de partícula .....	75
4.8 Correlaciones gráficas.....	78
4.9 Observaciones al microscopio.....	94
4.9.1 Muestra de inóculo .....	95
4.10 Evaluación microbiológica .....	98
<b>Capítulo V</b>	
<b>Conclusiones</b>	

---

---

<b>5.1 Conclusiones .....</b>	<b>102</b>
<b>5.2 Recomendaciones .....</b>	<b>103</b>
<b>Capítulo VI</b>	
<b>Referencias bibliográficas</b>	
<b>Anexos</b>	
<b>Anexo I. Análisis microbiológicos .....</b>	<b>II</b>
<b>Anexo II. Diseño y análisis del reactor .....</b>	<b>XIII</b>

---

## Lista de tablas

Tabla 1. Concentraciones promedio de contaminantes en el agua proveniente de rastros .....	15
Tabla 2. Intervalos de temperatura.....	20
Tabla 3. Recuento de los grupos tróficos presentes en el LEC, (Castro, 2011). .....	33
Tabla 4. Datos técnicos del reactor UASB. ....	38
Tabla 5. Análisis fisicoquímicos para lodo de reactor UASB.....	41
Tabla 6. Análisis fisicoquímicos para agua de alimentación del reactor UASB.....	41
Tabla 7. Análisis fisicoquímicos para agua de: entrada, zona de reacción y salida del reactor. .....	42
Tabla 8. Medios, sustratos y grupos bacterianos a evaluar.....	44
Tabla 9. Medio plate count. ....	45
Tabla 10. Medio tributirina.....	45
Tabla 11. Medio mineral.....	46
Tabla 12. Medio OF basal.....	46
Tabla 13. Medio TSIA.....	46
Tabla 14. Promedio de parámetros analizados para agua de alimentación. ....	58
Tabla 15. Composición de biogás.....	73
Tabla 16. Monitoreo de Potencial Z de lodo anaerobio. ....	74



---

## Lista de figuras

Figura 1. Reactor anaerobio UASB.....	26
Figura 2. Dimensiones del reactor. ....	38
Figura 3. Secciones del reactor UASB.....	39
Figura 4. Ubicación de válvulas de muestreo del reactor UASB. ....	39
Figura 5. Ubicación de resistencias de muestreo del reactor UASB.....	39
Figura 6. Metodología para la inoculación del reactor UASB. ....	42
Figura 7. Equipo analizador de tamaño de partícula automático centrífugo Horiba Capa-300. .....	43
Figura 8. Metodología para análisis microbiológicos.....	47
Figura 9. Vista frontal del reactor UASB.....	49
Figura 10. Vista del interior del reactor UASB.....	50
Figura 11. Vista trasera reactor (resistencias eléctricas).....	50
Figura 12. Vista superior del reactor (zona de deflectores). ....	51
Figura 13. Construcción de Reactor UASB finalizada. ....	51
Figura 14. Inoculación del reactor UASB. ....	53
Figura 15. Microscopio Leica DM 500 y cámara Leica ICC50 HD.....	94
Figura 16. Lodo 05/05/2017. ....	95
Figura 17. Lodo 02/06/2017. ....	95
Figura 18. Lodo 16/06/2017. ....	95
Figura 19. Lodo 07/07/2017. ....	95
Figura 20. Lodo 14/08/2017. ....	96
Figura 21. Lodo 04/09/2017. ....	96
Figura 22. Lodo 18/09/2017. ....	96
Figura 23. Lodo 02/10/2017. ....	96
Figura 24. Lodo 16/10/2017. ....	96

---

<b>Figura 25. Lodo 30/10/2017.</b> .....	<b>96</b>
<b>Figura 26. Lodo 06/11/2017.</b> .....	<b>97</b>
<b>Figura 27. Lodo 30/11/2017.</b> .....	<b>97</b>
<b>Figura 28. Reactor UASB.</b> .....	<b>XIII</b>
<b>Figura 29. Cámara del reactor UASB.</b> .....	<b>XIII</b>

---

## Lista de gráficos

Gráfico 1. Monitoreo de pH de agua de alimentación. ....	54
Gráfico 2. Monitoreo de conductividad de agua de alimentación.....	55
Gráfico 3. Monitoreo de temperatura de agua de alimentación. ....	56
Gráfico 4. Monitoreo de alcalinidad en agua de alimentación.....	56
Gráfico 5. Monitoreo demanda química de oxígeno (DQO).....	57
Gráfico 6. Monitoreo de pH de lodo. ....	58
Gráfico 7. Monitoreo conductividad de lodo. ....	59
Gráfico 8. Monitoreo alcalinidad de lodo.....	60
Gráfico 9. Monitoreo relación alfa de lodo. ....	61
Gráfico 10. Monitoreo sólidos suspendidos y volátiles de lodo (SSV y SST). ....	62
Gráfico 11. Monitoreo pH de zona de reacción. ....	63
Gráfico 12. Monitoreo conductividad de zona de reacción. ....	64
Gráfico 13. Monitoreo alcalinidad de zona de reacción.....	64
Gráfico 14. Monitoreo relación alfa de zona de reacción. ....	65
Gráfico 16. Monitoreo sólidos suspendidos totales y volátiles de zona de reacción. ....	66
Gráfico 17. Monitoreo pH de salida. ....	67
Gráfico 18. Monitoreo de conductividad de salida.....	68
Gráfico 19. Monitoreo alcalinidad salida.....	69
Gráfico 21. Monitoreo DQO salida.....	70
Gráfico 22. Monitoreo sólidos suspendidos totales y volátiles de salida.....	71
Gráfico 23. Monitoreo porcentaje de remoción de DQO salida.....	72
Gráfico 24. Distribución porcentual del tamaño de gránulo de lodo anaerobio. ....	75
Gráfico 25. Monitoreo tamaño de partícula de lodo. ....	77
Gráfico 26. Distribución de tamaño de partícula de gránulo de lodo anaerobio. ....	78
Gráfico 27. Correlación pH de lodo y tamaño de partícula. ....	79
Gráfico 28. Correlación alcalinidad lodo y tamaño de partícula.....	80
Gráfico 29. Correlación relación alfa de lodo y tamaño de partícula.....	81
Gráfico 30. Correlación SSV y SST de lodo y tamaño de partícula. ....	82
Gráfico 31. Correlación relación alfa zona de reacción y tamaño de partícula.....	83
Gráfico 32. Correlación DQO alimentación y reacción y tamaño de partícula.....	84
Gráfico 33. Correlación SST y SSV de lodo, zona de reacción y salida. ....	85

---

<b>Gráfico 34. Correlación SST y SSV de zona de reacción y salida.....</b>	<b>85</b>
<b>Gráfico 35. Correlación SST de Lodo, zona de reacción y salida; y porcentaje de remoción..</b>	<b>86</b>
<b>Gráfico 36. Correlación SST de lodo, zona de reacción y salida con tamaño de partícula. ....</b>	<b>87</b>
<b>Gráfico 37. Correlación de ácidos grasos volátiles (AGV's) y pH de lodo.....</b>	<b>88</b>
<b>Gráfico 38. Correlación pH y AGV's de zona de reacción y salida. ....</b>	<b>89</b>
<b>Gráfico 39. Correlación SST de lodo y AGV's de zona de reacción y salida. ....</b>	<b>90</b>
<b>Gráfico 40. Correlación pH salida y tamaño de partícula.....</b>	<b>91</b>
<b>Gráfico 41. Correlación tamaño de partícula y porcentaje de remoción.....</b>	<b>91</b>

---

## AGRADECIMIENTOS

A *Dios* quien me guio y me dio esperanza y fuerza para continuar con este proyecto y lograr culminarlo.

A *Marlen* mi esposa quien siempre estuvo apoyándome incondicionalmente. Si no hubieras estado este proceso hubiera sido muy difícil de lograr. Gracias amor. Te amo.

Al *Dr. José Apolinar Cortes* y *Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga* que me permitieron trabajar junto a ellos y me dieron la oportunidad de obtener los conocimientos y habilidades para poder culminar este proyecto de tesis.

A los *Doctores Juan Carlos González Hernández, Rafael Maya Yescas y Jesús Pacheco Ibarra*, por sus aportes en cada seminario para poder mejorar el trabajo de tesis.

A *Alondra, Ana y Lupita*, quienes me apoyaron al desarrollo de la parte experimental de la tesis, sin su apoyo este proyecto no se hubiera culminado en el tiempo programado.

A todos los catedráticos que me impartieron clases durante la maestría, permitiéndome aprender un poco de lo que ellos transmiten.

A todas las personas que me facilitaron equipos y/o reactivos para poder continuar con el desarrollo de la tesis, he interpretación de pruebas y resultados.

Al *Posgrado de Ingeniería Química y la Universidad Michoacán de San Nicolás de Hidalgo*, por darme la oportunidad de superarme profesionalmente y lugar donde conocí personas con quienes mantengo una amistad.

Al *Conacyt* por la beca otorgada durante el periodo Marzo 2016 a Febrero 2018.

Al *Programa de Investigación 2016 de la Coordinación de la Investigación Científica de la UMSNH* por el apoyo financiero otorgado para el desarrollo del proyecto.

# CAPÍTULO I

# INTRODUCCIÓN

## 1.1 GENERALIDADES

Actualmente en México existen graves problemas de contaminación del ambiente, una de las principales causas de esta problemática es la descarga de aguas residuales a cuerpos hídricos superficiales en zonas urbanas y rurales, principalmente aquellas generadas por los rastros y mataderos con altas concentraciones de materia orgánica, grasas, nutrientes entre otros, que como consecuencia genera situaciones complejas en aspectos ambientales, sociales y económico.

Las descargas de aguas residuales generadas por las diversas actividades de los rastros han tenido un impacto altamente contaminante; teniendo como afecciones al medio con la disminución de la solubilidad del oxígeno, favoreciendo el crecimiento de algas, plantas insectos etc., debido la alta carga de materia orgánica contenida, disminuyendo el paso de los rayos solares que son requeridos por el fitoplancton para realizar la fotosíntesis así con un aumento notable en la turbidez y apariencia del agua (COFEPRIS, 2005).

De acuerdo por los estudios realizados por Castañeda *et al.* (2007) los altos niveles de contaminantes orgánico de estas descargas, cada litro de agua residual originaria de un rastro sea equivalente a la contaminación generada por 60 personas durante un día.

Existen diversas causas por las que no se han implementado total o parcialmente un tratamiento de las descargas de agua señalando como las principales factores, los altos costos de construcción, operación y mantenimiento de las plantas (Ballardes, 1998, Gutiérrez *et al.*; 2004).

Se han desarrollado diversas tecnologías para el tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros; destacando el tratamiento por medio de reactores anaerobios el más apropiado para la solución de dicho problema causado por los altos niveles de materia orgánica, la degradación de sólidos y grasas, este deberá ser un tratamiento de bajo costo en comparación con otros procesos similares (CONAGUA 2007).

## **1.2 ANTECEDENTES**

Recientemente se ha reportado en la literatura, acerca del desarrollo de proyectos en los cuales realiza la construcción de reactores a escala piloto, para poder determinar la eficiencia de degradación de materia orgánica en anaeróbiosis. Se han implementado modificaciones con el objetivo de hacer más eficiente este tipo de procesos; al monitorear y controlar diversas variables que permiten comprender la efectividad de tales modificaciones así como evaluar los aspectos cinéticos del reactor, simulando la aplicación real para la que serán implementados (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Sayed *et al.*, (2001) construyeron un reactor escala piloto, el cual estaba constituido por una cuba de reacción en vidrio con difusores de peceras para la distribución del flujo en la parte inferior del recipiente, haciendo tres orificios en distintos puntos del reactor con la finalidad de realizar la descarga de agua residual y la purga de lodos. Realizaban la recarga de agua intermitentemente cada dos días con la finalidad de continuar el desarrollo y crecimiento de biomasa, que les permitiera determinar los coeficientes cinéticos que gobernaron el proceso.

Sayed *et al.*, (2002) emplearon un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) a escala de laboratorio, con la finalidad de evaluar el efecto presentado por gránulos y gránulos de lodos, con lo cual pudieron determinar que los gránulos tienen un efecto de degradación mayor de DQO insoluble y con lodos granulados hay una mayor degradación de DQO soluble.

Rivera *et al.*, (2002) emplearon tres columnas cilíndricas con 100 mm de diámetro interno y altura total de 1 m con un volumen de 7.5 L por cada torre, con una entrada inferior para recibir la alimentación de residual en la primera columna, que además posee una salida lateral colocada 200 mm por debajo de su borde superior, por donde fluye el residual tratada hacia la entrada lateral de la segunda columna, ubicada también a esa misma altura. La segunda y tercer columnas poseen entradas y salidas similares empleadas de forma que la dirección del flujo fuera ascendentemente. Las tres columnas poseen una salida superior para la recolección y medición del gas generado. Las tres columnas se empacaron hasta 4/5 partes de su altura total, con un volumen efectivo de tratamiento de 4.45 L, 6.80 L y 6.60 L respectivamente. Mantuvieron la temperatura de alimentación controlada en los 38.5° C.



Tacias-Pascacio *et al.*, (2003) diseñaron un reactor flujo pistón para la degradación de carga orgánica de efluentes de plantas alimenticias, siguiendo parámetros de carga orgánica volumétrica y tiempo de retención hidráulico. Fue construido con acrílico, teniendo un volumen de operación y volumen total de 2.5 L y 3 L, respetivamente; con dimensiones 25 cm de largo por 10 cm de ancho por 12 cm de alto. Para evaluar el funcionamiento del reactor realizaron una cinética de degradación de DQO utilizando como inóculo sedimentos de un digestor anaerobio de una planta de tratamiento de aguas residuales. El reactor operó en modo continuo con un flujo de  $0.7 \frac{mL}{min}$  correspondiente a un tiempo de retención hidráulico de 52 h. se demostró que fue posible remover hasta un 70% de carga orgánica mediante el uso de un reactor de flujo pistón.

Rodríguez *et al.*, (2002) desarrollaron un sistema de degradación anaerobia para la remoción de DQO de efluentes provenientes de rastros. El sistema consistió en la implementación de un reactor tipo UASB-híbrido anaerobio, el cual fue empacado con bauxita, durante la operación el sistema se mantuvo a una temperatura de 38° C obteniendo eficiente de remoción de DQO del 80% para un intervalo de cargas de 5 a  $6 \frac{Kg \text{ DQO}}{L \cdot \text{Día}}$ .

Gutiérrez *et al.*, (2004) cuantificaron el desempeño de un sistema de tratamiento de agua residual de un rastro, que consistía en un sedimentador primario, una laguna artificial y un humedal superficial de flujo sub-superficial. Durante la operación de este sistema se evaluó DQO, SST y DBO<sub>5</sub> siendo: 91%, 89% y 85% respectivamente, se consideró que los índices de remoción del sistema son satisfactorios, estos mismos no cumplieron con los estándares especificados por las normas mexicanas vigentes.

Jiménez y Mojica (2005) realizaron pruebas a nivel laboratorio para evaluar el comportamiento de dos reactores de flujo pistón (RAP) para el tratamiento de agua residual domestica a condiciones ambientales de desecho; experimento que se basó en el análisis con respecto a la remoción de DQO y sólidos totales, con la finalidad de establecer las condiciones adecuadas para el funcionamiento del proceso. Ambos reactores fueron operados sin inóculo de lodos, y la única diferencia entre ambos reactores fue la existencia de un medio de soporte de la biomasa contenida. Previamente a la estabilización del proceso se alcanzó

una degradación de DQO del 50% y un tiempo hidráulico de retención (TRH) de 16 horas; cuatro meses posteriores a la estabilización de los reactores se cuantificó una remoción de DQO del 81.6% para el primer reactor sin soporte y del 86.4% para el reactor 2 con soporte y disminuyendo el TRH a 10 horas, obteniendo gránulos de lodo sedimentables.

Singh *et al.*, (2008) desarrollaron un reactor anaerobio con deflectores y un humedal; el proceso fue diseñado para el tratamiento de aguas residuales con altos niveles de contaminantes provenientes de una población de 400 personas. Este tipo de reactor obtuvo niveles altos de degradación de materia orgánica contaminante como la remoción de SST hasta del 91%, DBO hasta el 78% y DQO hasta el 77%. Al final de las pruebas realizadas los resultados finales fueron 96% de SST, 90% de DBO<sub>5</sub>, 90% de DQO y 70% de N-NH<sub>4</sub>.

Tarek, (2008) en una localidad de Egipto implemento un reactor anaerobio de flujo ascendente con deflectores el cual estuvo en operación y a su vez fue monitoreado durante un año continuamente obteniendo resultados de remoción de DBO, DQO y SST de 84%, 81% y 89% respectivamente; tales resultados arrojaron información útil para determinar que en la segunda cámara del reactor anaerobio con deflectores fue la parte principal en donde se llevó a cabo la degradación de contaminantes hasta la etapa de estabilización. Cabe mencionar que durante la fase de equilibrio y las condiciones de operación, la cámara sirvió como un paso de pulido y se observó que el proceso no presentó variaciones durante los aumentos de flujo y carga orgánica. Todos los resultados obtenidos están relacionados en base a la disminución de la temperatura lo que causó una disminución en la degradación de DQO y DBO alrededor del 9% al pasar de una temperatura de 35° C en verano, hasta los 22° C durante invierno. Con esta variación de temperatura no fue afectada la remoción de SST. Tarek (2008) concluyó que tal proceso de tratamiento de agua residual podría llegar a ser una alternativa viable como planta de tratamiento en países de bajo desarrollo.

Moteran, (2010) reportó los resultados obtenidos al implementar un proceso el cual consistía en un reactor anaerobio con deflectores compuesto por tres etapas; como primera etapa de un proceso de tratamiento biológico de aguas residuales provenientes de granjas porcícolas el cual estuvo en operación durante un lapso de 116 días. Se obtuvo una tasa de degradación diaria promedio de  $17.8 \frac{\text{Kg DQO Total}}{\text{m}^3 \cdot \text{Día}}$ , los índices de carga biológica

orgánica de los efluentes y filtrados de DQO fueron de  $14.381 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$  y  $36.10 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$  respectivamente y  $1.3 \frac{\text{Kg DQO Total}}{\text{Kg SVT} \cdot \text{Día}}$  y  $0.98 \frac{\text{Kg DQO Total}}{\text{Kg SVT} \cdot \text{Día}}$  respectivamente para el efluentes y filtrados, con una tasa de carga hidráulica del  $1.4 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^3 \cdot \text{Día}}$ . Durante la operación del proceso se logró obtener una remoción de DQO total del 80% con un tiempo de retención hidráulico de 18 horas. Otros parámetros evaluados y de gran importancia fueron la alcalinidad en el efluente la cual fue de  $3801 \frac{\text{mgCaCO}_3}{\text{L}}$  y el porcentaje promedio de remoción de grasa, aceites y sólidos disueltos los cuales fueron de 41% y 78% respetivamente. Durante la operación del proceso se cuantificó la producción de gas metano y la formación de gránulos de lodo en el reactor en sus distintos compartimentos. En cada compartimento del reactor se pudo determinar que cada uno de ellos presentaba consorcios microbianos distintos. Dados los resultados obtenidos con la implementación de este proceso se puede establecer que este proceso puede formar parte como una primera etapa de un sistema de tratamiento de agua residual proveniente de granjas porcícolas.

Ayaz *et al.*, (2012) realizaron un trabajo que consistió en comparar la eficiencia entre un reactor de flujo ascendente y mantos de lodos (UASB) y un reactor anaerobio con deflectores (UASB) para el tratamiento de aguas residuales domesticas en condiciones ambientales. Ambos reactores se estuvieron en operación continua durante dos años a condiciones ambientales de operación y una temperatura en niveles psicrófilicos y/o submesofílicas. Durante las estaciones de invierno y verano se evaluó el efecto de la temperatura para la remoción de materia orgánica cuantificada como DQO los resultados obtenidos fueron: 56% y 58% respectivamente para el reactor UASB y 41% y 50% para el reactor deflectores respectivamente. También fue evaluada la producción de gas metano la cual fue de  $0.05 \frac{\text{m}^3 \text{ de CH}_4}{\text{Kg DQO}}$  y  $0.18 \frac{\text{m}^3 \text{ de CH}_4}{\text{Kg DQO}}$  para el reactor UASB y sin producción de  $\text{CH}_4$  para el reactor UASB. Ayaz *et al.*, (2012) concluyeron que la temperatura no es una variable que limite el funcionamiento de los reactores anaerobios, y dado que el reactor UASB tuvo mejores resultados sin presentar variaciones significantes de temperaturas en un intervalo psicrófilico y mesofílico fue considerado como la mejor opción para ser incluido como una

etapa de pretratamiento, ya que para ser implementado como un proceso completo requiere tener una mayor remoción de DQO.

García (2012) implemento un reactor para el tratamiento de aguas residuales provenientes de rastro en la ciudad de Morelia Michoacán. Durante un lapso de 127 días que estuvo en operación continua se monitoreo los siguientes parámetros: pH, temperatura, alcalinidad, DQO, AGV's y producción de CH<sub>4</sub>. García logro reducir el tiempo de retención hidráulica TRH de 40 días a 24 horas optimizando la estabilización del proceso. Posteriormente se logró una remoción promedio de DQO del 90%. Otro aspecto a considerar es la disminución en la coloración del agua hasta de un 80% con un TRH de 48 horas. Destacó que se logró mantener la alcalinidad y del pH sin variaciones significativas considerando esto como constante al paso del tiempo. Cuantificó la producción de biogás generado durante la operación del proceso alcanzando una producción promedio de  $1.64 \frac{\text{m}^3 \text{ de CH}_4}{\text{Día}}$  y un tiempo de estabilización con un TRH de 45 horas.

Palomares (2013) evaluó la capacidad de remoción de materia orgánica en un intervalo de temperaturas mesofílico ( $35^\circ \text{C} \pm 1^\circ \text{C}$ ) en un reactor tipo UASB a escala piloto. Se realizó con una carga mínima y máxima de DQO de  $3.14 \frac{\text{Kg}}{\text{Día}}$  y  $11.28 \frac{\text{Kg}}{\text{Día}}$  respectivamente, logrando obtener una producción de metano de  $3.6 \frac{\text{m}^3}{\text{Día}}$  con una capacidad para generar  $16.47 \frac{\text{kW}}{\text{h}}$  por  $0.5 \text{m}^3$  de agua residual alimentada.

En los trabajos desarrollados se ha tenido un enfoque principalmente a la degradación de materia orgánica contenida en aguas residuales de diversas características. En pocos se ellos se menciona si fue estudiado de algún modo el lodo que está en el interior de cada uno de estos reactores. Ya que el conocer el comportamiento del lodo permitirá tener una comprensión más acertada sobre un proceso de tratamiento de agua residual, dado que este lodo varía sus características respecto al tiempo y las condiciones de operación del reactor.

### **1.3 ESTADO DEL ARTE DE REACTORES ANAEROBIOS**

Se cuenta con numerosos estudios sobre los reactores anaerobios, en los cuales varía su configuración, las características del sustrato y las condiciones de reacción, con el fin de incrementar la remoción de carga orgánica y producción de biogás.

Rodríguez *et al.*, en el 2002, estudiaron la bioconversión anaerobia, de las aguas residuales del rastro municipal de Saltillo, Coahuila, México, en un reactor UASB-híbrido (con un soporte de bauxita) escala laboratorio (volumen igual a 13.5 L) con el objetivo de remover la DQO bajo condiciones controladas de temperatura (38° C), TRH (48 horas), carga orgánica (5-6 g DQO/L d), pH (7.1-8.2) y AGV's (0.3 mg/L). Los resultados obtenidos muestran una remoción de la DQO del orden del 80% y una producción de biogás de 1400 ml/h, cuyo contenido de metano fue superior al 80%.

Chávez *et al.*, 2005, determinaron la actividad enzimática de un lodo granular proveniente de un reactor UASB que trabajó bajo condiciones mesofílicas (37° C ± 1° C), un TRH de 24 h y carga orgánica controlada (1 a 4 kg DQO/m<sup>3</sup> d) para tratar agua residual de una industria láctea, los resultados indican que se tuvo una actividad enzimática alta, de hasta 100 UI a un pH de 7.8, con una remoción de DQO del 76%, con lo cual se demostró que la temperatura del medio impacta a la remoción de carga orgánica y a la actividad enzimática.

Kavacik *et al.*, en el 2010 evaluaron la capacidad de producción de biogás en un reactor anaerobio con un volumen de 26.6 L, se contó como sustrato con una mezcla de suero de queso y estiércol. En este estudio hubo variaciones de la temperatura del reactor de (25° C a 34° C) y el tiempo de retención hidráulico (5, 10 y 20 días); los resultados mostraron que se obtuvo una producción de biogás máxima de 1.510 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>d a 34° C con un 60±1% de metano todo esto en un TRH de 5 días, mientras que la remoción más alta de DQO fue de 54% y se consiguió en un TRH de 10 días, además se observó que al variar cada uno de los parámetros en tiempos distintos, el porcentaje de metano en el biogás no tuvo alteración y la producción de biogás comenzó a decrecer a partir del día 5.

Lew *et al.*, en el 2011 emplearon un reactor anaerobio del tipo UASB escala laboratorio (con un volumen de 5.31 L) para el tratamiento de agua residual doméstica, operándolo a diferentes temperaturas (28° C, 15° C y 10° C) con un TRH de 6 horas implementando además un digestor de lodos (de volumen igual a 2 L) con un TRH de 3.2 días, éste último operado a diferentes temperaturas (10° C, 15° C, 20° C 25° C y 30° C), con

el fin de evaluar la capacidad de tratamiento de los sólidos que se acumularon en la parte superior del reactor; los resultados obtenidos muestran que al disminuir la temperatura en el reactor UASB de 28° C a 15° C y a 10° C se reduce la remoción de DQO de 78% a 66% y 42% respectivamente. En relación a la producción de metano esta fue de 250 ml CH<sub>4</sub>/g DQO a 28° C y siete veces menor a 15° C mientras que a 10° C no hubo generación de gas, posteriormente los sólidos acumulados en la parte superior del reactor se colocaron en el digestor de lodos resultando; que a una temperatura de 30° C el biogás producido (4.1 L CH<sub>4</sub>/d) es el suficiente para mantener la temperatura dentro del digestor.

Farajzadehha *et al.*, en el 2012 estudiaron un reactor UASB escala laboratorio (volumen igual 5 L ), al cual se le controlaron condiciones de operación tales como; tiempo de residencia hidráulico (3 h, 4 h, 5 h y 6 h), carga orgánica (3.6, 7.2, 10.8 y 14.4 kg /m<sup>3</sup> d) y temperatura de operación (20° C y 30° C), los resultados obtenidos expresan que la concentración de carga orgánica ideal se encuentra en el intervalo de 7.2 a 10.8 kg/m<sup>3</sup>d debido a que, en estos valores se obtuvieron remociones de carga orgánica de 62% y 78% para 20° C y 30° C respectivamente, mientras que el TRH óptimo es de 4 horas mismo, que se puede reducir cuando aumenten de tamaño los gránulos del lodo.

Molinuevo *et al.*, en el 2012 investigaron la digestión anaerobia con residuos vegetales empleando dos reactores de tanque agitado (de 5 L de volumen) uno utilizado para la digestión anaerobia y el segundo para la co-digestión, ambos trabajando a temperatura controlada (37° C), con una carga orgánica de 0.4 y 0.6 g SV/L d y TRH's de 25 y 15 días respectivamente, el primer reactor fue alimentado con estiércol de cerdo y residuos vegetales para evaluar la generación de metano, resultando en ambos casos que a una carga orgánica de 0.6 g SV/L d se obtienen rendimientos de producción de metano máximos, en el primer caso éste fue de 201 ml CH<sub>4</sub>/ g SV para un TRH de 15 d con un porcentaje de metano de 69%, mientras que el segundo tanque (co-digestión) el mejor rendimiento fue de 285 ml CH<sub>4</sub>/ g SV, el porcentaje de metano presente en el biogás fue de 55% con un TRH de 15 d.

Rajakumar *et al.*, 2012, implemento un reactor UASB híbrido para el tratamiento de agua residual de un rastro de aves, en cuyo interior habían anillos de cloruro de polivinilo como soporte de las bacterias. El reactor fue operado en el intervalo mesofílico (29° C-35° C) con un TRH de 36 h y una carga orgánica alimentada al reactor de 19 kg DQO/m<sup>3</sup> d, se tuvo como resultado una capacidad de remoción entre el 70% al 92% de DQO, mientras que

la producción de biogás se encontró entre 1.1 y 5.2 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>d, con un rendimiento de 0.32 m<sup>3</sup>/kg DQO removida, con una concentración de metano presente en el biogás de 72%, además se observó que la adición de anillos de cloruro de polivinilo incrementa la remoción de DQO de un 15 a un 35%.

#### **1.4 JUSTIFICACIÓN**

Diversos autores han utilizado reactores tipo UASB para procesos de tratamiento de agua residual con altas cargas de materia orgánica, ya que la formación de gránulos en el interior del reactor permite aumentar el contacto con la biomasa y el agua residual, así como tener mayor disposición de biomasa y una alta diversidad de consorcios microbianos. Uno de los aspectos más importantes que deben ser considerados para controlar este tipo de reactores es el evitar la fuga de agua residual sin haber sido tratada, esto tiene como consecuencia que la materia orgánica que sirve como alimento a los microorganismos salga del reactor sin reaccionar, y consecuentemente disminuyendo la producción de biogás y la eficiencia en la eliminación de sólidos (Vereda *et al*, 2006).

El desarrollo del presente trabajo de investigación es justificado por la necesidad de conocer y evaluar el comportamiento que existe entre el tamaño de gránulo del lodo y la remoción de materia orgánica contenida en el efluente del rastro municipal de Morelia Michoacán a través del tiempo y determinar el tiempo de vida óptimo del lodo y no afectar el proceso de remoción de carga orgánica, ya que en anteriores trabajos el poco conocimiento acerca del comportamiento de este fenómeno ha dificultado la comprensión clara de tal proceso.

## 1.5 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Actualmente se ha reportado nula o poca información sobre los lodos anaerobios. De manera más específica, la manera en que un lodo anaerobio se desarrolla desde la estabilización del inóculo, durante la operación de un proceso de tratamiento de agua residual y así poder determinar el tiempo de vida óptimo, variación del tamaño y forma de gránulos del lodo anaerobio así como la observación de los cambios que existen en las poblaciones microbianas.

## 1.6 HIPÓTESIS

El tamaño de gránulo se puede utilizar como una variable indirecta para determinar el grado de envejecimiento del lodo anaerobio, y su efecto en la capacidad de remoción de materia orgánica.

## 1.7 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el tamaño de gránulo en un reactor anaerobio UASB, durante la degradación de materia orgánica contenida en el efluente de agua residual de rastro en función del tiempo.

## 1.8 OBJETIVOS PARTICULARES

- Llevar a cabo la construcción de un reactor anaerobio tipo UASB con mamparas deflectoras.
- Contar con inóculo estabilizado para la remoción de materia orgánica por vía anaerobia.
- Identificar microbiológicamente el tipo de consorcio presente en el lodo anaerobio.
- Evaluar la capacidad de remoción de la materia orgánica en función del tamaño de gránulo a través del tiempo, en el reactor anaerobio UASB.



# CAPÍTULO II

# MARCO TEÓRICO

## 2.1 RASTROS

Los rastros son sitios donde se realiza la matanza de animales y actividades posteriores para la obtención de carne para consumo humano. Los productos tales como carne y subproductos comestibles; son empacados, envasados y clasificados para su posterior comercialización; esto depende de cada rastro y la forma en que se trabaje.

Son considerados rastros aquellos sitios que superan la producción mínima diaria especificada por la NOM-1194-SSA1-2004 “Especificaciones Sanitarias en los Establecimientos dedicados al sacrificio y faenado de animales para abasto, almacenamiento, transporte y expendio”.

El alto consumo de agua para realizar las actividades de estos sitios a nivel municipal han generado graves problemáticas ambientales por la descarga de los efluentes con altas cargas de materia orgánica (Cowi, 2001).

## 2.2 GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN LOS RASTROS

El agua residual generada por los rastros tiene una relación con la cantidad de la misma, que es utilizada. Se ha estimado que el 80% al 95% del agua que es utilizada en estos sitios es desechada (Signorini *et al.* 2006 en García 2012).

En México no se tienen reportadas estadísticas que muestren el consumo promedio de agua utilizado en los rastros. La FAO en 1994, obtuvo datos mostrados en un manual llamado “Manual para la instalación del pequeño matadero modular”, ya que los procedimientos indicados en este manual aplican de manera muy similar a la forma en que se trabaja en México. En la Tabla 1, se muestran los valores de consumo estimados para México.

**Tabla 1.** Consumo de agua en rastros (COFEPRIS, 2006).

Especie	Agua promedio requerida (L)
Animales mayores	1000
Porcinos	450
Ovinos y caprinos	100

Los procesos que requieren agua en el interior de los rastros son:

- Bebida del ganado.
- Limpieza y/o baño del ganado.
- Escaldado en la producción de cerdos y aves.
- Remoción de piel.
- Limpieza de la evisceración.
- Lavado del animal en canal.
- Transporte de subproductos y residuos.
- Limpieza y esterilización de instrumentos de trabajo y equipos.
- Limpieza de superficies, pisos y áreas de trabajo.
- Enfriamiento de maquinaria (compresores, comendadores, etc.).

### 2.2.1 Contaminantes contenidos en el agua de rastros

El agua proveniente de los rastros municipales tiene una gran cantidad de agentes contaminantes que son descargados sin considerar los grandes daños que pueden ocasionar al ambiente y la sociedad. Por las actividades de estos rastros el agua se ve contaminada con altas cargas de materia orgánica, provenientes principalmente de heces, orina, sangre, pelusa, residuos de carne, grasas y alimento contenido en los intestinos que no fue digerido. Por lo cual la alta carga de materia orgánica es un medio propicio en el que pueden proliferar fácil y rápidamente diversos agentes patógenos, causando enfermedades graves como fiebre tifoidea, disentería, cólera, hepatitis por mencionar algunas (Muñoz, 2005).

El tipo y cantidad de especies sacrificadas en estos sitios, desecho de los residuos y tecnologías empleadas, son factores a considerar para la generación de contaminantes en el agua. De igual forma se han caracterizado las aguas residuales por especie como se muestra en la Tabla 1, (Signorini *et al.* 2006 en García 2012).

**Tabla 1.** Concentraciones promedio de contaminantes en el agua proveniente de rastros. (Signorini *et al.* 2006 en García 2012).

Parámetro (Unidad)	Especies faenadas		
	Porcinos	Bovinos	Aves
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	1250	2000	1550
DQO (mg/L)	2500	4000	2500
Sólidos suspendidos( mg/L)	700	1600	ND
Nitrógeno total (mg/L)	150	180	150-400
Fosforo total (mg/L)	25	27	16-50
Grasa (mg/L)	150	270	ND
pH	7.2	7.2	ND

La materia orgánica contenida en el agua residual, es originada en todos los procesos del rastro al tener contacto con residuos, superficies de trabajo y equipos e instrumentos. El nitrógeno contenido en el agua proviene del amonio de la orina y excremento de los animales.

El fosforo se genera a partir de los alimentos contenidos en el sistema digestivo y que no fue digerido por el animal, así como el procesamiento de la sangre para la obtención de subproductos. Los niveles de sodio, son aportados por el excremento, el alimento sin haber sido digerido y encurtido en canal (Signorini *et al.*, 2006 en García 2012).

Del mismo modo se pueden encontrar otro tipo de compuesto químicos contenidos en el agua en menores cantidades, como pueden ser residuos de plaguicidas (presentes en el alimento de los animales), cloro (utilizado para la limpieza), salmuera, etc. Estas características de las aguas residuales provenientes de rastros al ser descargadas son una fuente potencial de contaminación del suelo y agua, en la que se generan olores por la descomposición de la materia orgánica (COFEPRIS, 2006; IFC, 2007).

### 2.2.2 Tratamiento de agua residual por digestión anaerobia

El proceso de digestión anaerobio es utilizado como una herramienta muy importante para la degradación de materiales con una alta complejidad química, causando contaminación ambiental. Por ello el aprovechamiento de las capacidades metabólicas de los microorganismos anaerobios en la degradación de los contaminantes de los residuos y disminuir el impacto ambiental que estos puedan generar.

Los procesos anaerobios son procesos ampliamente aplicados para depurar las aguas residuales provenientes de los rastros, debido a la naturaleza de estas. Las altas cargas de DBO y sólidos suspendidos, son características propias de los rastros así como también son puntos clave para el éxito del tratamiento anaerobio (Braile y Cavalcanti, 1993).

Se ha demostrado que los tratamientos anaerobios son una alternativa viable y efectiva económicamente para el tratamiento de efluentes de agua residual con altos niveles de carga orgánica, en comparación con los procesos aerobios.

Para poder estabilizar un desecho orgánico por medio de un tratamiento anaerobio de forma eficiente, los consorcios microbianos constituidos por bacterias hidrolíticas, acetogénicas, acidogénicas y metanogénicas deben mantener un equilibrio dinámico. Para poder mantener el equilibrio en el interior del reactor debe estar en ausencia de oxígeno disuelto y libre de concentraciones inhibitorias de tales constituyentes como metales pesados y sulfuros. Se debe mantener un intervalo de pH entre 6.6 y 7.6. Así como asegurar que exista la suficiente alcalinidad presente, para asegurar que el pH pueda ser amortiguado y evitar que tienda a la acidez evitando descienda por debajo de 6.2, ya que esto podría afectar las bacterias metanogénicas. Cuando la degradación de la materia orgánica se está llevando a cabo en condiciones aceptables, la alcalinidad se encontrará en un nivel de  $1000 \frac{mg}{L}$  a  $5000 \frac{mg}{L}$ , así como una concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) serán menos de  $250 \frac{mg}{L}$ . Así como la cantidad suficiente de nitrógeno y fósforo como nutrientes, debe estar disponible para asegurar el crecimiento adecuado del consorcio microbiano. Para que los microorganismos puedan realizar la degradación de manera satisfactoria, se deberán mantener condiciones adecuadas de crecimiento. La temperatura es un factor importante, la cual debe mantenerse en intervalo de temperatura para bacterias mesófilas entre  $30^{\circ} C$  a  $38^{\circ} C$ , y para bacterias termófilas de  $49^{\circ} C$  a  $57^{\circ} C$ , este tipo de procesos normalmente se mantiene en un intervalo de operación mesofílico. A pesar de que los tratamientos con procesos anaerobios en condiciones termófilas de operación son técnicamente viables, se ha demostrado que existen dificultades operativas para ser implementados (Tchobanoglous, 2004).

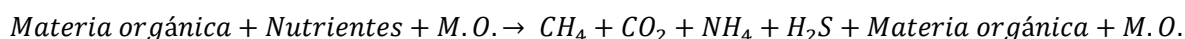
### **2.3 ANAERÓBIOSIS**

La anaeróbiosis es un proceso natural de degradación de materia orgánica mediante consorcios microbianos en ausencia de oxígeno, teniendo en el metabolismo a los nitratos, sulfatos o compuestos orgánicos, como aceptores de electrones (Gray 2010). Durante la anaeróbiosis la materia orgánica se transforma en biomasa así como en compuestos orgánicos. Durante las últimas dos décadas la implementación de este proceso anaerobio como tecnología para el tratamiento de aguas residuales ha sido mayor en comparación con otros tipos de procesos de tratamientos físicoquímicos o biológicos (aerobios), el resultado de la implementación de este tipo de procesos es la producción de biogás, el cual es empleado como un medio para generar energía. A su vez los lodos biológicos generados por este proceso son empleados como abono, ya que están constituidos principalmente por fósforo, nitrógeno y elementos traza (S, Ca, Mg.) (Bermúdez *et al.* 2010).

Debido a que existen aguas residuales cuya carga orgánica es tan elevada como la contenida en los propios lodos (Winkler, 2008); para poder lograr una remoción adecuada de materia orgánica se deben controlar ciertos factores, ya que se han desarrollado trabajos en los cuales se reportan altas cargas orgánicas y bajos tiempos de retención hidráulica (TRH), teniendo como resultado cargas orgánicas considerables a la salida que no fueron degradadas (Menardo *et al.*, 2011).

La anaeróbiosis presenta diversas ventajas como lo son: el proceso no se encuentra limitado por la disponibilidad de oxígeno en el medio ya que no es requerido, ahorros de energía ya que no hay suministro de oxígeno, generación de lodos lenta (0.1-0.4 kg de biomasa/Kg de DBO eliminada), recuperación de energía mediante la producción de metano, bajos costos de mantenimiento. Las principales desventajas son: producción de ácido sulfhídrico, equipos con grandes dimensiones, tiempos prolongados de residencia y una alta inversión inicial en un equipo totalmente hermético (Terreros *et al.*, 2009).

La degradación de la materia orgánica compleja hasta metano, es realizada por un consorcio de microorganismos que forman una cadena trófica compleja y equilibrada. Siendo el proceso global el siguiente:



### 2.3.1 Etapas de la anaeróbiosis

Diversos autores hacen referencia a solo tres etapas consecutivas durante el proceso de anaeróbiosis, tomando como una sola etapa la acidogénesis y acetogénesis, pero visto de un modo más detallado este proceso biológico está comprendido mediante cuatro etapas (Gerardini, 2003):

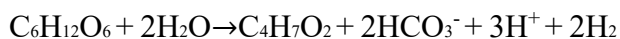
- Hidrólisis:

Esta etapa se desarrolla mediante un consorcio de bacterias anaerobias que hidrolizan la materia orgánica compleja (proteínas, carbohidratos, lípidos) hasta monómeros solubles (aminoácidos, glucosa, ácidos grasos, glicerol), los cuales son utilizados por el siguiente grupo. Esta fase es relativamente lenta y puede ser la etapa limitante de la digestión anaerobia (ej. *Clostridium*, *Staphylococcus* y *Bacteroides*).



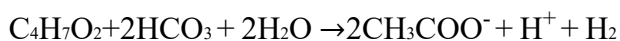
- Acidogénesis:

Es la conversión de los monómeros en ácidos orgánicos (láctico, succínico, etc.) alcoholes y cetonas (metanol, etanol, glicerol, acetona)  $CO_2$  e  $H_2$ . El acetato es el producto principal (*Clostridium*, bacterias del ácido láctico).



- Acetogénesis:

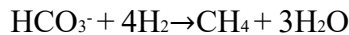
Es la etapa donde se convierten los ácidos grasos y alcoholes en acetato,  $CO_2$  e  $H_2$ , que son utilizados por las metanogénicas. Este grupo (*Syntrophobacter wolinii*, *Syntrophomonas wolfei*) requiere presiones parciales de  $H_2$  para convertir los ácidos grasos volátiles. A presiones relativamente altas la formación de acetato se reduce y aparece etanol en lugar de  $CH_4$ .



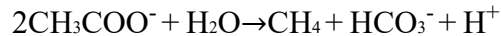
- Metanogénesis:

Las arqueobacterias metanogénicas son las más sensibles al O<sub>2</sub> de los microorganismos conocidos. No pueden utilizar productos orgánicos complejos y su metabolismo energético está dirigido hacia la producción de CH<sub>4</sub> como único producto final. Crecen lentamente, con tiempos de generación desde 3 días a 35° C hasta 50 días a 10° C. Se subdividen en dos categorías:

- ✓ Metanogénicas hidrogenotróficas (1/3 del CH<sub>4</sub>). *Methanobacterium*, *Methanospirillum*.



- ✓ Metanogénicas acetotróficas o acetoclásticas (2/3 del CH<sub>4</sub>). *Methanosarcina*, *Methanosaeta*.



- Bacterias sulfato-reductoras:

Compiten con las metanogénicas por sus sustratos, esto hace que sus características cinéticas sean más eficientes. (*Desulfovibrio*). Lo cual tiene como principal efecto una disminución en el rendimiento en CH<sub>4</sub> y producción de H<sub>2</sub>S (corrosivo y tóxico) (Martí, 2006).

### 2.3.2 Factores que afectan la anaeróbiosis

El proceso de anaeróbiosis tiene una naturaleza biológica tal que el mecanismo de depuración se ve afectado por factores que disminuyen la eficiencia del proceso en un reactor, afectando directamente los consorcios microbianos. Dada la naturaleza biológica del proceso de depuración los factores que afectan a la operación de un reactor lo hacen porque afectan a sus poblaciones microbianas.

- Oxígeno:

La mayoría de los consorcios bacterianos presentes en los digestores anaerobios son anaerobios facultativos por lo que no se ven afectados en presencia de O<sub>2</sub>. A su vez las bacterias metanogénicas anaerobias estrictas, cuya actividad es inhibida aun con cantidades mínimas de O<sub>2</sub>. No obstante, cuando se encuentran formando consorcios



con otras bacterianas se sitúan en su interior y pueden tolerar concentraciones de O<sub>2</sub> relativamente altas. (Martí, O. N. 2006)

- pH:

La gran mayoría de las bacterias tienen la capacidad de desarrollarse en un pH de 3, sin embargo el pH óptimo para su desarrollo en un intervalo de pH de 6.5 a 7.5. Las bacterias metanogénicas son especialmente sensibles al pH al ser el óptimo para ellas el más cercano a la neutralidad. En cada etapa del proceso los microorganismos presentan una actividad máxima en un intervalo de pH diferenciado: bacterias hidrolíticas entre 7.2 y 7.4; bacterias acetogénicas entre 7 y 7.2 y bacterias metanogénicas entre 6.5 y 7.5. (Morales, 2005).

- Temperatura:

Es un factor que puede afectar de manera considerable al proceso de digestión anaerobia, ya que afecta de forma directa la actividad y tiempo de generación de las bacterias. Pueden ser considerados tres intervalos de temperatura:

**Tabla 2.** Intervalos de temperatura.

Tipo	Temperatura
Psicrofílico	5° C a 20° C
Mesofílico	20° C a 40° C
Termofílico	45° C a 65° C.

Con el aumento de la temperatura incrementa considerablemente la tasa de hidrólisis, la velocidad de crecimiento bacteriano y la producción de biogás. El mantener la temperatura en un intervalo de trabajo termofílico se asegura la destrucción de patógenos. Al mantener un proceso operando en un intervalo de temperatura termofílico, existen diversas ventajas, pero a su vez se requiere un mayor control y seguimiento, debido a que el nitrógeno amoniacal contenido en el medio se comporta como un inhibidor (Guardado, 2007).

Hasta ahora, el intervalo psicrofílico ha sido poco estudiado, y en general, se plantea como poco viable debido al gran tamaño del reactor que sería utilizado. Sin embargo, presenta menores problemas de estabilidad que en los otros intervalos de operación.

El intervalo de temperatura mesofílico es el más implementado a pesar de que en la actualidad se está utilizando cada vez más el intervalo termofílico, para obtener mayor velocidad en el proceso (lo que conlleva el aumento en la degradación de materia orgánica y la producción de biogás) así como una mejor eliminación organismos patógenos de manera más eficiente. Sin embargo, el régimen termofílico suele ser el más inestable, al presentarse alguna variación en las condiciones de operación y así como problemas de inhibición del proceso por toxicidad de determinados compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal y ácidos grasos de cadena larga (Martí, 2006).

- Sustancias tóxicas:

Los procesos de digestión anaerobia pueden ser inhibidos en mayor o menor grado por sustancias tóxicas presentes en el proceso. Tales sustancias podrían ser:

Productos intermedios generados por las reacciones metabólicas de las bacterias del reactor (que pueden acumularse y exceder la capacidad tampón del reactor):  $H_2$ ,  $H_2S$ ,  $NH_3$ .

- ✓ Sustancias contenidas en la alimentación
- ✓ Sustancias que accidentalmente se adicionan o se introducen al sistema.

Los residuos ganaderos presentan en general compuestos críticos como: nitrógeno amoniacal, antibiótico y desinfectante, así como el cobre y el zinc para residuos de porcino. Se ha reportado que a concentraciones de Spyramicina de  $50 \frac{mg}{L}$  en los residuos podrían provocar una disminución en la producción de gas hasta de un 56%, mientras que otros antibióticos no han presentado actividad alguna inhibitoria. Los desinfectantes presentan una mayor actividad, provocando disminuciones en la producción hasta del 90% a bajas concentraciones.

El cobre es un inhibidor a partir de concentraciones de  $40 \frac{mg}{L}$  y el zinc lo es a partir de  $400 \frac{mg}{L}$ . Ambos son tóxicos a partir de  $70 \frac{mg}{L}$  y  $600 \frac{mg}{L}$  respectivamente. Estos metales son introducidos en las dietas de ganado porcino, aunque las concentraciones

de zinc en las deyecciones difícilmente pueden llegar a las de inhibición, para el cobre se han llegado a encontrar valores que superan los límites de inhibición en granjas de engorde. Los sistemas anaerobios tienen la capacidad de adaptarse a los cambios presentados en el proceso, lo que significa que las bacterias pueden tolerar la presencia de agentes tóxicos tras un periodo de exposición a concentraciones sub-letales de los mismos. (Flotats *et al.*, 1997).

- **Ácidos grasos volátiles:**

Un reactor puede presentar inestabilidad al presentar un incremento en la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV's) en un lapso de tiempo, lo podría indicar que la población bacteriana metanogénica debido a una sobrecarga, variaciones en el efluente o infiltración de sustancias tóxicas al proceso. La concentración de AGV's en el efluente debe mantenerse en niveles bajos, ya que el incremento de los mismos por encima de la capacidad amortiguadora del sistema tiene un efecto inhibitorio de los compuestos intermedios del proceso de digestión anaerobia. Díaz *et al.*, (2002) mencionan que la concentración debe ser menor a  $250 \frac{mg}{L}$ , sin embargo, Tchobanoglous *et al.*, (1994), consideran que para el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales concentradas, el valor máximo debe ser de  $700 \frac{mg}{L}$ .

- **Alcalinidad:**

La alcalinidad de las aguas residuales es de gran importancia ya que evita la acidificación del medio, y por tanto, mantiene el desempeño eficiente de los microorganismos en el proceso de digestión anaerobia. Las bacterias acidogénicas en un reactor anaerobio tienen un metabolismo más rápido que las metanogénicas, por lo que pueden ocasionar problemas de acidificación que se evitan al mantener el digestor en una concentración óptima de agentes alcalinos. En el caso de aguas residuales que contienen una alta fracción orgánica y son sometidas a tratamiento, puede suceder que se liberen moléculas, que al combinarse con moléculas solubles del alcalinizante empleado alteren la alcalinidad de las aguas (Terry *et al.*, 2008).

La alcalinidad, se mide en mg de  $CaCO_3/L$ , es debida principalmente a la presencia de iones bicarbonato e hidroxilo (Caicedo, 2006). Sandoval *et al.*, (2007) aseguran

que la alcalinidad puede ser tan alta como 12000-18000 mg/L, para el proceso de digestión anaerobia de aguas residuales concentradas sin ocasionar desequilibrios en el sistema.

- Carga orgánica:

Es la cantidad de materia orgánica aplicada diariamente al reactor, por unidad de biomasa presente en el mismo. La DQO es una estimación indirecta de la carga orgánica que posee el efluente y se determina a través del consumo de oxígeno, debido a la oxidación de la materia orgánica por medio de un agente oxidante fuerte (dicromato de potasio en un ambiente ácido teniendo como catalizador sulfato de plata). En condiciones controladas del reactor, la remoción de DQO puede ser relacionada con la cantidad de biogás producido, es decir, a mayor disminución de DQO se dará una mayor generación de biogás. (Caicedo, 2006; Metcalf y Eddy 2003).

Trabajos realizados recientemente con reactores anaerobios, tratando aguas residuales indican que durante el arranque del reactor, se pueden aplicar cargas orgánicas del

orden de  $0.3 \frac{Kg DQO}{Kg SSV * D}$  a 0.5 y durante el régimen permanente puede alcanzar los  $2.0 \frac{Kg DQO}{Kg SSV * D}$  (Ortiz, 2013).

- Sólidos totales:

La materia flotante, sedimentable, coloidal y en suspensión que se encuentra en el agua residual recibe el nombre de sólidos totales (ST) y éstos se dividen a su vez, en sólidos volátiles totales (SVT) y sólidos fijos totales (SFT), dentro de los cuales existe una fracción de sólidos suspendidos (SS) y sólidos disueltos (SD).

Los sólidos fijos totales, son los que comprenden los residuos remanentes después de la calcinación de la muestra y son volátiles los que se obtienen a partir de la pérdida de peso de la muestra a  $500^{\circ} C \pm 50^{\circ} C$  y en su mayoría son materia orgánica, los sólidos suspendidos son una prueba arbitraria, ya que dependen del tamaño de poro del filtro de fibra de vidrio empleado (0.45 a  $2\mu$ ), dentro de éstos se encuentran los sólidos sedimentables los cuales son expresados en mililitros por litro y sedimentan en un periodo específico de tiempo (1 hora), del mismo modo los sólidos disueltos

comprenden la porción del agua residual que pasa por el papel filtro y posee un alto contenido coloidal (Metcalf y Eddy, 2003).

- Composición del sustrato

Los nutrientes podrían ser el sustrato limitante para la síntesis y el crecimiento celular microbiano. Los principales nutrientes inorgánicos requeridos por los microorganismos son: N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na, Cl. Los nutrientes que se requieren en menores cantidades, pero de gran importancia, incluyen: Zn, Mn, Se, Co, Cu, Ni, W (Mata, 2003; Robles, 2008; Tchobanoglous *et al.*, 1994). La presencia de micronutrientes en cantidades pequeñas puede estimular el crecimiento. Sin embargo, si un determinado umbral es sobrepasado, su presencia puede comportarse como inhibidor.

La relación recomendada de DQO/N/P al arranque de un reactor anaerobio es 300/5/1, durante la operación en estado estable debe ser de 600/5/1 (Mata, 2003). La relación carbono-nitrógeno (C/N) óptima es de 20 a 35, ya que los microorganismos consumen de 15 a 30 veces más carbono que nitrógeno. Para tener datos más exactos de esta relación es necesario tener en cuenta la disponibilidad y biodegradabilidad de las fuentes de carbono y nitrógeno según el sustrato de interés. Si la relación C/N es muy alta (mayor de 35), la biodegradación se verá limitada por la carencia de nitrógeno, y si la relación es baja (menor de 5) el nitrógeno excedente es liberado bajo la forma de amoníaco. El ion amonio es benéfico a bajas concentraciones, debido a que es un nutriente necesario en los procesos anaerobios; en altas concentraciones es un inhibidor de la metanogénesis. De manera general, se puede afirmar que la presencia de iones amonio, indica una buena degradación de la materia orgánica nitrogenada (Caicedo, 2006; Tchobanoglous *et al.*, 1994).

El nitrógeno amoniacal en concentraciones de  $600 \frac{mg}{L}$  a  $900 \frac{mg}{L}$ , contribuye a la alcalinidad y por tanto a la estabilidad del proceso, por encima de  $1500 \frac{mg}{L}$ , lo inhibe a altos valores de pH. A una alta relación C/N los microorganismos metanogénicos consumen rápidamente el nitrógeno y disminuyen la velocidad de producción de

biogás. A una baja relación C/N causa una acumulación de amoníaco y el pH excede de 8.5, el cual es tóxico para las bacterias metanogénicas.

- Relación C/P:

La relación óptima para la digestión anaerobia se encuentra entre 100 y 150. El fósforo es utilizado por los microorganismos en forma de ion fosfato, principalmente; sin embargo, esta utilización no resulta fácil, ya que el fósforo es comúnmente un factor limitante para el desarrollo de los microorganismos debido a la baja solubilidad de varios fosfatos inorgánicos.

Los microorganismos requieren de azufre en forma reducida (sulfuros) para la biosíntesis del material celular; es por ello que la formación de sulfuros es indispensables para los microorganismos metanogénicos como fuente de azufre aunque también puede ser un inhibidor a concentraciones mayores a  $200 \frac{mg}{L}$ . Los sulfuros tienden a precipitar metales (Cu, Zn, Hg), lo que resulta benéfico cuando éstos se encuentran en concentraciones inhibitorias, pero resulta negativo cuando los metales son indispensables para el metabolismo microbiano (Robles, 2008).

La adaptabilidad de las poblaciones bacterianas juega un papel importante en el momento de establecer concentraciones críticas, así como el efecto sinérgico o antagónico que la presencia de una sustancia puede tener sobre la actividad tóxica de otra.

La naturaleza y la composición del sustrato condicionan la composición cualitativa de la población bacteriana de cada etapa, de manera que se establece un equilibrio fácilmente alterable cuando algún tóxico no permite el desarrollo de alguna de las poblaciones.

En las fases de hidrólisis-acidogénesis los microorganismos involucrados suelen ser facultativos, para la metanogénesis los microorganismos son estrictos, y con tasas máximas de crecimiento del orden de 5 veces menores a las acidogénicas. Esto significa que si las bacterias metanogénicas tienen algún problema para reproducirse y consumir los ácidos, estos se acumularán, empeorando las condiciones para las bacterias metanogénicas, responsables de la producción de metano.

## 2.4 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (UASB)

Un reactor anaerobio de flujo ascendente es un recipiente construido con la finalidad de introducir un flujo por la parte inferior del reactor y sea distribuido en toda el área disponible de la base inferior del reactor, forzando a que el agua alimentada tenga un contacto con el lodo y ascienda lentamente.

El efluente es forzado a pasar de manera ascendente por los lodos, con el objetivo de generar el contacto necesario con los microorganismos, generando una alta remoción de materia orgánica contenida en el influente.

A medida que el proceso avanza, la cantidad de lodos acumulados es cada vez menor, obteniendo un efluente más puro a medida que se avanza en el mismo como se observa en la Figura 1.

Un gran porcentaje de los sólidos sedimentables son removidos en la cámara de sedimentación situada por debajo del punto de salida del efluente, los cuales representan el 50% del volumen total. Este tipo de reactores de flujo ascendente proporcionan una eliminación adicional y digestión de la materia orgánica: la DBO puede reducirse hasta un 90%. Los parámetros críticos de diseño incluyen un tiempo de retención hidráulico entre 48 y 96 horas, velocidad de flujo ascendente de las aguas residuales de menos de  $0.6 \frac{m}{h}$  y finalmente una sección de deflectores para evitar que partículas sólidas salgan del reactor.

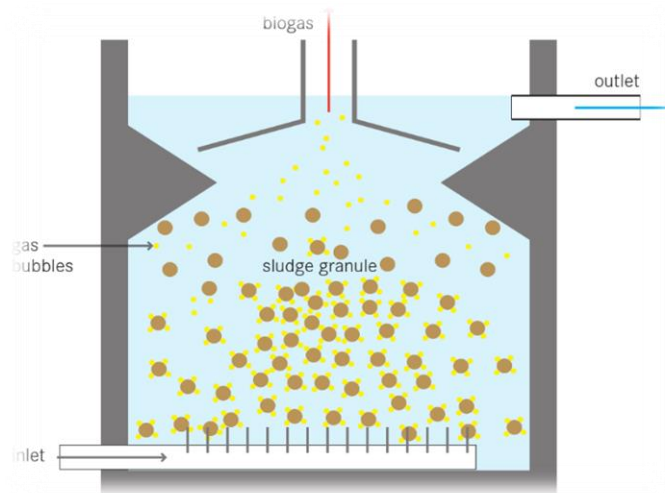


Figura 1. Reactor anaerobio UASB.

En los reactores anaerobios UASB, la biomasa puede crecer adherida a un medio de soporte de alta porosidad o suspendida (Jiménez *et al.*, 2005).

Es importante desarrollar una modelación matemática de este tipo de reactores sea ampliamente explicada (Orozco y Salazar, 1895), ya que es posible deducir que el reactor es teóricamente más eficiente que un reactor completamente mezclado (Orozco, 2003).

#### **2.4.1 Arranque y operación del reactor UASB**

- **Selección del inóculo:**

La selección del inóculo constituye uno de los primeros pasos para realizar un tratamiento biológico del agua residual, y de ello depende mantener las condiciones de estabilidad operacional del reactor. Las características intrínsecas del inóculo, como la presencia de un consorcio bacteriano balanceado, que le permita su adaptación al medio sin mayores cambios, son de vital importancia para llegar a la formación de los gránulos activos y estables, además de lograr la consecuente disminución de la carga orgánica contaminante.

El hecho de seleccionar un lodo proveniente de fuentes naturales como inóculo, además de evitar problemas de costo, exige conocer la composición del mismo para detectar y eliminar aquellos elementos que puedan afectar el proceso de tratamiento y por otro lado, aprovechar las ventajas que nos brinde el consorcio que posea. (Terry *et al.*, 2008).

Pacheco (2003), Pérez *et al.*, (2009) y Rodríguez, (2002), mencionan que la cantidad de inóculo es un factor que influye en el tiempo de arranque y tipo de gránulo formado; indican que se debe garantizar una concentración mínima de entre  $10 \frac{Kg\ SSV}{m^3}$  a  $15 \frac{Kg\ SSV}{m^3}$  en el inóculo.

Es necesario utilizar inóculos obtenidos a partir de ambientes anaerobios, es por ello son utilizado inóculos de origen natural, como el rumen de diferentes animales y lodos anaerobios de lagunas. También se emplea el lodo de digestores rurales u otros digestores (Fajardo *et al.*, 1997). Domínguez *et al.*, (2006) plantearon que las excretas vacunas y porcinas juegan un papel fundamental en el proceso de metanogénesis de la digestión



anaerobia, por lo que pueden ser usados como inóculos, debido a que las mismas están enriquecidas con muchas bacterias que posee el animal.

Se han utilizado como inóculos excretas porcina y vacuna, con el fin de estudiar posibles vías de incrementar la eficacia del proceso de arranque de la digestión anaerobia del agua residual objeto de análisis (Domínguez *et al.*, 2006, Terry *et al.*, 2004).

- Arranque:

El arranque de reactores anaerobios, está caracterizado por una baja actividad biológica, relacionada con el crecimiento de las bacterias acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas como biomasa dispersa y adherida. Tradicionalmente el arranque es la etapa considerada más inestable y crítica en el proceso anaerobio, por lo que debe iniciarse con tiempos de retención hidráulicos elevados, para asegurar una buena asimilación del sustrato por parte de las bacterias y mantener una carga orgánica inicial baja, la cual puede ir aumentando a medida que el reactor se estabiliza (Hulshoff, 1987).

Por lo cual es conveniente la inoculación. Esta es una de las principales desventajas del proceso. Sin embargo, una vez que el sistema ha sido arrancado y se opera adecuadamente es posible considerar que el problema se resuelve en definitiva en términos generales, es necesario que el volumen del lodo de inóculo sea lo más grande posible en relación con el volumen del reactor y que tenga suficiente actividad y adaptación a las propiedades específicas del agua residual. No hay reglas claras para estimar el volumen conveniente para inocular reactores anaerobios.

Un intervalo entre el 10% y 30% del volumen del reactor puede considerarse aceptable; en general, mientras más inóculo se utilice, mayor será la carga orgánica de arranque.

Pero la consideración anterior dependerá sobre todo de la actividad del lodo anaerobio, entendida como la capacidad del lodo anaerobio de degradar la materia orgánica a metano por unidad de masa de lodo.

- Estabilización:

Un criterio para definir si es aumentado el flujo másico al reactor  $\frac{Kg\ DQO}{D}$  es la capacidad de generar alcalinidad, ya que un problema muy común durante la etapa de arranque es la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV's), lo cual puede llevar a una total acidificación si no se procede con cuidado. Los AGV's son productos intermediarios del proceso de digestión anaerobia y su concentración en el efluente puede ayudar a determinar la extensión de dicha digestión. Si durante las primeras semanas de arranque, la concentración de AGV's en el efluente es mayor a la del influente, indica que la fermentación se efectúa a una tasa mayor que la metanogénesis y el desarrollo bacteriano procede adecuadamente. Sin embargo, después de que se acumule bastante lodo deberá registrarse una disminución de la concentración de AGV's, hasta llegar a ser ésta menor a la del influente. Esto último es consecuencia de la realización completa de la digestión anaerobia hasta el paso de la metanogénesis.

Tal y como establece Jenkins *et al.*, (1983), el seguimiento de la evolución de la operación del reactor se debe efectuar por medio de la relación de alcalinidades  $\alpha$ , definida como:

$$\alpha = \frac{\text{alcalinidad a pH 5.75}}{\text{alcalinidad a pH 4.3}}$$

López *et al.* (2006), propone simplemente determinar la alcalinidad titulando hasta un valor de pH de 5.75 aparte del valor 4.3, ya que en este valor se mide la capacidad amortiguadora de los bicarbonatos del sistema respecto a la disociación de todos los ácidos débiles involucrados, precisamente los AGV's. Cuanto más cercano a la unidad es el valor de  $\alpha$ , el sistema es más estable y se puede proceder al incremento de carga.

- **Monitoreo:**

Durante el arranque y operación de los reactores anaerobios se recomienda el seguimiento de algunos parámetros fisicoquímicos y el uso de algunas herramientas que permitan evaluar su desempeño. El monitoreo de los sistemas anaerobios puede agruparse en tres tipos (Chernicharo, 2007):

- ✓ Monitoreo de la eficiencia: busca establecer el comportamiento de la unidad y su desempeño frente a las especificaciones de diseño. Medición de parámetros como

sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y organismos patógenos.

- ✓ Monitoreo de la estabilidad: tiene como objetivo evaluar la prevalencia de la fermentación acidogénica sobre la metanogénica que puede ocasionar la acidificación del sistema. Medición de pH, ácidos grasos volátiles, alcalinidad (total, bicarbonática y debida a AGV), composición del biogás (incremento del CO<sub>2</sub>).
- ✓ Monitoreo de la cantidad y calidad del lodo: las características cuantitativas del lodo pueden evaluarse con la medición de sólidos totales y sólidos volátiles totales y los aspectos cualitativos con herramientas como la actividad metanogénica específica, ensayos de sedimentación y perfil de lodos.

#### 2.4.2 Factores desestabilizantes

- Sobre carga orgánica:

En los efluentes industriales es común que existan sobrecargas de materia orgánica que provocan una desestabilización e inhibición de los microorganismos, lo que induce a un incremento en la concentración de ácidos grasos volátiles dentro del reactor, provocando una acidificación del medio y una inhibición de las bacterias metanogénicas, llevando al colapso del sistema.

- Operación intermitente:

Se debe tener cuidado cuando un reactor anaerobio opera con alimentación intermitente para no exceder el espacio de tiempo entre cada carga, ya que comienza un proceso de desintegración de los gránulos. Carozzi (1993) asegura que se pueden dar espacios de tiempo entre una y otra alimentación hasta de 60 horas, sin que haya alguna disminución de la remoción de materia orgánica ni en la producción de biogás.

- Temperatura:

Este factor determina las especies existentes así como la remoción de materia orgánica y por lo tanto la producción de biogás, el impacto de cambio de temperatura depende del tiempo de exposición y la rapidez con la que se de este proceso, ya que si el cambio

térmico es súbito, provoca una serie de efectos adversos dentro del reactor (Lettinga *et al.*, 1990). Si disminuye la temperatura 10° C debajo de los 35° C, el incremento y desarrollo de las bacterias metanogénicas disminuye a la mitad, mientras que las bacterias acidificantes se ven afectadas en menor medida por este cambio, lo que traerá como consecuencia la disminución del pH por el aumento de la concentración de ácidos grasos volátiles (Caicedo, 2006).

Un incremento en la temperatura tiene dos efectos opuestos sobre los microorganismos ya que a medida que se da éste, las reacciones químicas y enzimáticas se aceleran conjuntamente con el crecimiento bacteriano.

Sin embargo, por encima de cierta temperatura algunas proteínas particulares pueden sufrir daños irreversibles y llevar a la completa disminución de la actividad bacteriana, de igual manera influye el tiempo en el que la temperatura es aumentada ya que si éste es muy corto (1° C en un minuto) concluye con un choque térmico, independientemente de la resistencia a la temperatura que presentan las bacterias (Madigan *et al.*, 2003).

Se puede decir que, de forma general, a altas temperaturas las tasas de reacciones químicas y biológicas tienen mayor cinética que a baja temperatura. Esta velocidad de reacción depende, de la velocidad de crecimiento de los microorganismos responsables y esta, a su vez, de la temperatura (Van Lier, 1995).

El proceso de producción de biogás puede ser llevado a cabo en un intervalo de temperaturas que abarca desde los 0° C a los 70° C (algunos autores citan que puede llegar hasta los 97° C). Sin embargo, al ser distintas las bacterias que intervienen en cada proceso, se debe tener en cuenta las temperaturas óptimas de supervivencia de dichas bacterias.

En general, por debajo de los 17° C en el interior del reactor, el proceso fermentativo se ralentiza, por lo que la producción de biogás resulta extremadamente lenta, lo que repercute en reactores de mayor tamaño. Por debajo de 5° C se puede decir que la cinética del proceso se detiene casi por completo.

En general, el balance de temperatura se cumple mejor en el intervalo mesofílico. Por otro lado, en el intervalo de temperaturas termofílicas, los gérmenes patógenos se desactivan (si el tiempo de retención es superior a 23 horas), lo cual puede ser de gran importancia en función de a dónde se destine el efluente.

El mantenimiento de la temperatura es un parámetro fundamental: variaciones de  $\pm 2^\circ \text{C}$  pueden producir una disminución en la producción de biogás que puede llegar al 20%.

La solubilidad de los gases presentes ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$ ) desciende conforme aumenta la temperatura. De esta forma, se favorece la transferencia de líquido-gas, lo que disminuye los gases del medio acuoso, lo cual favorece el proceso.

Como posible desventaja se encuentra la disminución de la solubilidad del  $\text{CO}_2$ , lo cual se traduce en un aumento del pH en reactores operando en condiciones termofílicas, lo que puede ser un efecto negativo si existieran altas concentraciones de amonio. Así mismo, las sales aumentan su solubilidad al aumentar la temperatura (al ser las sales orgánicas las más solubles). En el caso de compuestos tóxicos esto podría explicar la inhibición que producen algunas sustancias en el intervalo de temperaturas termofílico.

La viscosidad de los líquidos y semisólidos también aumenta con la temperatura, lo que resulta en una mejor sedimentación de los sólidos.

## **2.5 CONSORCIOS BACTERIANOS EN LODOS ANAEROBIOS**

Las bacterias anaerobias poseen la facultad de agruparse en gránulos, generando una estructura compacta y porosa como medio de protección contra agentes tóxicos (Sponza 2001). Durante la etapa de arranque y estabilización de un reactor anaerobios para el tratamiento de aguas es de suma importancia que el inóculo contenido en el reactor así como la acumulación es ampliamente relacionada con la formación de gránulos. Esto son microambientes en los cuales cohabitan diversas especies de bacterias anaerobias de diversos morfo tipos (Ejemplo: Cocos y Bastones), los cuales realizan la digestión anaerobia de la materia orgánica. Los gránulos formados tienen un tamaño aproximado de 1 a 3 mm de diámetro (Metcalf, 2003), la forma de estos gránulos es semiesférica constituida por tres

capas, en la primer capa localizada en el centro del gránulo se encuentran las bacterias metanogénicas, al ser su principal rol el crear un ambiente anaerobio, en la capa intermedia se localizan las bacterias acetogénicas y finalmente en la capa superficial las bacterias acidogénicas las cuales son bacterias facultativas, en los espacios localizados entre cada una de las etapas son ocupados principalmente por sustancias poliméricas extracelulares (EPS), estas sustancias ayudan a mantener la unión entre las bacterias. De manera conjunta estas bacterias deben formar gránulos que posean una alta actividad biológica así como una elevada velocidad de sedimentación (Metcalf, 2003).

### 2.5.1 Bacterias anaerobias en consorcios anaerobios

Existe una relación simbiótica equilibrada entre las distintas bacterias existentes en los procesos anaerobios logrando una estabilidad dichos procesos. Tal estabilidad puede ser alterada en presencia de microorganismos competitivos o por fallas operacionales de los proceso como lo pueden ser: toxicidad, sobrecarga de materia orgánica, deficiencia de nutrientes, etc. (Castro, 2011).

Se han desarrollado estudios para poder determinar los diversos tipos de bacterias implementando la Técnica del Numero más Probable (NMP) descrita en el Standard Methods mostrado en la Tabla 3 (Castro, 2011).

**Tabla 3.** Recuento de los grupos tróficos presentes en el LEC, (Castro, 2011).

GRUPOS METABÓLICOS	NMP/g SSV
Bacterias Anaerobias Estrictas (BAS)	$3.5 \times 10^9$
Bacterias Fermentadoras de Glucosa (BFG)	$8.11 \times 10^{11}$
Bacterias Fermentadoras de Lactato (BFL)	$1.7 \times 10^9$
Bacterias Sulfato Reductoras del Acetato (BSRA)	$1.8 \times 10^6$
Bacterias Metanogénicas del Acetato (BMA)	$1.3 \times 10^9$
Bacterias Metanogénicas Hidrogenofílicas (BMH)	$2.5 \times 10^7$
Bacterias Metanogénicas del Metanol (BMM)	$2 \times 10^4$

- Lodos flocúentos:

Provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales que generalmente estos materiales presentan características típicas de lodos floculentos (baja sedimentación y actividad metanogénica).

- Lodos gránulares:

Son densas capas de microorganismos que presentan un metabolismo sintrófico, en el que ninguna de las especies presentes puede degradar los residuos orgánicos complejos en forma individual (Liu Yu, 2003). El contenido de biomasa presente en estos gránulos y sus características físicas y microbiológicas les permite tolerar elevadas cargas orgánicas durante el tratamiento de aguas residuales. Estos agregados presentan altas velocidades de sedimentación y su actividad metanogénica específica aumenta a medida que aumenta el diámetro del gránulo (0.27 a 3.03 mm y actividad de 0.1 a 0.5 g DQO-CH<sub>4</sub>/g SSV-d) (Bhunja, P. 2007).

## 2.6 INÓCULO

### 2.6.1 Generalidades

Las características de cada inóculo son muy particulares estas están principalmente definidas por el tipo de proceso y el agua residual. Los inóculos están en función de dos factores limitantes principales como lo son la cantidad y la calidad, esto para el arranque de reactores anaerobios. Se han implementado una gran variedad de inóculos en diversos procesos de tratamiento de aguas residuales los sustratos principales son: estiércol de vaca y/o cerdo, así como lodos generados en la industria azucarera, cervecera y papelera principalmente.

Deben tener buena composición microbiana, así como la capacidad de adaptarse a diversos medios a tratar los cuales presentarán modificaciones de las colonias microbianas en función a los sustratos a emplear.

Durante la etapa de arranque y estabilización del proceso de tratamiento de agua residual la biomasa contenida en el reactor aumentara debido al consumo de materia orgánica

debido a esto se conformaran gránulos de hasta 3 mm de diámetro. Estos gránulos se caracterizan de forma particular en los sistemas anaerobios de flujo ascendente en comparación con otros tipos de procesos.

El tiempo de arranque de un reactor anaerobio será menor si el inóculo presenta una actividad metanogénica específica alta, esta es un indicador de calidad, eficiencia y estabilidad del proceso anaerobio. A su vez permite determinar y evaluar la biodegradabilidad de sustancias y efectos de compuestos potencialmente inhibidores (Field, 1987).

Cabe mencionar que los lodos granulares son más eficientes que los floculentos debido a que presentan mejores características de sedimentación, mayor actividad metanogénica específica y una mayor relación SV/ST. La cantidad de inóculo empleado para el arranque de un reactor anaerobio tiene un efecto importante sobre el periodo de arranque y el tipo de gránulo formado. Una baja cantidad de inóculo retarda el arranque del reactor y un exceso puede ocasionar la expansión del lecho y lavado del lodo. Las cantidades recomendadas varían entre 10 y 20 kg de sólidos sedimentables volátiles (SSV)/ m<sup>3</sup> (Zeeuw, 1984).

Una de las estrategias usadas para mejorar la calidad de los inóculos disponibles es la combinación con lodos de mejores características (el inóculo con lodo de tipo floculento y/o de tipo granular).



# CAPÍTULO III

# METODOLOGÍA

### **3.1 DISEÑO DEL REACTOR ANAEROBIO UASB**

El reactor se construyó a partir de un tanque prefabricado de forma rectangular de, con un volumen total de 121 L, una altura de 39 cm, largo de 69 cm y ancho de 58 cm, se le instalaron 3 válvulas de PVC de 1 pulgada de diámetro para los puntos de muestreo de lodos, zona de reacción y salida, así como también otra válvula de PVC de ½ de pulgada para la alimentación de agua al reactor (véase Figura 2 y Figura 4), tal válvula fue conectada en el interior del reactor a un difusor en forma de U a lo largo del tanque con perforaciones de 0.5 cm de diámetro a lo largo del mismo.

Se construyó un sistema de deflectores, tal sistema está constituido de tres niveles colocados horizontalmente, dispuestos a lo largo del reactor con la finalidad de retener los sólidos contenidos en el interior del tanque y evitar su fuga. Para Este sistema de deflectores se instaló un marco de aluminio de ángulo de ½ pulgada, con las siguientes dimensiones: 65 cm de largo, 42 cm de ancho y 5 cm de altura; dentro de este marco se colocaron tres niveles de deflectores de ½ pulgada (véase Figura 3).

La tapa del reactor fue acondicionada con un empaque hermético para evitar la fuga del gas generado en su interior, la tapa fue sellada a presión mediante tornillos colocados alrededor de todo el reactor y en la parte superior se instaló una válvula de ½ pulgada para la salida del gas. Esta válvula se conectaba a un bidón de 20 litros lleno de agua el cual permitió medir el volumen de gas generado mediante el desplazamiento de agua a otro bidón conectado en serie para captar el líquido desplazado.

Se instaló un sistema de calentamiento con la finalidad de mantener la temperatura constante, este sistema está constituido por 3 resistencias eléctricas situadas a 6 cm de la base del tanque y un termopar colocado en el centro del tanque a una altura de 12 cm (véase Figura 5).

Finalizada la construcción del tanque se realizaron pruebas de hermeticidad para verificar que no hubiera fugas de agua en las válvulas y en la tapa. Para poder hacer la inoculación del reactor y comenzar a operar alimentando el agua.

Tabla 4. Datos técnicos del reactor UASB.

Datos técnicos del reactor	
Altura (cm)	30.5
Ancho (cm)	45
Largo (cm)	69.15
Volumen útil (L)	93.28
Volumen del agua (L)	75.28
Volumen del lodo (L)	18

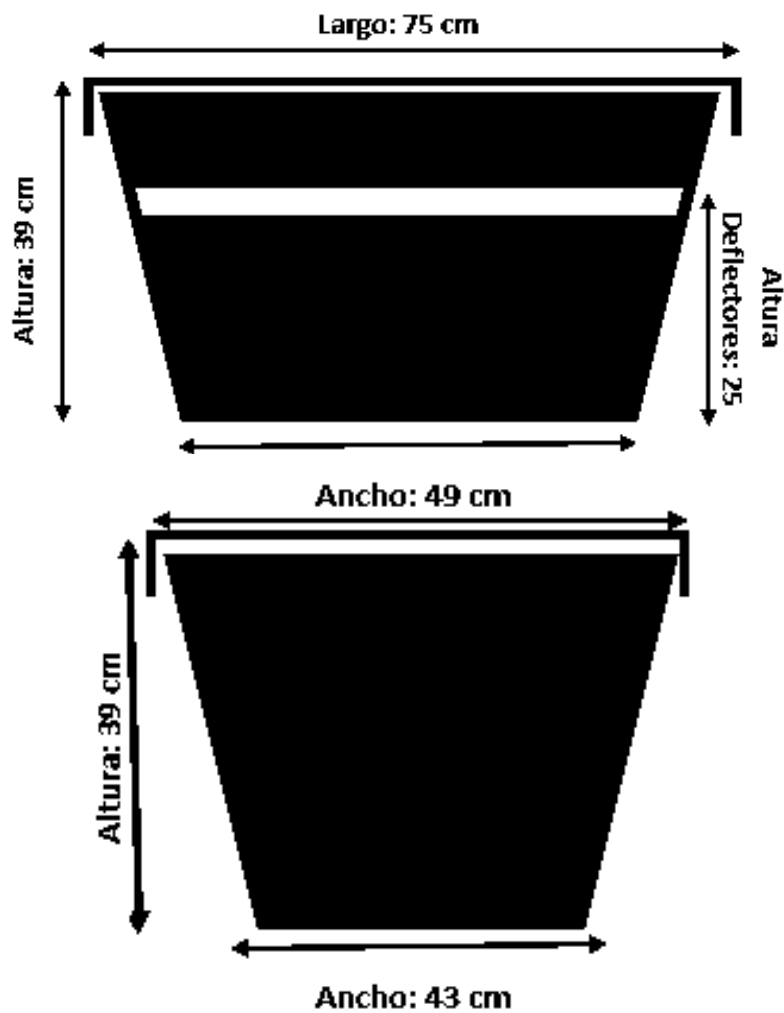


Figura 2. Dimensiones del reactor.

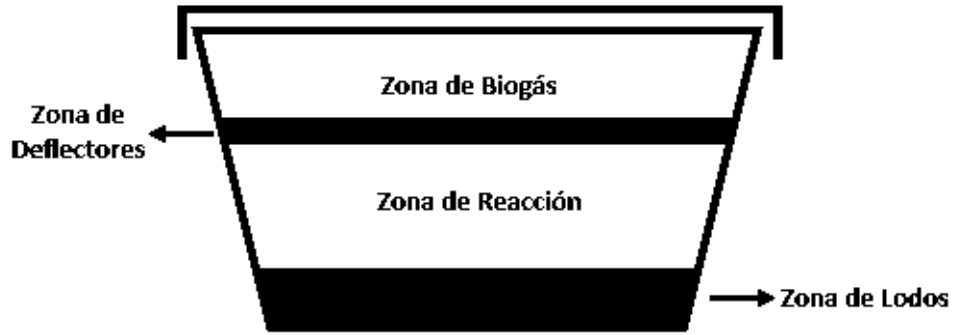


Figura 3. Secciones del reactor UASB.

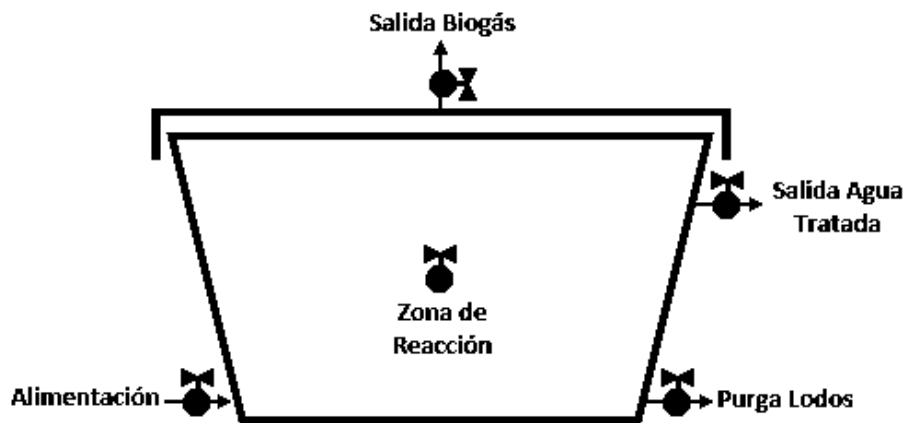


Figura 4. Ubicación de válvulas de muestreo del reactor UASB.

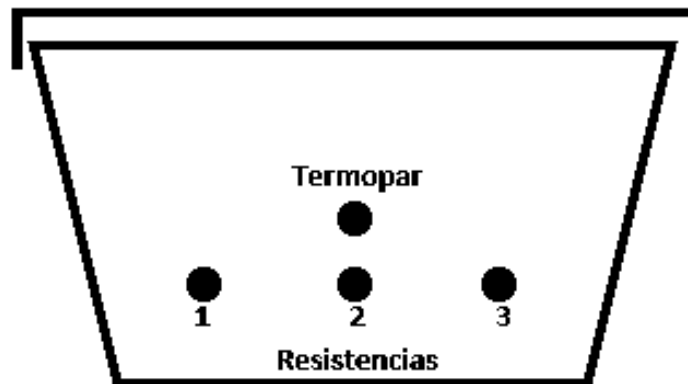


Figura 5. Ubicación de resistencias de muestreo del reactor UASB.

### 3.2 OBTENCIÓN DEL INÓCULO

El inóculo utilizado se tenía preparado previamente meses antes por un estudiante de Residencias Profesionales.

El procedimiento para obtener este inóculo fue a partir de excremento de cerdo obtenido en el Rastro de Morelia mediante la siguiente metodología:

- Se preparó una mezcla de proporciones 3:1 de agua y estiércol de cerdo y mezclar hasta que esté completamente homogéneo.
- La mezcla fue vertida en un recipiente hermético acondicionado para adicionar la mezcla y para la captación del gas generado.
- Posteriormente cada semana se adiciono una mezcla en las mismas proporciones.
- Se tomó una muestra cada 3 días del punto de purga del reactor para realizar la caracterización fisicoquímica, evaluando los parámetros presentados en la Tabla 4 y Tabla 5.
- Fue considerado como inculo adaptado cuando los parámetros se mantuvieron constantes.

### 3.3 ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO

#### 3.3.1 Inoculación del reactor

Se utilizaron 18 L de lodo y fueron depositados en el reactor UASB y posteriormente se alimentaban 8 L mediante una bomba de pulsos agua proveniente del rastro, las alimentaciones se realizaron los días lunes y viernes de cada semana, hasta completar el nivel máximo del reactor. De manera paralela se realizaron los análisis fisicoquímicos y microbiológicos correspondientes.

#### 3.3.1 Pretratamiento y alimentación de agua residual de rastro al reactor

Para poder realizar la alimentación de agua a tratar al reactor previamente el agua a utilizar fue filtrada ya que contenía sólidos, dificultando el bombeo de la misma al interior del reactor. Para la alimentación del agua residual al reactor se realizó mediante una bomba de pulsos.

### 3.3.2 Operación y control del reactor

La alimentación del agua se realizó los días lunes y viernes de cada semana, con un volumen de 25 L durante un periodo de tiempo de 6 horas, con la finalidad de emular un día de operación en el Rastro Municipal de Morelia.

Se deberán monitorear, los parámetros de control del reactor descritos en las Tabla 5 y Tabla 6, para los lodos, y los efluentes de cada una de las válvulas de muestreo y solo los parámetros fisicoquímicos para el influente al reactor.

### 3.4 EVALUACIÓN DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS PARA EL REACTOR ANAEROBIO UASB

En las Tablas 5, 6, y 8, se enlistan los análisis fisicoquímicos que se realizaron para monitorear el comportamiento del reactor. Se monitorearon los puntos de: Purga de Lodos, Zona de Reacción, Salida y la Alimentación al Reactor.

**Tabla 5.** Análisis fisicoquímicos para lodo de reactor UASB.

	Parámetro	Norma o Método
Lodos	Determinación de pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
	Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000
	Determinación de acides y alcalinidad en aguas	NMX-AA-036-SCFI-2001
	Relación $\alpha$	---
	Microscopio	---
	Microbiológico	---

**Tabla 6.** Análisis fisicoquímicos para agua de alimentación del reactor UASB.

	Parámetro	Norma o Método
Alimentación	Determinación de pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
	Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000
	Determinación de acides y alcalinidad en aguas	NMX-AA-036-SCFI-2001
	Relación $\alpha$	
	Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	Método 8000 HACH
	Determinación de nitrógeno total kjeldhal en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	Método 8075 HACH
	Determinación de fosforo total	Método 10127 HACH

Tabla 7. Análisis fisicoquímicos para agua de: entrada, zona de reacción y salida del reactor.

	Parámetro	Norma o Método
Zona de Reacción y Salida	Determinación de pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
	Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000
	Determinación de acides y alcalinidad en aguas	NMX-AA-036-SCFI-2001
	Relación $\alpha$	
	Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	Método 8000 HACH
	Determinación de ácidos grasos volátiles	Método 8196 HACH
	Determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	NMX-AA-004-SCFI-2000
	Determinación de temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000

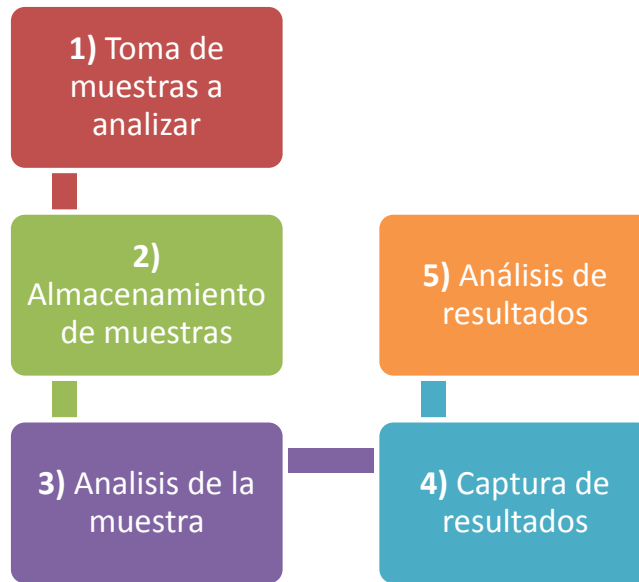


Figura 6. Metodología para la inoculación del reactor UASB.

### 3.5 EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REMOCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN FUNCIÓN DEL TAMAÑO DE GRÁNULO

Se propuso un modelo matemático que permitió conocer el comportamiento de los gránulos de lodo anaerobio durante la degradación de materia orgánica, así como la consideración de diversas variables que estén involucradas en el sistema.

Semanalmente se realizaron mediciones del tamaño de gránulo de lodo, colectando una muestra del lodo para determinar el tamaño de los gránulos de lodo en función del tiempo

y correlacionar entre las diversas variables críticas de control del reactor durante la operación y determinar los efectos de tales variables sobre el tamaño de gránulo así como la relación entre la capacidad de remoción de materia orgánica en función del tamaño del gránulo. Tales mediciones fueron realizadas en un equipo marca Horiba modelo Capa-300, el cual tiene un intervalo de detección de  $0.1 \mu\text{m}$  a  $300 \mu\text{m}$ . Para poder utilizar este equipo para la determinación del tamaño de gránulo fue necesario determinar la densidad real del lodo, ya que es un parámetro que el equipo requiere para poder hacer las mediciones del tamaño de la partícula. A continuación se muestra una imagen del equipo.



**Figura 7.** Equipo analizador de tamaño de partícula automático centrífugo Horiba Capa-300.

### **3.6 EVALUACIÓN MICROBIOLÓGICA DEL LODO ANAEROBIO DEL REACTOR UASB**

La evaluación microbiológica del lodo anaerobio contenido en el reactor, consistió en detectar los tipos de poblaciones bacterianas presentes en tales como: Hidrolíticas, Fermentativas y Acidogénicas, así como las variaciones de tales poblaciones con respecto al tiempo.

Las pruebas consistieron en la preparación de medio de cultivos selectivos, los cuales fueron inoculados con una pequeña alícuota de lodo, lo cual permitió determinar que grupos de bacterias estaban presentes y las variaciones que existen en tales poblaciones con respecto al tiempo de operación del reactor.



En la Tabla 8 se muestran los medios empleados para tales determinaciones, así como el grupo bacteriano que se aisló en cada uno de estos medios.

**Tabla 8.** Medios, sustratos y grupos bacterianos a evaluar.

Medio	Enriquecido	Grupo Bacteriano	Tipo de Bacteria
Plate count	Proteína de carne	Hidrolíticos	Proteolíticas
Tributirina	-----	Hidrolíticos	Lipolíticas
Mineral	Almidón	Hidrolíticos	Celulolíticas
	Carboximetilcelulosa	Hidrolíticos	Amilolíticas
OF basal	Glucosa o sacarosa	Fermentativos	Glucolíticas
TSIA	Glucosa-sacarosa	Acidogénicas	Acidogénicas

La metodología para el aislamiento y evaluación de las distintas muestras de lodo fue la siguiente:

- A) Tomar una muestra de lodo de 10 mL y almacenar a 4° C.
- B) Preparación de medios
- C) Esterilización de medios y material a 121° C y 15 psi durante 15 minutos.
  - Agua destilada.
  - Puntas de micro pipeta para 1 mL y 0.1 mL.
  - Medios de cultivo.
  - Matraces de Aforo.
  - Probetas.
  - Vasos de precipitados y/o frascos pequeños.
- D) Preparar diluciones de lodo:
  - Dilución 1:10.
  - Dilución 1:100.
  - Dilución 1:1000.

Utilizar agua destilada y un matraz de aforo para realizar cada dilución.

- E) Dejar enfriar material y agua a temperatura ambiente y los medios hasta 55° C.
- F) Previamente se deberá limpiar todo el material que se utilizara e introducirlo en la campana de flujo laminar durante 20 minutos con luz UV encendida, al finalizar el periodo de desinfección encender el flujo de aire y apagar la luz UV.

- G) Se acomodaran las cajas en la superficie de trabaja y se verter de 9-10 mL aproximadamente de cada medio y se dejaran inmóviles hasta solidificar.
- H) Identificar el tipo de medio de cada caja.
- I) Colocar algunas cajas de cada medio en la incubadora a 37° C durante 24 horas como prueba de esterilidad de las mismas.
- J) Iniciar con la inoculación, tomando 0.05 mL de muestra de cada una de las diluciones preparadas y colocar en la caja con el medio a utilizar.
- K) Colocar parafilm alrededor de las cajas para evitar contaminación.
- L) Colocar en incubadora a 37° C durante a las 24 y 48 horas observar si existe la presencia de microorganismos.
- M) Para desechar las cajas se deberán colocar en una bolsa de plástico y se esterilizaran a 121° C y 15 psi durante 15 minutos.

A continuación se muestran los medios selectivos y los componentes de cada medio empleado:

**Tabla 9.** Medio plate count.

<b>Medio Plate count</b>	<b>Concentración del Medio:</b>
Triptona	2.5 g/Litro
Dextrosa	0.5 g/Litro
Extracto de levadura	2.0 g/Litro
Agar bacteriológico	15.0 G/Litro
pH final	7.0 ± 0.2

**Tabla 10.** Medio tributirina.

<b>Medio tributirina</b>	<b>Concentración del medio:</b>
Extracto de Levadura	3.0 g/Litro
Peptona	5.0 g/Litro
Triburitina	1.0 g/Litro
Agar	15.0 G/Litro
pH final	7.5 ± 0.2

Tabla 11. Medio mineral.

Medio mineral	Concentración del medio
Sulfato de amonio	3.2 g/Litro
Almidon/Carboximetilcelulosa	1% p/v
Fosfato de potasio monobásico	1.2 g/Litro
Sulfato de magnesio heptahidratado	0.5 g/Litro
Cloruro de calcio	0.2 g/Litro
Cloruro de sodio	0.2 g/Litro
Agar bacteriológico	15.0 g/Litro

Al medio deberá ser adicionado almidón o carboximetilcelulosa respectivamente para promover el desarrollo de las colonias de manera específica.

Tabla 12. Medio OF basal.

Medio OF Basal	Concentración del Medio
Tripteína	2.0 g/Litro
Cloruro de sodio	4.0 g/Litro
Fosfato dipotásico	0.3 g/Litro
Azul de bromotimol	0.03 g/Litro
Carbohidrato	1.5 g/Litro
Agar bacteriológico	17.0 g/Litro
pH final	7.1 ± 0.2

Tabla 13. Medio TSIA.

Medio TSIA	Concentración del Medio
Caseína	5.0 g/Litro
Cloruro sódico	5.0 g/Litro
Lactosa	1.0 g/Litro
Sacarosa	1.0 g/Litro
Glucosa	1.0 g/Litro
Sulfato ferroso de amonio	0.2 g/Litro
Tiosulfato sódico	0.2 g/Litro
Rojo fenol	0.025 g/Litro
Agar bacteriológico	17.0 g/Litro
Ph	7.3 ± 0.2



Figura 8. Metodología para análisis microbiológicos.

# CAPÍTULO IV

# RESULTADOS

#### **4.1 UBICACIÓN DEL REACTOR**

El reactor está instalado en el laboratorio de Ingeniería Ambiental del Posgrado de Ingeniería Química en la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

#### **4.2 CONSTRUCCIÓN DEL REACTOR UASB**

El reactor fue construido con una caja comercial de plástico con las medidas que se especifican en la Figura 2, fueran instalas cuatro válvulas de plástico de las cuales tres de ellas son de  $\frac{3}{4}$  de pulgada para los puntos de: Salida, Reacción y Purga de Lodos; y una válvula de  $\frac{1}{2}$  pulgada para la alimentación, como se muestra en la Figura 9.



**Figura 9.** Vista frontal del reactor UASB.

En la parte interna del reactor fueron colocadas en la parte inferior del reactor una serie de resistencias eléctricas y un sensor de temperatura situado en el punto medio del reactor, tales resistencias van conectadas a un controlador de temperatura para regular la temperatura del medio en el interior del reactor (véase Figura 10 y Figura 11). En la base inferior del reactor se instaló un difusor para distribuir el agua de entrada a través de toda el área disponible en el reactor, tal difusor fue construido de CPVC de  $\frac{1}{2}$  pulgada, con orificios a lo largo ambos tubos del difusor; todo está conectado a la válvula de alimentación (véase Figura 10). También se elaboró un soporte para los deflectores de aluminio, tal soporte fue elaborado a partir de bandas de automóviles, ya que son plásticas y facilitan el sellado entre

el soporte y los deflectores, disminuyendo la posibilidad de que partículas sólidas puedan ascender y salir del reactor (véase Figura 10).



Figura 10. Vista del interior del reactor UASB

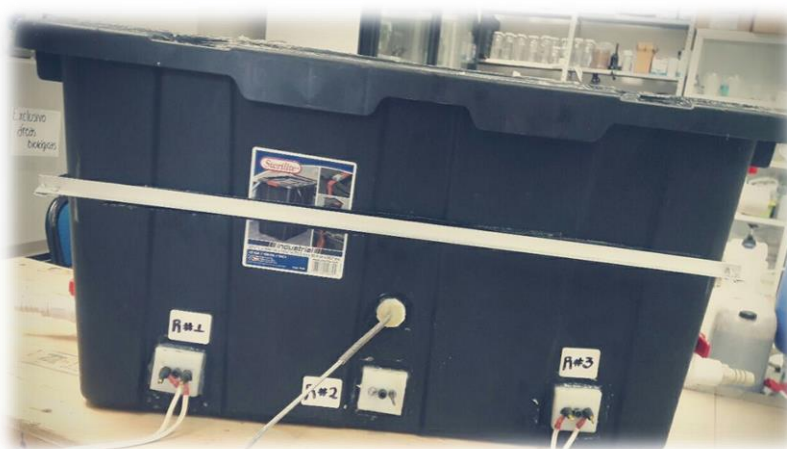


Figura 11. Vista trasera reactor (resistencias eléctricas).

En la parte interior del reactor fue instalada una estructura de aluminio donde están situados los deflectores la cual tiene unas dimensiones de 72 cm de largo, 49 cm de ancho y 5 cm de alto. Fue construido con ángulos de aluminio de  $\frac{1}{2}$  pulgada, soportados en una estructura de las medidas ya mencionada, los niveles de deflectores son intercalados, con la finalidad de cubrir la mayor área y evitar la fuga de partículas de lodo a través de ellos. Esta

estructura de deflectores fue colocada a una altura de 31 cm, quedando por debajo de la válvula de salida (véase Figura 12).



**Figura 12.** Vista superior del reactor (zona de deflectores).

Para el sellado del reactor se colocó en la base de la caja, un plástico flexible como empaque interno del reactor, buscando simular una olla exprés y sea totalmente hermética. Al colocar la tapa fue sellada a presión y finalmente en cada uno de los extremos se colocó una barra de madera con dos tornillos por lado con la finalidad de sellar por completo a presión la tapa y asegurar que no existan fugas (véase Figura 13).



**Figura 13.** Construcción de Reactor UASB finalizada.



### **4.3 INOCULACIÓN DEL REACTOR**

Finalizada la instalación de todos los aditamentos e instrumentos de control del reactor, se realizó la inoculación del mismo, la cual consistió en utilizar un lodo previamente estabilizado por Alumnos de Residencias Profesionales del Instituto Tecnológico de Pátzcuaro, era un lodo generado a partir de estiércol de cerdo con una proporción 2:1 de Estiércol-Agua. Cabe mencionar que este lodo ya tenía aproximadamente 6 meses de adaptación al momento de ser utilizado. Se utilizaron 18 litros de lodo y fueron depositados en el reactor, como se muestra en la Figura 14. Al finalizar el reactor fue sellado completamente para evitar la presencia de oxígeno y la fuga de gas que se generara como resultado del metabolismo de las bacterias existentes en el lodo.

Posteriormente cada 4 días se alimentaban 8 litros de agua residual proveniente del Rastro y Frigorífico de Morelia, con la finalidad de permitir que el lodo se adaptara a las nuevas condiciones de operación y al nuevo medio en el que se trabajaría; a partir del día que se inóculo se iniciaron los análisis fisicoquímicos a partir del momento en que el nivel del agua llegaba a uno de los puntos de muestreo. El día 32 de operación el reactor alcanzo su máximo nivel a llegar el agua al punto de salida que se encuentra en la parte superior del reactor.

El protocolo para la alimentación consistía en alimentar 25 Litros de agua residual proveniente del rastro, mediante una bomba de pulsos en un lapso de 6 horas, simulando el proceso de trabajo en el rastro de Morelia Michoacán. El agua tuvo un TRH (Tiempo de Residencia Hidráulico) de 4 días, entre cada alimentación; los días Lunes y Viernes fueron los días en que era alimentaba el reactor, siguiendo el procedimiento ya descrito.

El reactor se mantuvo en operación continua Desde el día cero hasta el día 210, semanalmente se almacenaba una muestra de lodo fue almacenada para analizar: Tamaño de Partícula, Evaluación Microbiológica, Observaciones al Microscopio.



**Figura 14.** Inoculación del reactor UASB.

#### 4.4 ANÁLISIS FISCOQUÍMICOS

Con la finalidad de dar seguimiento sobre el comportamiento del reactor, se analizaron las variables de las Tablas 6,7 y 8. Estos se realizaron para el agua de alimentación, lodo, zona de reacción y salida. Tales análisis fueron realizados a partir del día 9 de mayo que será nombrado “día cero” y finalizaron el día 30 de noviembre que será nombrado “día 210”. Se mantuvo el reactor en operación continua durante 7 meses (210 días) y fue monitoreado durante este periodo de tiempo en los puntos ya mencionados.

##### 4.4.1 Alimentación

El agua utilizada para la alimentación fue colectada en el Rastro Frigorífico de la Ciudad de Morelia Michoacán. El horario de colección fue los días lunes y viernes en un horario de 8:30 a 10 AM, previo a la alimentación del reactor. Se colectaba un volumen de 25 Litros y esta agua era filtrada para remover viseras, cabello, alimento, etc., ya que de no dar un pretratamiento previo a la alimentación esto podría generar complicaciones con la bomba que alimenta el reactor. El agua que no era utilizada se mantenía almacenada a una temperatura de 4° C, para disminuir la capacidad metabólica de los microorganismos contenidos en el agua degradaran la materia orgánica y alteraran las características iniciales del agua colectada.

El agua residual era alimentada mediante una bomba de pulsos, la cual permitía regular la velocidad del flujo de alimentación. La alimentación tenía un lapso de tiempo de

6 horas emulando el tiempo de trabajo del rastro. De forma paralela al ser alimentada el agua el agua contenida en el reactor era desplazada por el punto de salida, se mantuvo un flujo similar entre la entrada y la salida evitando la disminución de nivel en el interior del reactor.

Previamente a cada alimentación se realizaban los análisis fisicoquímicos correspondientes citados en la Tabla 6, los cuales se muestran a continuación:

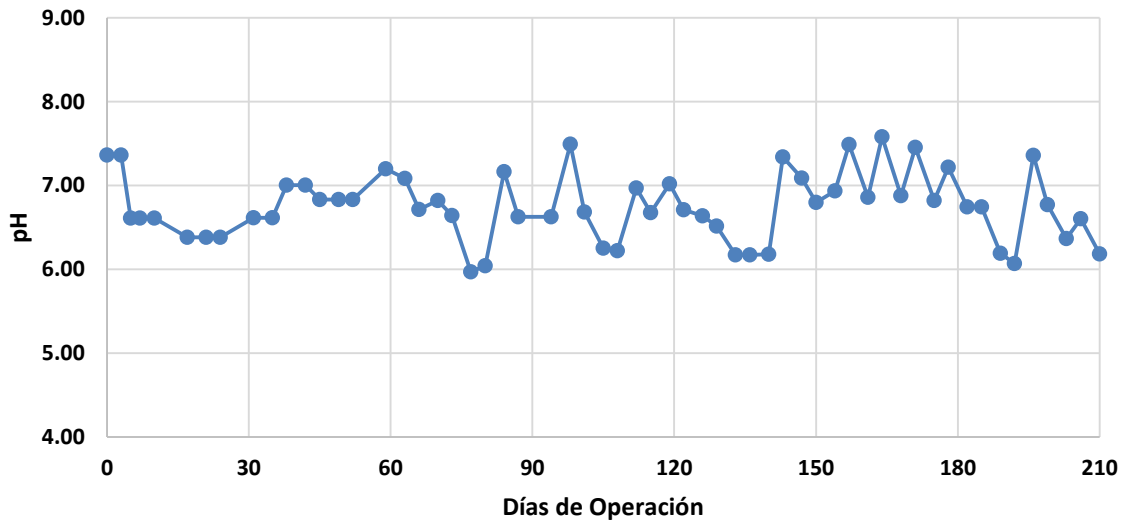


Gráfico 1. Monitoreo de pH de agua de alimentación.

En el Gráfico 1 se muestran las variaciones de pH para el agua de alimentación durante los 210 días de operación del reactor anaerobio, el pH de alimentación fue monitoreado previo a la alimentación al reactor los días Lunes y Viernes, manteniéndose en un intervalo 6.347-7.154; cabe mencionar que las condiciones del agua de alimentación no fueron controladas dado que estas varían respecto a las actividades y los días de trabajo en el Rastro de Morelia. Los días 80, 140 y 192 de alimentación se observa una disminución en el pH a un valor muy cercano a 6 con una tendencia acida que podría deberse a la degradación de la materia orgánica contenida en el agua ya que días previos a estos puntos en el rastro no habría tenido actividades de matanza. El pH del agua se encontró en un intervalo muy cercano al neutro por lo que esto ayudo a evitar la acidificación o alcalinización del medio en el interior del reactor y evitando la muerte del lodo.

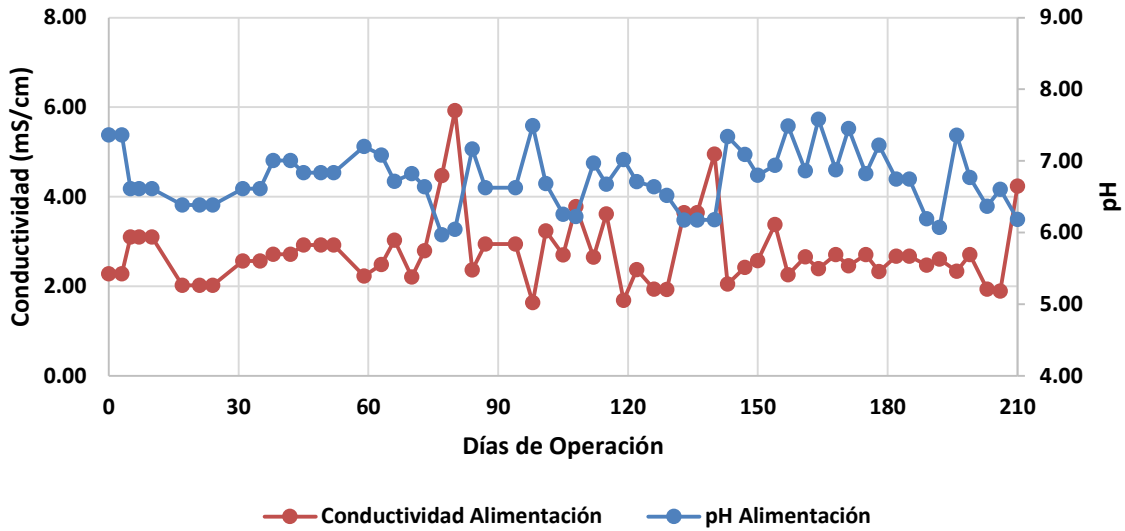


Gráfico 2. Monitoreo de conductividad de agua de alimentación.

En el gráfico 2 se muestra el comportamiento de la conductividad evaluado en el agua de alimentación proveniente del Rastro Municipal de Morelia. Tal variable estudiada oscilo en un intervalo de 1.984-3.527 mS/cm; tales mediciones se realizaron los días lunes y viernes a partir del día 0 hasta el 210 de operación del reactor. En el gráfico se observa que en los días 80, 140 y 210 se registraron lecturas de conductividad más elevadas, aunado a estos cambios en la conductividad se observa en el gráfico que las lecturas de pH para este tipo de agua tuvo disminuciones con tendencia a un pH acido muy cercano a 6.

Esto podría atribuirse a la inactividad del rastro previa a los días 80, 140 y 210, ya que el canal por el cual es desalojada el agua residual se encuentra expuesto a la intemperie así como el estancamiento del agua con residuos cárnicos del rastro y materia fecal de los animales sacrificados, lo que podría tener las condiciones adecuadas para comenzar con un proceso de descomposición de la materia orgánica contenida en el agua mediante las bacterias existentes en el agua y el ambiente, teniendo como resultado de esta descomposición la generaron ácidos orgánicos que son disociados por el medio causan la elevación en la conductividad y variaciones en el pH.

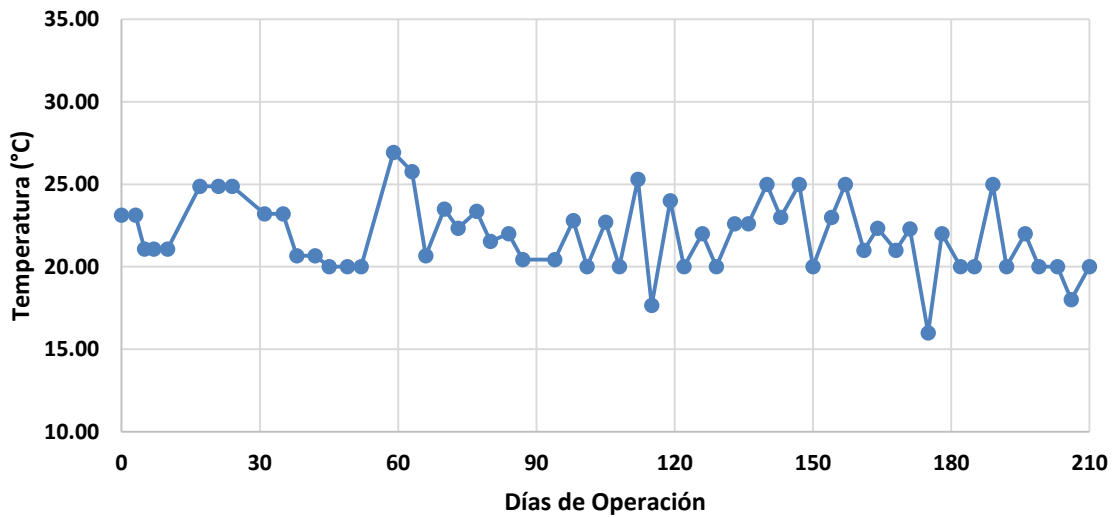


Gráfico 3. Monitoreo de temperatura de agua de alimentación.

En el Gráfico 3 se presentan los resultados obtenidos por las mediciones de temperatura realizadas a las muestras de agua para alimentar el reactor. Tales mediciones se realizaron los días Lunes y Viernes durante los 210 días de operación del reactor, la temperatura estuvo oscilando en un intervalo de 19.728-24.033° C, la temperatura del agua fue ambiente; también cabe destacar que el introducir el agua a temperatura ambiente no generaba ningún impacto al interior del reactor ya que la velocidad de alimentación era lenta y permitía que se al ser introducida al reactor no hubiera cambios bruscos en la temperatura interna del reactor.

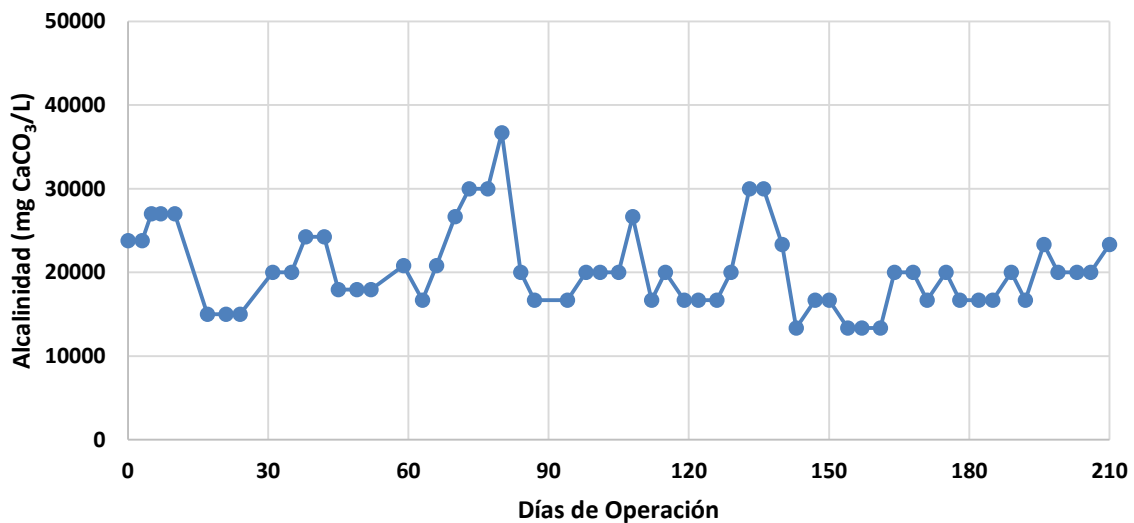


Gráfico 4. Monitoreo de alcalinidad en agua de alimentación.

En el Gráfico 4 se muestra el monitoreo de alcalinidad realizado para el agua de alimentación proveniente del Rastro Municipal de Morelia, manteniéndose un intervalo de

15460.74-25371.918 mg CaCO<sub>3</sub>/L, tal cantidad de alcalinidad se debe a la adición de cal durante el proceso de producción del Rastro al realizar sus actividades. Esta cantidad de alcalinidad permitió amortiguar cambios de pH bruscos durante la degradación de materia orgánica que tiene como resultado la generación de ácidos orgánicos. La alcalinidad permitió mantener en un pH con tendencia a la alcalinidad el interior del reactor, se considera esto benéfico para las bacterias ya que en pH ácidos muchas de estas mueren o son inactivadas.

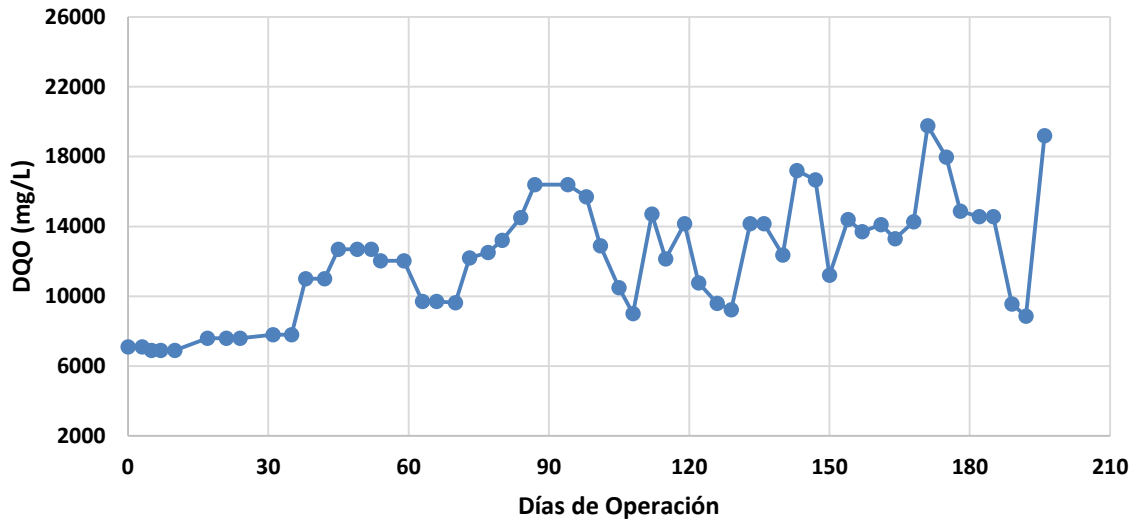


Gráfico 5. Monitoreo demanda química de oxígeno (DQO).

En el Gráfico 5 se muestra el comportamiento de la materia orgánica contenida en el agua de rastro (DQO), la cantidad de materia orgánica contenida en el agua variaba en función de las actividades del rastro y la temporada, por lo que tal lectura podría ser muy alta o relativamente baja, manteniéndose en un intervalo de DQO de 7772.499-15157.131 mg DQO/L. uno de los objetivos del proyecto de investigación era lograr en un alto porcentaje la cantidad de materia orgánica de entrada en el agua, mediante la implementación de un lodo anaerobio a condiciones controladas y un tiempo de residencia de 96 horas.

Se monitoreo el Nitrógeno (N<sub>TK</sub>) y Fósforo ya que estos elementos son nutrientes para las bacterias anaerobias, a partir del día 0 hasta el día 210 de operación se evaluó la cantidad de ambos nutrientes presente en el agua de alimentación del Rastro de Morelia, los análisis fueron realizados dos veces por mes obteniendo para Fosforo una concentración en un intervalo de 30.694-61.185 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L y para el N<sub>TK</sub> se tuvo una concentración en un intervalo de 225.659-392.950 mg/L, logrando mantener la relación recomendada 100:5:1 para DQO: N: P, respectivamente (Gray, 2010; Pacheco *et al.*, 2003; Ammary, 2004).

Tabla 14. Promedio de parámetros analizados para agua de alimentación.

Parámetro	Intervalo	
pH	6.347-7.154	
Conductividad	1.984-3.527	mS/cm
Temperatura	19.728-24.033	°C
Alcalinidad	15460.74-25371.918	mg CaCO <sub>3</sub> /L
DQO	8772.499-15157.131	mg DQO/L
Nitrógeno	225.95-392.95	mg N/L
Fosforo	30.649-61.185	mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L

#### 4.4.2 Lodo

El lodo es el punto de interés principal en el presente trabajo, dado que se busca evaluar el comportamiento mediante los análisis fisicoquímicos que se realizaban de manera semanal cada lunes desde el inicio de la operación. El lodo se mantuvo a una temperatura de 33° C durante todo el periodo de operación del reactor mediante un dispositivo controlador de temperatura. Posterior a cada análisis era almacenada una muestra del lodo a 4° C para posteriores pruebas. A continuación se muestran los resultados de los análisis fisicoquímicos de la Tabla 6.

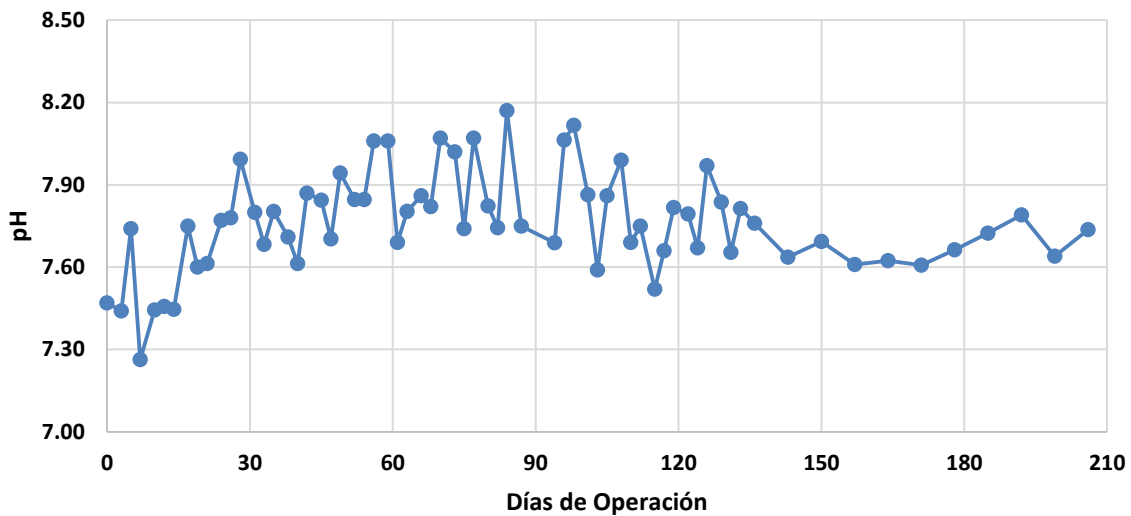


Gráfico 6. Monitoreo de pH de lodo.

Se monitoreo el pH del lodo desde el día 0 hasta el día 210 de operación, durante los primeros 135 días de operación fue analizado los días Lunes, Miércoles y Viernes lo que tuvo como consecuencia una disminución en el volumen de lodos, lo que tuvo como consecuencia oscilaciones muy variantes en el pH, posteriormente el día 135 fue inoculado nuevamente

con un lodo de similares características que el inicial; a partir de este día hasta el día 210 el lodo mantuvo lecturas de pH más constantes en comparación con los primeros 135 días. Cabe mencionar que los análisis posteriores a los 135 días de operación se realizaron únicamente una vez por semana, al ser el día lunes como el seleccionado para tal prueba. El pH osciló en un intervalo de 7.581-7.939, por lo que es claro que el lodo tuvo una ligera tendencia a la alcalinidad. Este intervalo de pH favoreció las bacterias que están presentes en el lodo ya que algunas de ellas se ven afectadas al estar en un medio ácido, así como el pH tuvo una tendencia alcalina, algunas de las bacterias disminuyen su actividad o son inhibidas al encontrarse en pH con tendencia a la alcalinidad. Durante los primeros 50 días de operación se detectó en pequeñas cantidades la presencia de gas metano, el cual es un indicador que demuestra que las condiciones internas en el reactor son las adecuadas, posteriormente con la pérdida del lodo por el muestreo tan continuo comenzó a mantener un pH alcalino, lo cual causó la inhibición de bacterias principalmente metanogénicas y acetogénicas. Pasados los 135 días de operación, la estabilización del pH del lodo fue precursor para que nuevamente se desarrollaran las bacterias metanogénicas y acetogénicas, ya que el aumento de metano en el gas generado es un indicador de que el pH del lodo se encuentra estabilizado.

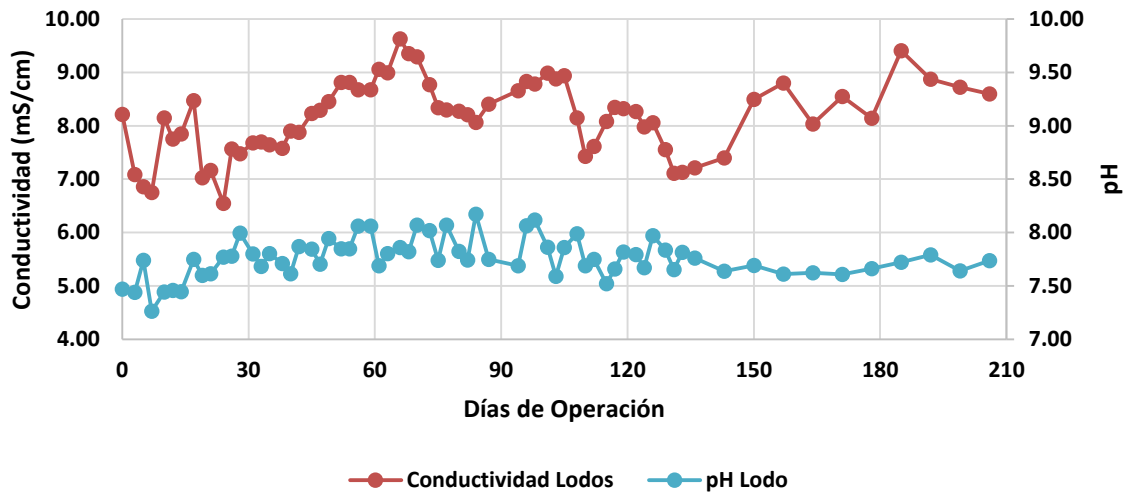


Gráfico 7. Monitoreo conductividad de lodo.

En el Gráfico 7 se muestra el comportamiento de la conductividad del lodo durante los 210 días de operación. Fue analizado durante los primeros 135 días durante los días lunes, miércoles y viernes y posterior a la inoculación a partir del día 135 al 210 se analizó una sola vez por semana. Se observa que durante los primeros 30 días la conductividad era muy variante ya que el lodo se encontraba en una fase de adaptación así como un incremento en



el pH muy cercano al 8, que podría atribuirse a la generación de sales alcalinas debidas a la degradación de la materia orgánica, las cuales al ser disociadas en el medio elevan la conductividad del agua. Se observa que a partir del día 135 hubo una disminución en la conductividad del agua, esto se debió a la inoculación realizada en ese día, posteriormente nuevamente el valor de la conductividad fue aumentando nuevamente hasta alcanzar un valor promedio de 9.0 mS/cm; así como también a partir de la inoculación realizada este día hubo una ligera disminución en el pH que se encontraba cercano a 8 disminuyó aproximadamente a 7.6 que podría atribuirse a la generación de ácidos orgánicos que eran disociados en el medio.

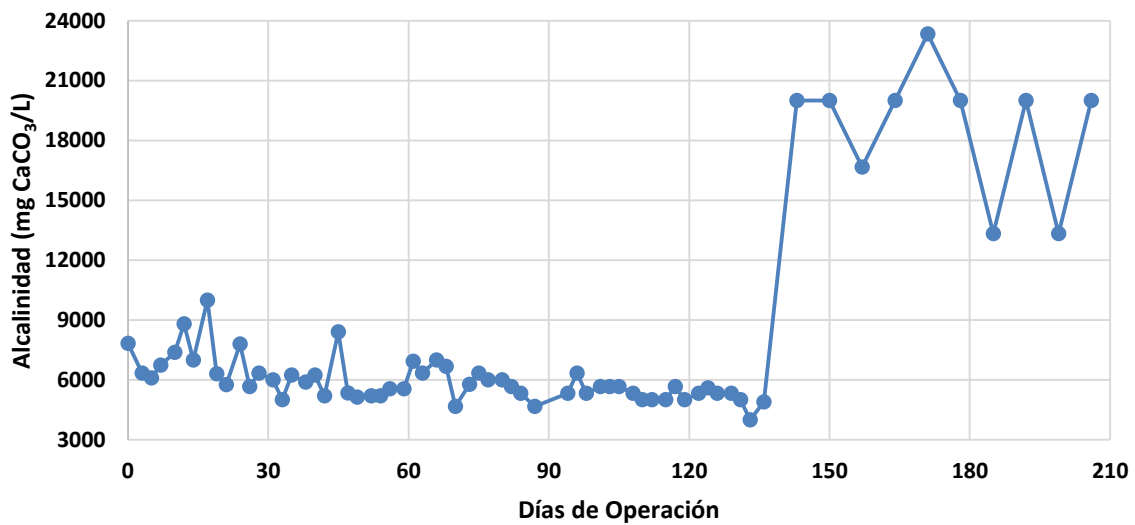


Gráfico 8. Monitoreo alcalinidad de lodo.

Se muestra en el Gráfico 8 el comportamiento de la alcalinidad durante 210 de operación del reactor. Durante el periodo de operación a partir del día 0 hasta el día 135 el valor de alcalinidad promedio fue de 5000 mg CaCO<sub>3</sub>/L, esto permitió mantener la capacidad de amortiguamiento y mantener el pH en un intervalo óptimo de operación. La alcalinidad se mantuvo en un intervalo de 4692.993-6860.592 mg CaCO<sub>3</sub>/L con una concentración promedio de 5763.6 mg CaCO<sub>3</sub>/L para los primeros 135 días de operación del reactor. El día 135 se realizó nuevamente una inoculación del reactor, hubo un incremento considerable en la alcalinidad de lodo alcanzando aproximadamente 17,000 mg CaCO<sub>3</sub>/L siendo esto al menos el triple de lo registrado durante los primeros 135 días. Esto permitió amortiguar satisfactoriamente las variaciones de pH que podrían haberse generado debido a la producción de ácidos y/o sales orgánicas por el metabolismo de las bacterias. Existen

diversos estudios en los que se muestra que durante los primeros días de operación procesos de tratamiento de agua anaerobios tuvieron tendencia a la acidificación por la baja capacidad amortiguadora en el medio debido a la ausencia de alcalinidad, que pueda soportar esos cambios de pH durante los primeros días de trabajo del reactor.

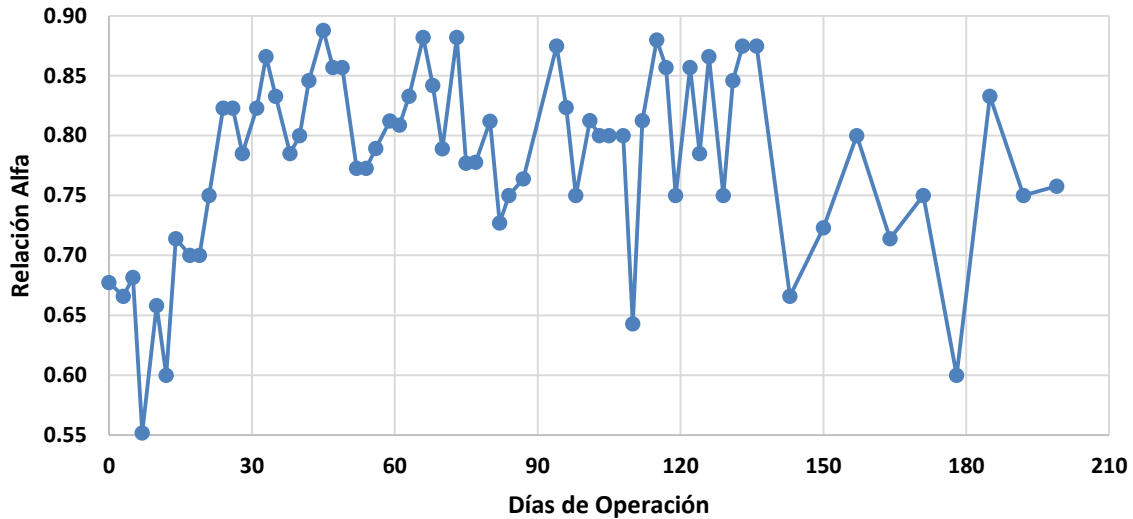


Gráfico 9. Monitoreo relación alfa de lodo.

Se monitoreo el parámetro de relación alfa durante 210 días, con la finalidad de conocer como era el comportamiento del lodo ya que una relación alfa cercana al 1 es indicador de una mayor estabilidad en el sistema. Se observa que el reactor arranco la operación con valores relativamente bajos durante los primeros 20 días, ya que se tales valores eran superiores a 0.5 que ya es considerado como un sistema con buena estabilidad. Pasando los primeros 20 días de operación la relación alfa del lodo comenzó a tender a una mayor estabilidad, esta se mantuvo en un valor del orden de 0.75. Cabe mencionar que durante los primeros 135 días de operación los análisis se realizaban 3 veces por semana (Lunes, Miércoles y Viernes) por lo que hubo un lavado de lodos, debido a que las muestras obtenidas para analizar eran de volúmenes considerables y no se reincorporaban al reactor. En el día 135 se inóculo nuevamente el reactor, disminuyendo el volumen de muestreo así como la frecuencia a una vez por semana únicamente los días Lunes cuando se realizó tal prueba, se observó que en la relación hay ciclos a partir del día 135 hasta el 210, tales ciclos se repetían aproximadamente cada 17 días, por lo que se puede concluir que pudiera ser debido a el proceso de regeneración del lodo ya que los datos de la relación alfa en los puntos más altos y bajo se encontraron ente 0.83 y 0.62 respectivamente. La relación alfa durante

los 210 de operación se registró en un intervalo de 0.605-0.910 con un promedio de 0.758, considerando el proceso anaerobio como estable.

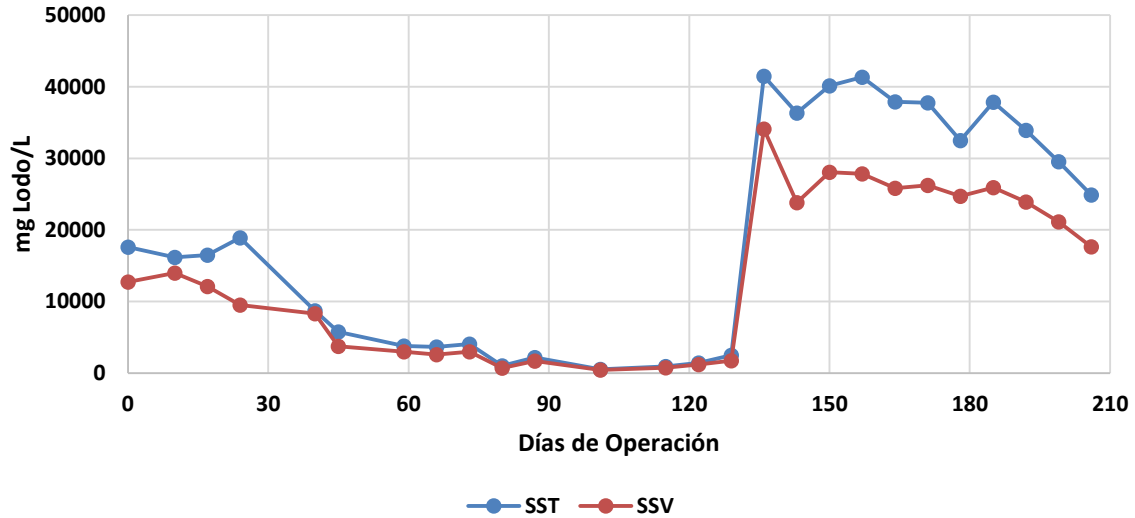


Gráfico 10. Monitoreo sólidos suspendidos y volátiles de lodo (SSV y SST).

En el Gráfico 10 se muestra el comportamiento de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) durante 210 de operación del reactor. Se inició con una concentración de SSV y SST para el lodo de 12,753.33 y 17,620.06 mg/L respectivamente. Se observa que a partir del día 40 comenzaba una disminución de la concentración de lodo en el reactor. Se mantuvo en un intervalo de 500 a 1,700 mg/L de lodo, esta disminución se mantuvo constante a partir del día 59 hasta el 135 de operación. No obstante la capacidad de remoción de materia orgánica se mantuvo constante a pesar de la disminución de la concentración de lodo, pero en caso contrario no se tenía generación de ácidos grasos que son indicador de degradación de materia orgánica y precursores del gas metano gas metano, del cual no se tuvo producción. Se inóculo nuevamente el reactor el día 135 y a partir del día 136 se observó un alza en la concentración de SST y SSV en el lodo mucho mayor a la inicial en la primera inoculación. Posteriormente disminuyo pero se mantuvo en una concentración promedio de 22000 mg/L hasta el día 210. Hubo una disminución en la concentración de lodos pero esto se puede atribuir a la adaptación del lodo al medio en el que se encontraba. De manera simultánea se monitorearon otras variables como el pH el cual disminuyo a 7.6, lo que permitiría creer que podría haber la generación de ácidos grasos que son precursores para la producción de biogás.

#### 4.4.3 Zona De Reacción

Se realizaron los análisis fisicoquímicos de citados en la Tabla 7 para la zona de reacción, con la finalidad de monitorear el punto intermedio entre la alimentación y la salida ya que esta es la zona donde se desarrollan en mayor proporción las reacciones de degradación de la materia orgánica disponible en el medio. Esta zona se mantuvo a una temperatura de 33° C, y los análisis se realizaban tres veces a la semana los días: lunes, miércoles y viernes. A continuación se muestran los resultados de tales análisis.

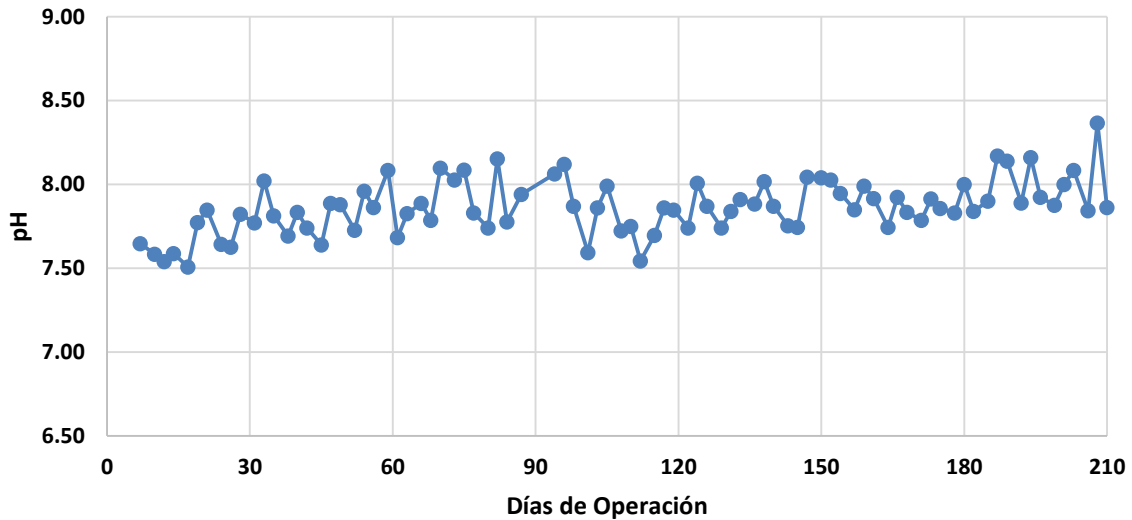


Gráfico 11. Monitoreo pH de zona de reacción.

En el Gráfico 11 se muestra el comportamiento del pH en la zona de reacción, el monitoreo se realizó a partir del día 10 que fue cuando el nivel de agua alcanzo el punto de reacción, hasta el 210. El pH en esta zona se mantuvo en un intervalo de 7.700-8.026 con una tendencia a la alcalinidad con un promedio de 7.863 durante los 210 días de monitoreo de pH en tal punto. Se consideró estable el pH ya que no hubo variaciones significativas como las observadas por otros autores en donde el pH mostraba una tendencia a la acides durante los primeros días de operación de los reactores anaerobios.

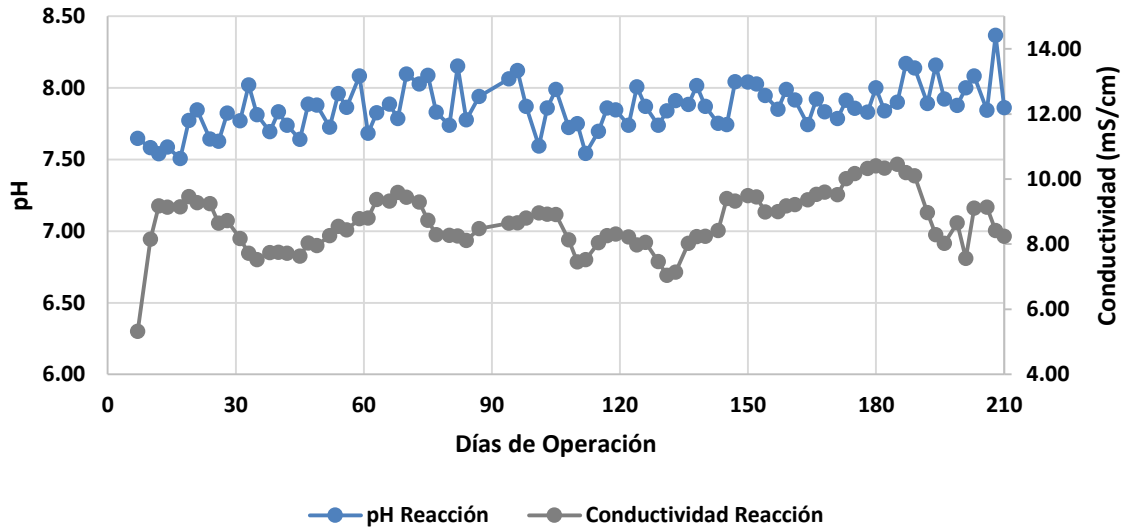


Gráfico 12. Monitoreo conductividad de zona de reacción.

En el Gráfico 12 se muestra el comportamiento de la conductividad en la zona de reacción. La primera lectura de conductividad fue de 5.31 mS/cm lo que indica una baja concentración de agente conductores de corriente eléctrica en el medio, posteriormente a partir del día 10 se registran lecturas superiores a 8.0 mS/cm lo cual es un indicador de que las bacterias comenzaban a adaptarse y a generar los ácidos y/o bases que al estar disociados en el medio causo el aumento en la conductividad. No se observaron variaciones en el pH, debido al aumento o disminución de la conductividad durante el periodo de operación del reactor.

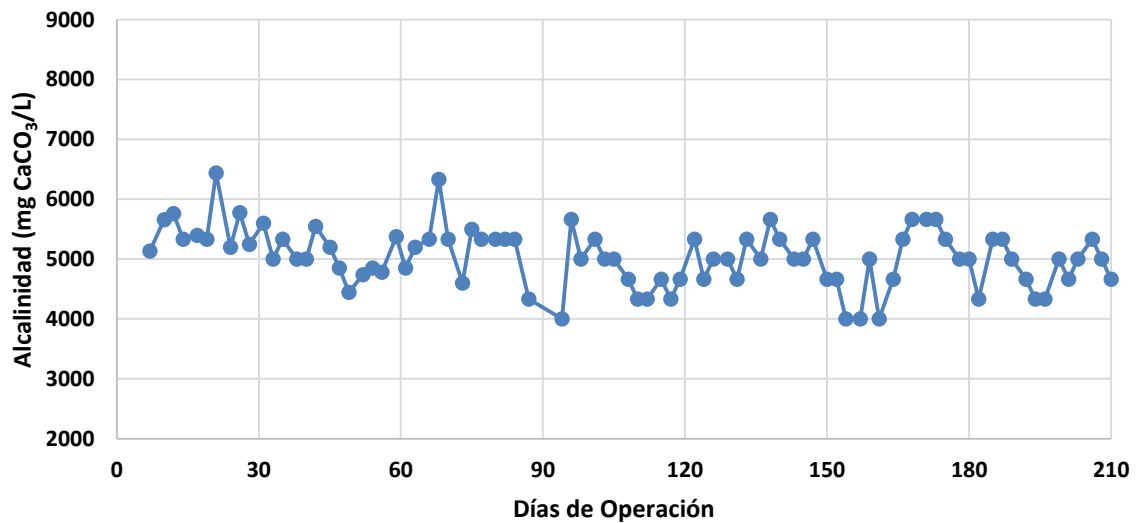


Gráfico 13. Monitoreo alcalinidad de zona de reacción.

Durante 200 días se monitoreo la alcalinidad en el punto de reacción como se muestra en el Gráfico 13. La cual oscilo en un intervalo de 4562.086-5527.072 mg CaCO<sub>3</sub>/L y un

promedio de alcalinidad de 5044.579 mg CaCO<sub>3</sub>/L, en el gráfico se observa que la alcalinidad mantuvo un comportamiento estable y con una concentración adecuada, la cual permitió amortiguar algún posible cambio de pH debido a la generación de ácidos orgánicos.

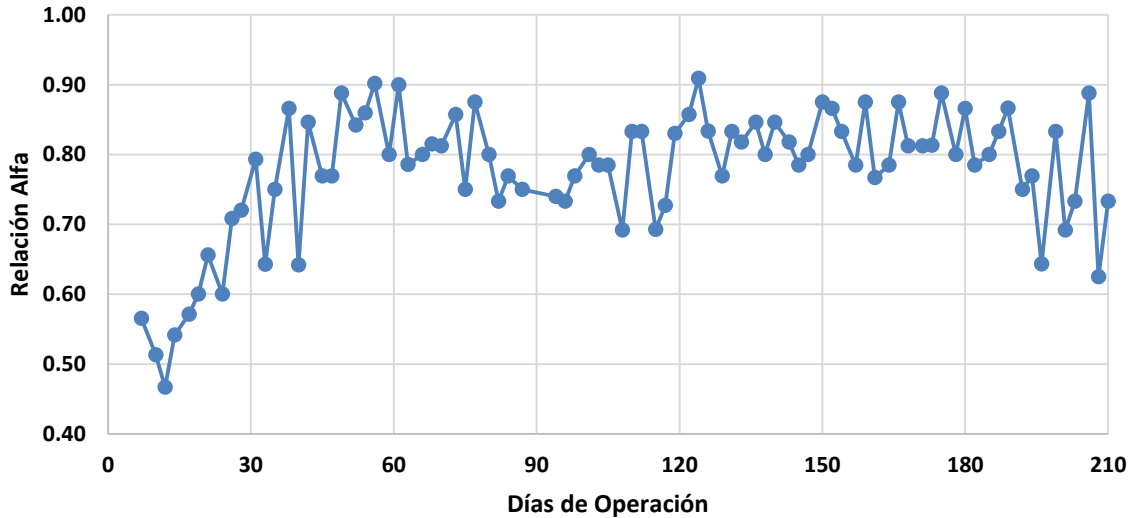


Gráfico 14. Monitoreo relación alfa de zona de reacción.

En el Gráfico 14 se muestra el comportamiento de la relación alfa, el cual se mantuvo en un intervalo de 0.683-0.868, lo que indica que el reactor en esta zona mantuvo un comportamiento estable y+ con una capacidad de amortiguadora suficiente para cambios de pH. Durante los primeros 12 días el reactor mantuvo una relación alfa baja debido a la fase de adaptación en la que se encontraba, a partir del día 35 la relación alfa se mantuvo en un intervalo de 0.7 a 0.9.

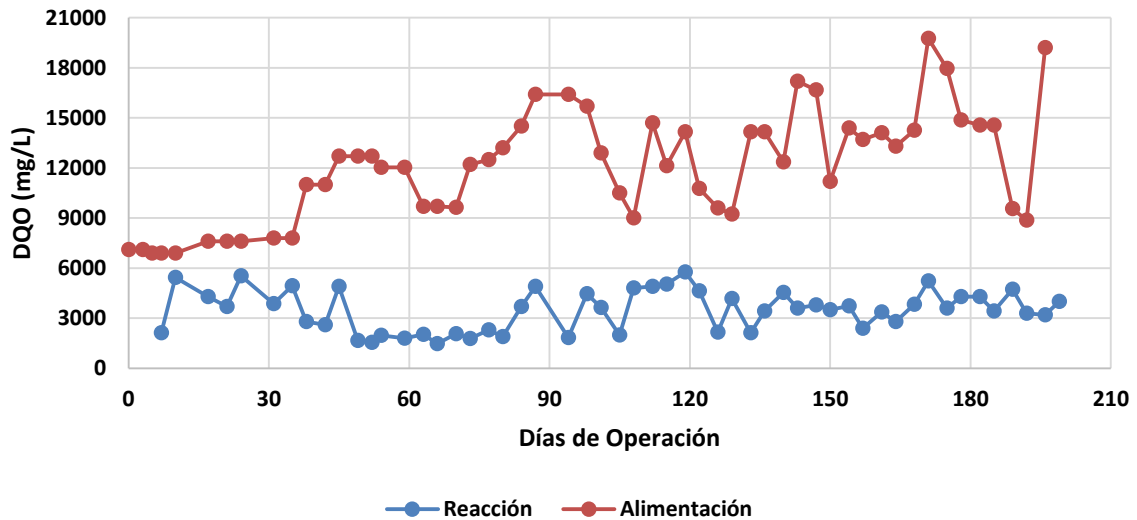


Gráfico 15. Monitoreo DQO de zona de reacción.

En el Gráfico 15 se muestra el comportamiento de DQO para la zona de reacción, así como también la comparación con el DQO del agua de alimentación del reactor. Tal prueba se realizó previamente a la alimentación del reactor los días lunes y viernes. El DQO en este punto oscilo en un intervalo de 2263.658-4678.522 mg/L y un promedio de 3471.90 mg/L, sin embargo se registraron algunos puntos muy cercanos a los 6000 mg/L. durante los primeros 45 días de operación del reactor se observó que la remoción de DQO en el punto de reacción con respecto al agua alimentada fue muy baja, debido a que el reactor se encontraba en fase de adaptación al medio. Posteriormente se observa que a partir del día 45 ambas curvas presentan amplias separaciones entre ambas lo que denota una disminución de DQO con respecto a la carga inicial del agua de alimentación. El día 135 de operación el reactor fue inoculado nuevamente debido al lavado de los lodos que se realizó durante su operación, posterior a esta inoculación no se observó cambios significativos en cuanto a las lecturas de DQO registradas en este punto en comparación con las lecturas entre los días 7 a 135. En la zona de reacción fue consumida la mayor cantidad de DQO de entrada al reactor oscilando entre un 55% y 75% de remoción en este punto.

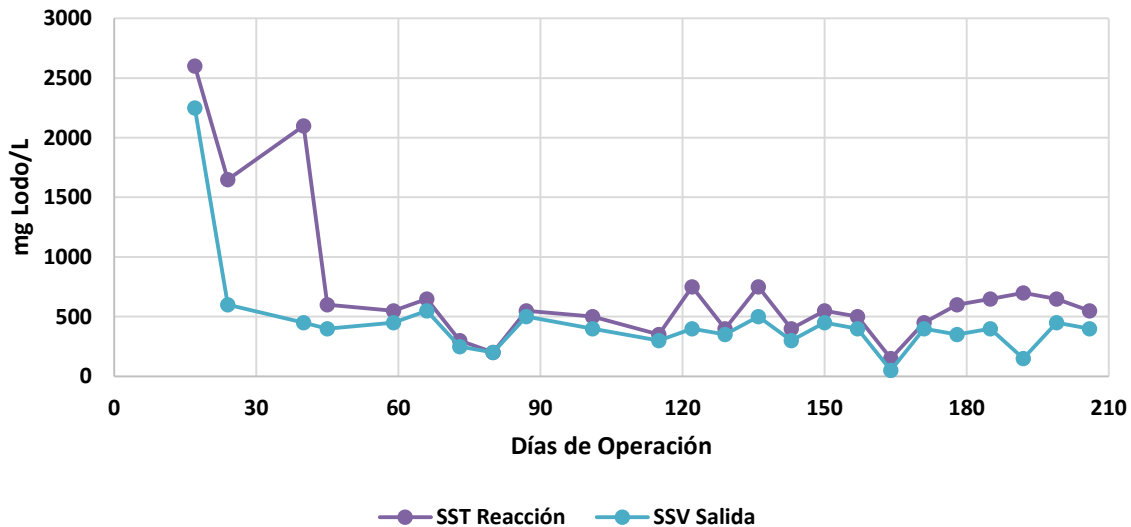


Gráfico 16. Monitoreo sólidos suspendidos totales y volátiles de zona de reacción.

En el Gráfico 16 se muestran los resultados obtenidos al realizar la determinación de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV). Esta prueba se realizaba los días lunes previa a la alimentación del reactor a las 96 horas del tiempo de residencia establecido. A partir del día 17 hasta el 45 se observa alta concentración de SST y SSV en la zona de reacción, probablemente a que los gránulos del lodo tenían un tamaño tan

pequeño que el tiempo para que sedimentaran debería ser mayor al tiempo de residencia que con el que operaba el reactor, posteriormente a los 45 días de operación se observa un comportamiento con mayor estabilidad en la concentración de SST y SSV, manteniéndose en un intervalo de 347.32-672.67 mg/L y 249.51-486.84 mg/L respectivamente, esto se puede atribuir al aumento de tamaño de los gránulos del lodo facilitando la velocidad con la que sedimenta el lodo. Cabe mencionar que el día 135 fue realizada una segunda inoculación y los resultados no presentaron variación alguna durante los 210 días de operación del reactor.

#### 4.4.4 Salida

Para el punto de salida se realizaron los análisis fisicoquímicos citados en la Tabla 7, estos se realizaron tres veces por semana los días: lunes, miércoles y viernes. En este punto se mantuvo la temperatura a 33° C al igual que el lodo y la zona de reacción, mediante un controlador de temperatura. A continuación se muestran los resultados obtenidos para el punto de salida.

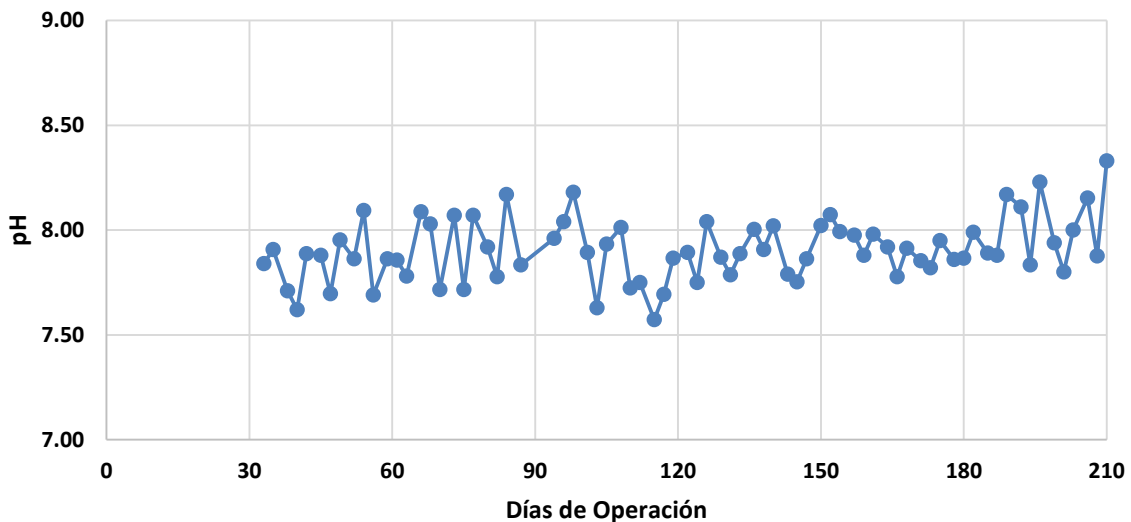


Gráfico 17. Monitoreo pH de salida.

En el Gráfico 17 se muestra el comportamiento de pH para el punto de salida. Este punto se comenzó a muestrear a partir del día 33, ya que fue el momento en que el reactor llegó su nivel máximo de capacidad. El monitoreo de este parámetro fue realizado tres veces por semana los días Lunes, Miércoles y Viernes, cuando se realizó tal medición. El pH en el punto de salida osciló en un intervalo de 7.759-8.059, mantuvo una tendencia a la alcalinidad,



lo que es considerado como adecuado, ya que durante la degradación de la materia orgánica la generación de ácidos grasos no se acidificó el medio así como también tuvo la capacidad de amortiguar una concentración de estos ya que se encontraba en un pH promedio de 7.906. El pH se puede considerar constante ya que no hubo cambios bruscos en la medición del mismo. El pH no presentó variaciones posteriores a la inoculación realizada el día 135 pero si se observó que las variaciones entre las lecturas son menores y una mayor estabilidad en este parámetro.

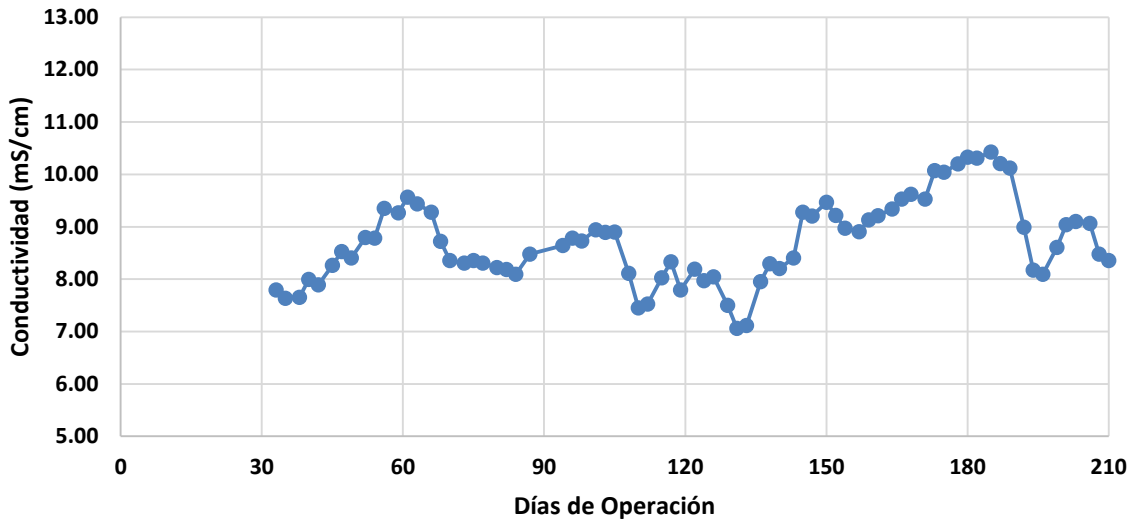


Gráfico 18. Monitoreo de conductividad de salida.

En el Gráfico 18 se muestra el comportamiento de la alcalinidad en el punto de salida. Este punto se analizó a partir del día 35 cuando alcanzo el reactor su máxima capacidad. Tal parámetro se mantuvo en un intervalo de 7.932-9.496 mS/cm y una lectura promedio de 8.741 mS/cm. Durante los días 35 a 66 se observa que la conductividad aumentaba lentamente, posteriormente hasta el día 135 se observa una disminución de la conductividad en el punto de salida, la cual era indicadora de la calidad del lodo en función de la presencia de ácido disociado en el medio, al disminuir la conductividad se concluyó que el lodo se encontraba en una fase de muerte debido a la baja concentración del mismo y disminuyendo las poblaciones bacterianas contenidas en el. Posterior a la inoculación a partir del día 135 se observa que la alcalinidad comenzaba a aumentar conforme pasaba el tiempo, lo cual fue considerado como algo benéfico ya que se estaba generando una mayor cantidad de ácidos disociados en el medio los cuales son precursores para la producción de gas metano.

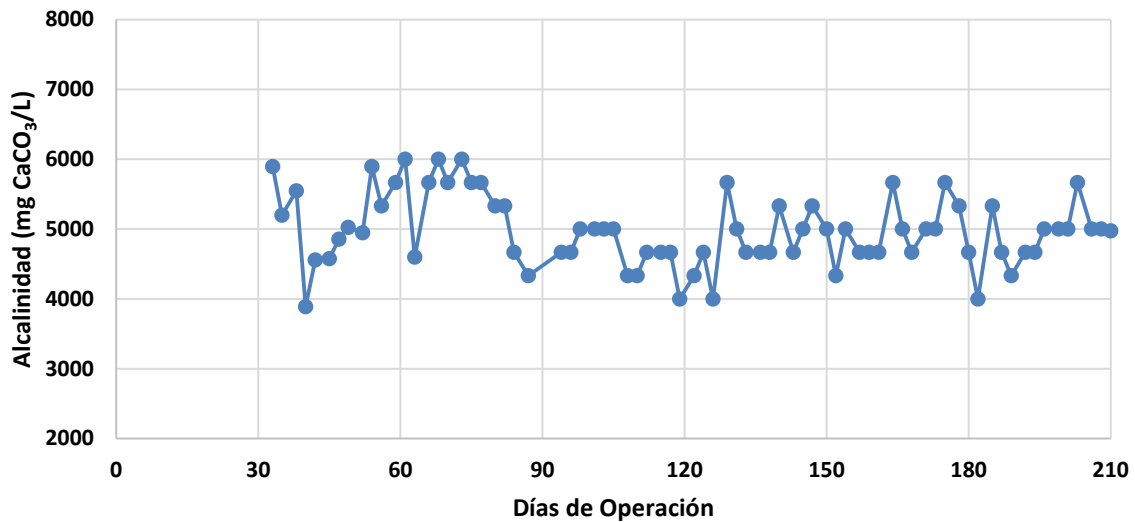


Gráfico 19. Monitoreo alcalinidad salida.

En el Gráfico 19 se observa el comportamiento de la alcalinidad para el punto de salida monitoreada a partir del día 35 de operación del reactor. Tal parámetro se oscilo en un intervalo de 4469.63-5850.70 mg CaCO<sub>3</sub>/L, con un promedio de 4980.82 mg CaCO<sub>3</sub>/L. esta concentración de alcalinidad permitió amortiguar la presencia de ácidos grasos en el medio y evitar por consecuente variaciones en el pH. No se presentaron variaciones significativas con respecto al periodo de los días 35-135 y 135-210, donde en este último periodo se realizó una nueva inoculación al reactor.

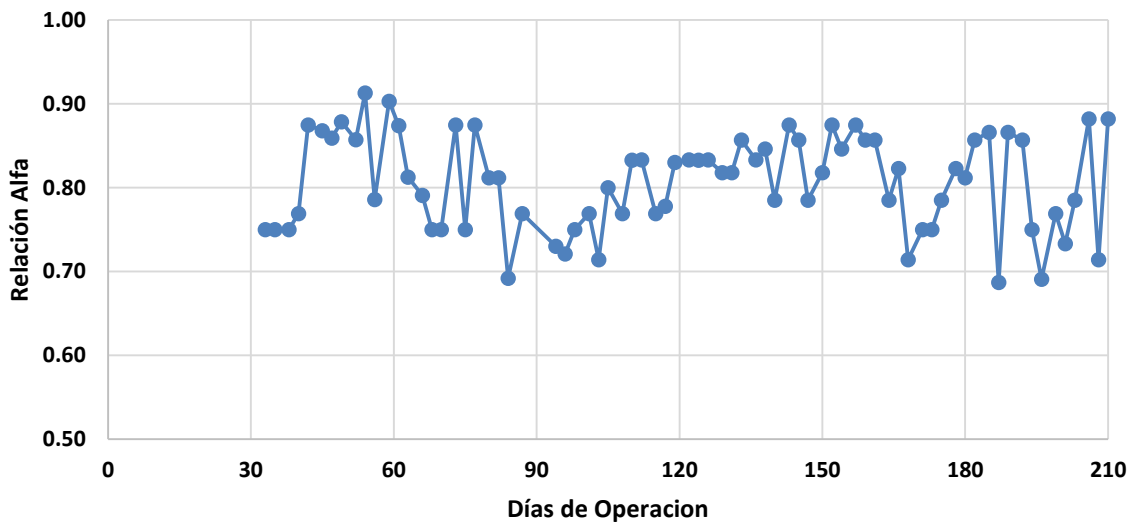


Gráfico 20. Monitoreo relación alfa salida.

En el Gráfico 20 se muestra el comportamiento de la relación alfa para el punto de salida del reactor. Este parámetro cabe mencionar que tiene como principal objetivo informar

la estabilidad que mantiene el reactor en función de una relación de alcalinidades. El intervalo recomendado para un proceso anaerobio es de 0.5 a 1.0, manteniéndose los datos obtenidos durante el monitoreo en tal intervalo. La relación alfa en este punto se mantuvo en un promedio de 0.82 considerando el proceso como estable a la salida.

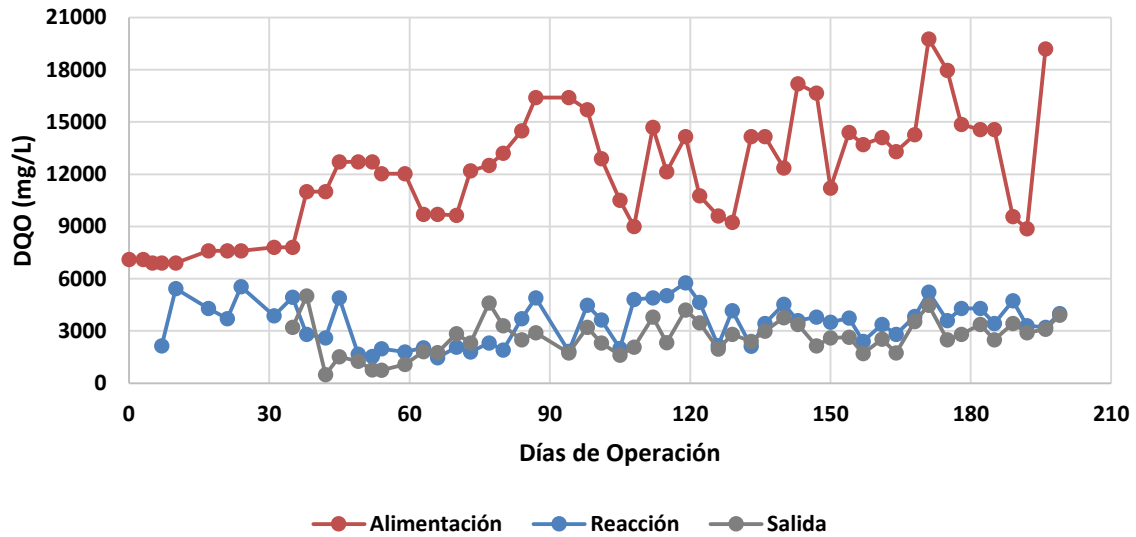
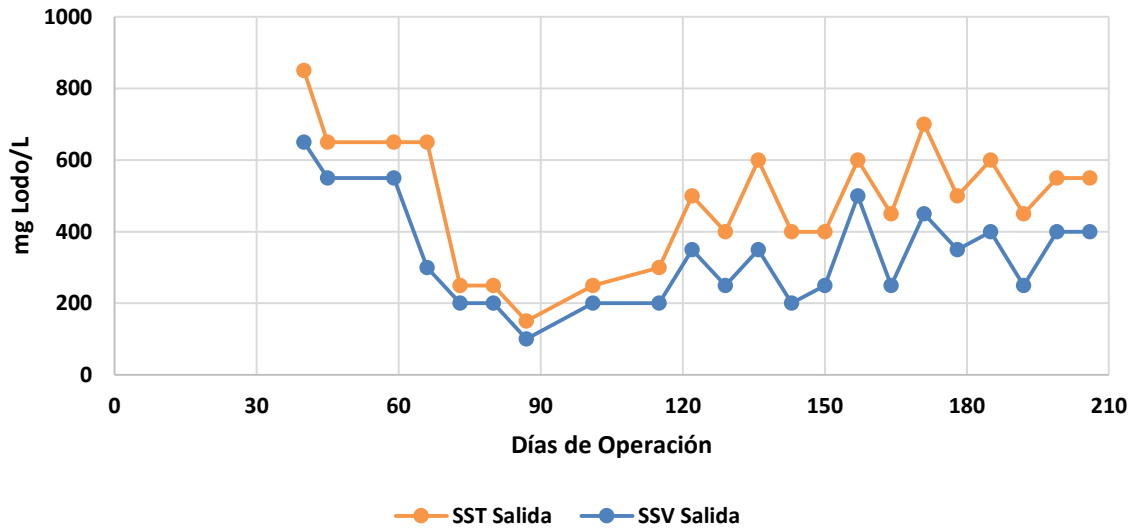


Gráfico 21. Monitoreo DQO salida

En el Gráfico 21 se muestra el comportamiento de DQO de salida y se compara con respecto al DQO del agua de alimentación y de zona de reacción. Las lecturas en el punto de salida oscilaron entre un intervalo de 1624.45-3646.94 mg DQO/L y un promedio de 2635.700 mg DQO/L. Se observa que para los días 35 y 38 la remoción con respecto a la cantidad de DQO en la alimentación fue muy baja, sin embargo a partir del día 45 se mantuvo constante y se observó una gran disminución de DQO con respecto a la de alimentación. Cabe destacar que la DQO de la zona de reacción y de la salida fue muy similar a partir del día 48 de operación. Durante el periodo del día 35 al 135 y del periodo del día 135 al 199 en el cual en este último se realizó una nueva inoculación del reactor no se presentaron variaciones en las lecturas de DQO de salida, así como también se tuvo una adaptación más rápida al medio el nuevo inóculo.



**Gráfico 22.** Monitoreo sólidos suspendidos totales y volátiles de salida.

En el Gráfico 22 se muestra el monitoreo de los Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) en el punto de salida. Al llegar el nivel de agua al punto de salida se observa una alta concentración de sólidos en el medio, probablemente al tamaño tan pequeño que tenían los gránulos de lodo los cuales no sedimentaban con facilidad. La concentración de SST y SSV se mantuvieron en un intervalo de 330.92-486.31 mg/L y 211.15-457.02 mg/L respectivamente. Entre los días 35 a 135 se observa una baja concentración de sólidos en el punto de salida en parte debido al grupo de deflectores que se encuentran instalados por debajo de este punto y ayudo a disminuir la fuga de partículas de lodo, así como también la disminución en la concentración de lodos en este lapso de tiempo; posterior a la inoculación del día 135 se observa un aumento de al menos el doble en la concentración de sólidos a la salida del reactor esto debido a que había presencia de partículas de tamaños muy pequeños a las cuales el tiempo de residencia que se tenía en el reactor no era suficiente para que estas partículas sedimentaran y por consiguiente se fugaran por el punto de salida.

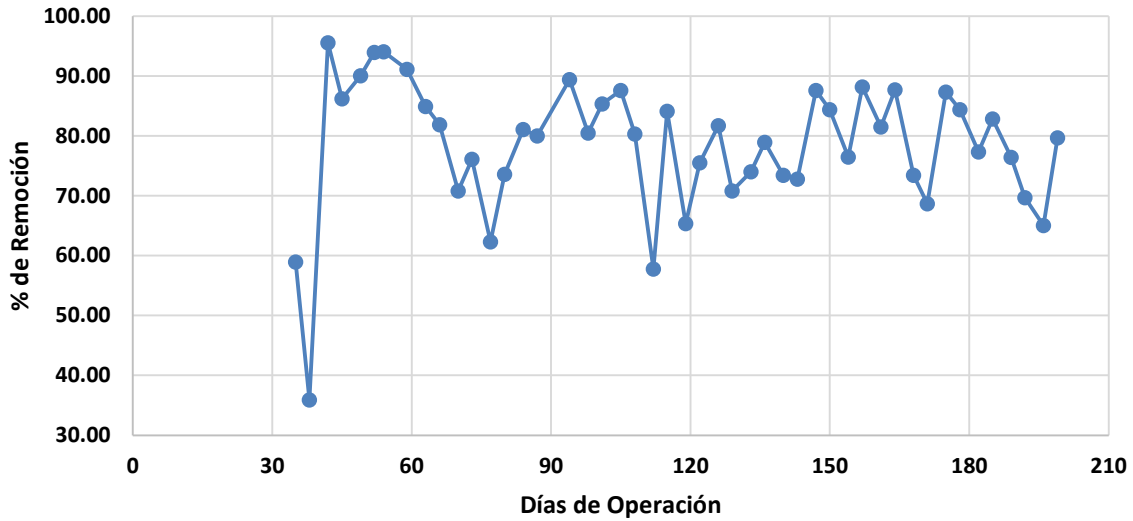


Gráfico 23. Monitoreo porcentaje de remoción de DQO salida.

En el Gráfico 23 se muestra el porcentaje de remoción de materia orgánica implementando el reactor anaerobio tipo UASB. El porcentaje de remoción de materia orgánica pudo ser monitoreado a partir del día 35 de operación, debido a que en ese momento el reactor alcanzó el nivel máximo de capacidad y fue posible correlacionar la DQO de alimentación con la DQO de salida y realizar la estimación de la remoción realizada entre ambos puntos. Se observa que para los días 35 y 38 la capacidad de remoción se encontraba por debajo del 50 %, posteriormente a partir del día 45 se mostró una capacidad de remoción del 85%, en el lapso de tiempo que comprende los días 45 a 135 varió ampliamente entre el 60% y 90% esto debido probablemente a que en este lapso se realizó un lavado de lodos, así como también en este periodo de tiempo el agua de alimentación contenía altas concentraciones de DQO lo cual probablemente inhibió alguna de las poblaciones bacterianas presentes en el lodo anaerobio. Posteriormente durante el periodo de los días 135 a 199 se realizó una nueva inoculación, en este periodo de tiempo no se observó variaciones en la capacidad de remoción como en el primer periodo de operación ya mencionado manteniéndose en un intervalo de 70 a 90 de remoción de DQO de entrada, mejorando así la eficiencia del proceso y obteniendo un menor tiempo de adaptación del nuevo inóculo al medio al que era sometido. El promedio de remoción de materia orgánica fue de 79%.

#### 4.5 COMPOSICIÓN DE BIOGÁS

El biogás es un producto de gran importancia económica y energética debido a las múltiples aplicaciones que puede tener. Durante los 210 de operación en el sistema de captación no se observó la presencia de este. Durante los primeros 135 días de operación se puede atribuir a la disminución de la concentración del lodo debido al muestreo constante y como consecuencia la disminución en las poblaciones microbianas presentes en el lodo siendo las principales las bacterias precursoras de AGV's, los cuales son utilizados por bacterias metanogénicas para la generación de gas metano. Otro factor a considerar es la adición en las instalaciones del rastro un quelato con la finalidad de controlar el pH, este quelato no es monitoreada su adición debido a que solo es adicionado sin llevar un control sobre su efecto en el agua; la adición de este quelato inhibe la producción de biogás ya que afecta directamente las poblaciones bacterianas presentes en el lodo.

Sin embargo el día 135 se realizó nuevamente una inoculación del reactor, a partir del día 172 se retomó el monitoreo de AGV's los cuales en ese momento mantenían una concentración aproximada de 250 mg/L, al continuar operando el reactor así como el monitoreo de los mismos se observó un incremento en la concentración de los AGV's hasta un valor de 1500 mg/L aproximadamente. A partir de este incremento en la concentración de AGV's se comenzó a analizar la composición del gas un día posterior a la alimentación, ya que concentración de estos ácidos aumento.

A continuación se muestra en la Tabla 15 la composición del biogás generado durante los últimos 30 días de operación.

Tabla 15. Composición de biogás.

	CH <sub>4</sub> (PPM)	H <sub>2</sub> S (PPM)	O <sub>2</sub> (PPM)	CO <sub>2</sub> (PPM)	
06/11/2017	33.760	15.600	6.240	18.400	
10/11/2017	37.150	77.500	3.783	19.833	
13/11/2017	37.657	52.857	3.429	19.000	
17/11/2017	37.157	77.143	3.800	19.857	
<b>Promedio</b>	<b>36.431</b>	<b>55.775</b>	<b>4.313</b>	<b>19.273</b>	<b>115.792</b>
<b>Porcentaje</b>	<b>31.46%</b>	<b>48.17%</b>	<b>3.72%</b>	<b>16.64%</b>	<b>100.00%</b>

Se monitoreo la concentración en Partes Por Millón (PPM), para Metano (CH<sub>4</sub>), Ácido Sulfhídrico (H<sub>2</sub>S), Oxígeno (O<sub>2</sub>) y Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>). Se observó una alta concentración de H<sub>2</sub>S la cual se detectó una concentración promedio de 55.77 PPM debido a la presencia de este gas se detectaba un olor muy característico de los compuestos sulfurados. Se detectó una baja concentración de O<sub>2</sub> alrededor de 4.31 PPM, 19.27 PPM de CO<sub>2</sub> y finalmente 36.43 PPM. La producción de gas fue baja al detecta un 31.46% de CH<sub>4</sub> en el biogás analizado, esto posiblemente a que el reactor aún se encontraba en una fase de adaptación y estabilización por la inoculación realizada el día 135.

#### 4.6 POTENCIAL Z DEL LODO ANAEROBIO

Se monitoreo el comportamiento del Potencial Z para muestras de lodo en diversos lapsos de tiempo, con la finalidad de poder conocer las posibles variantes en las cargas de las bacterias en función del tiempo.

A continuación se muestra en la Tabla 16 el monitoreo del Potencial Z de muestras de lodo.

Tabla 16. Monitoreo de Potencial Z de lodo anaerobio.

Muestra	Días de operación	R1 (mV)	R2 (mV)	R3 (mV)	Promedio (mV)
12/05/2017	7	-38.82	-36.89	-35.19	-36.97
02/06/2017	28	-35.98	-38.31	-36.27	-36.85
16/10/2017	164	-38.52	-40.15	-36.64	-38.44
23/10/2017	171	-38.48	-40.26	-30.66	-36.47

Se realizó el monitoreo de Potencial Z para el inóculo utilizado inicialmente y para el nuevo inóculo utilizado a partir del día 136, para ambos inóculos se monitoreo en dos lapsos de tiempo distintos. Tal prueba se realizó por triplicado lo que arrojó valores negativos para el Potencial Z en promedio de -37.47 mV, lo cual significa que las bacterias se encuentran rodeadas de iones negativos. El valor de Potencial Z en sistemas biológicos normalmente se mantiene constante probablemente debido a que en la membrana de la bacteria se encuentra cargada positivamente y el tamaño de estas no es muy variable manteniendo una carga constante. Esta carga negativa es muy similar para todas las bacterias presentes en el lodo, lo

que de manera teórica se podría concluir que debido a que cargas similares se repelen y esto tendría como consecuencia que las bacterias no se pudieran agrupar en gránulos como se muestra en el Grafico 24. Debido a la diversidad de bacterias contenidas en el lodo anaerobio se podría pensar que por el metabolismo natural de las bacterias generan sustancias químicas las cuales pueden servir como adherentes o neutralizantes de las cargas de la capa iónica que les rodea. Permitiendo que se unan entre sí, así como la adherencia de las bacterias aun soporte. Estas sustancias segregadas por las bacterias pueden ser las responsables de causar la adherencia entre las bacterias y la formación de gránulos de manera constante.

#### 4.7 ANÁLISIS TAMAÑO DE PARTÍCULA

El análisis de tamaño de partícula se realizó a partir la muestra del día 0 hasta el día 210 de operación del reactor. Cada semana se colecto una muestra de lodo, se determinó la densidad de lodo para el primer y segundo inóculo ya que las condiciones entre ambos fueron distintas. Posteriormente fueron analizadas las muestras en un equipo analizador de partícula automático centrifugo Marca Horiba, Modelo CAPA 300, el cual tiene un intervalo de detección de 0.1-300  $\mu\text{m}$ . a continuación se mostraran los resultados de las pruebas realizadas para determinar el tamaño de partícula del lodo así como correlaciones gráficas con diversas variables estudiadas del lodo, zona de reacción y salida.

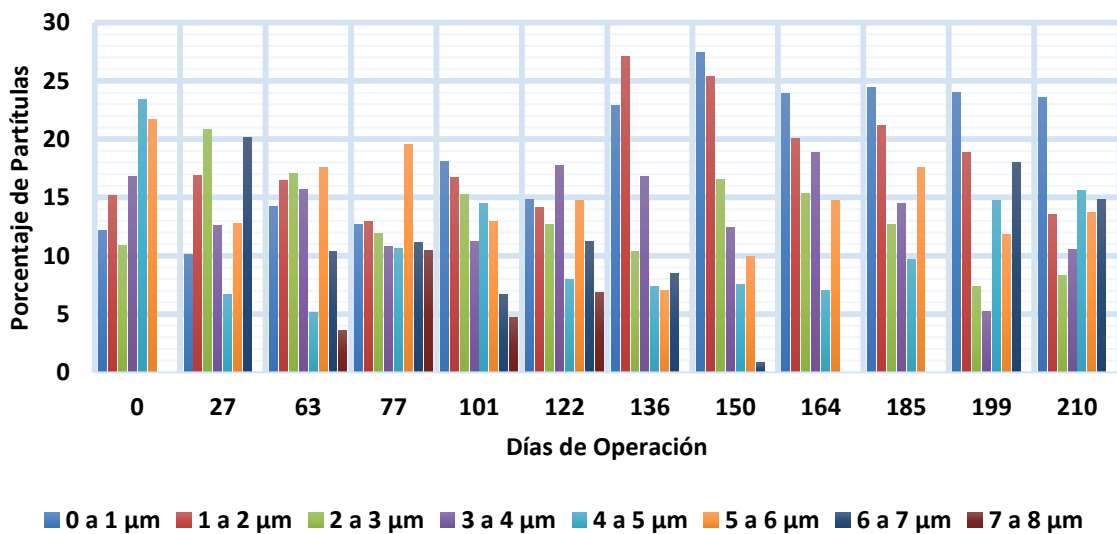


Gráfico 24. Distribución porcentual del tamaño de gránulo de lodo anaerobio.



En el Gráfico 24 se muestra la distribución porcentual de los tamaños de gránulo encontrados en el lodo anaerobio contenido en el reactor UASB. Se observa que para el día 0 de operación las partículas de un tamaño superior a 3  $\mu\text{m}$  se encuentran en mayor proporción en comparación de partículas de menor tamaño. Posteriormente se observa que en la muestra analizada para el día 27 de operación el porcentaje de partículas superiores a los 4  $\mu\text{m}$  disminuyeron, esto posiblemente a que las bacterias que se encontraban en los gránulos de mayor tamaño no fueron capaces de poder sobrevivir a las nuevas condiciones de operación a las que fueron sometidas, caso contrario para los gránulos de menor tamaño de 0 a 4  $\mu\text{m}$  las cuales se observa un aumento en el porcentaje de gránulos en este intervalo debido a que las bacterias adaptadas comenzaban a reproducirse y a crear agrupaciones en forma de gránulos las cuales iban en aumento. Se observa que en las muestras del día 63 al 122 de operación la distribución de partículas de menor tamaño en un intervalo de 0 a 4  $\mu\text{m}$  son las partículas que están en mayor porcentaje presentes en el lodo, siendo las partículas superiores a 4  $\mu\text{m}$  las que se encontraban en menor proporción esto podría atribuirse debido a que durante los primeros 135 días de operación se realizó un lavado de los lodos debido al continuo muestreo para el monitoreo de las variables fisicoquímicas de interés lo que conllevó a una disminución de las poblaciones bacterianas presentes las cuales no podían agruparse en grandes gránulos de lodo. El día 135 se realizó nuevamente una inoculación y el día 136 el lodo fue analizado, este nuevo inóculo estaba compuesto principalmente de gránulos de lodo con tamaños de partícula menores a 4  $\mu\text{m}$ , y en una mínima proporción de partículas de tamaños superior a los 4  $\mu\text{m}$ , esta distribución indicaba que existían gránulos de menor tamaño los cuales incrementaban su tamaño con respecto al tiempo hasta un tamaño aproximado de 3  $\mu\text{m}$  debido a la adhesión de nuevas bacterias dispersas en el lodo. La formación de estos gránulos de menor tamaño se mantuvo constante hasta los 210 días de operación lo que generó una mayor disponibilidad de área superficial y así como al tener un menor tamaño la difusión del sustrato a través de los gránulos de lodo fuera más eficiente y rápida. Ya que a partir de los 120 días de operación la concentración de DQO en la alimentación aumento considerablemente, lo cual fue capaz de mantener la capacidad de remoción constante con este nuevo inóculo, así como mantener los parámetros fisicoquímicos de interés sin cambios considerables ni afecciones al funcionamiento del reactor.

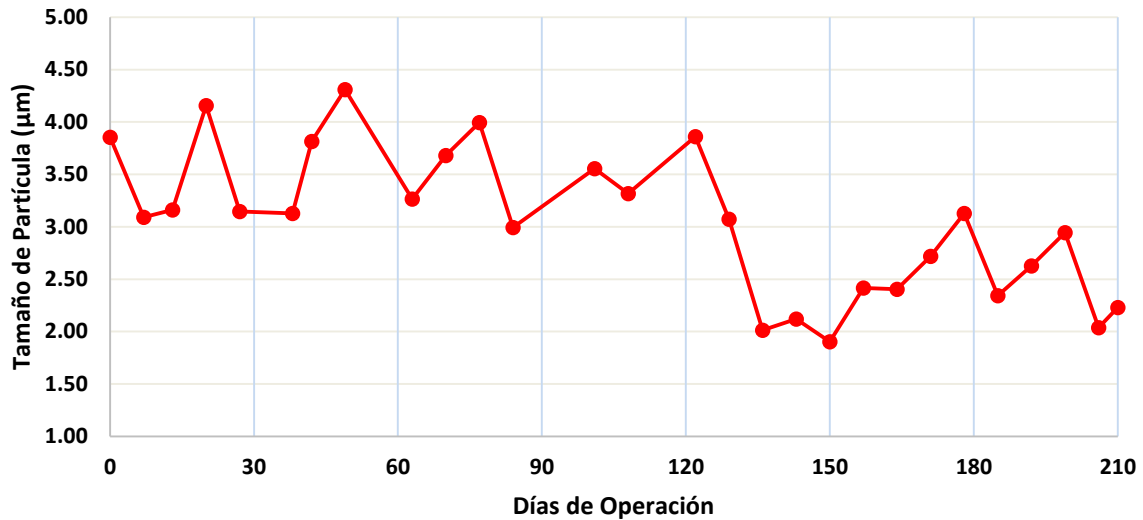


Gráfico 25. Monitoreo tamaño de partícula de lodo.

En el Gráfico 25 se muestran las variaciones que presentaron los gránulos del inóculo durante los 210 días de operación del reactor. Las muestras se colectaban una vez por semana los días lunes. Para lograr determinar el diámetro del gránulo de cada muestra se requirió estimar la densidad real para el lodo, para esto se realizó una la determinación de la densidad de la muestra del día 0 así como de manera simultánea la muestra del día 100, con la finalidad de observar alguna variante respecto a las densidades entre ambas muestras. La densidad estimada para la muestra del día 0 y la muestra del día 100 fueron  $0.92012 \text{ g/cm}^3$  y  $0.9256 \text{ g/cm}^3$ , se promedió la densidad de ambas muestras y se obtuvo una densidad real promedio empleada para tal prueba la cual fue de  $0.9228 \text{ g/cm}^3$ . Posteriormente el día 135 se realizó una inoculación y de igual manera se realizó la determinación de la densidad del nuevo lodo que se encontraba en el interior del reactor la cual fue de  $1.2671 \text{ g/cm}^3$ .

Las corridas para cada una de las muestras se realizó 5 veces y fueron promediados los resultados obtenidos. Para las muestras analizadas en el periodo del día 0 al 135 se obtuvo un tamaño de gránulo entre  $2.8 \mu\text{m}$  a  $4.0 \mu\text{m}$ . Para las muestras a partir de la inoculación que fueron del periodo de los días 135 al 210 se obtuvo un tamaño de gránulo en el intervalo de  $1.9 \mu\text{m}$  a  $2.2 \mu\text{m}$ . Después de la segunda inoculación se observó que el tamaño de gránulo disminuyó notablemente con respecto al tamaño del lodo del primer inóculo, sin embargo cabe mencionar que la densidad y concentración del segundo inóculo fue mucho mayor que el primero, destacando que al tener mayor concentración de lodo existió un mayor número de partículas del mismo tamaño y hay una mejor difusión del sustrato a través del gránulo así

como una mayor área superficial disponible en comparación del primer inóculo que presenta un tamaño mayor de gránulo su concentración era muy baja, la difusión del sustrato a través del gránulo podría verse afectada y la disponibilidad de área superficial disponible era mucho menor.

Otro aspecto notable en el Gráfico 25 fue que durante los 210 días de operación ambos inóculos presentaron ciclos en los que el tamaño de gránulo aumentaba y disminuía de tamaño, los cuales están en un intervalo aproximado de 25 días entre cada ciclo, dado este periodo de tiempo en que se repiten los ciclos se podría estar observando las fases de crecimiento de las bacterias contenidas en el lodo, al poder observar de manera clara una fase de crecimiento exponencial de los gránulos así como un disminución en su tamaño que puede ser considerada como la fase de muerte de las bacterias. Finalmente se observa que para la última muestra estudiada del día 210 de operación del reactor, el diámetro de la partícula presentaba una tendencia en la cual el diámetro de los gránulos del lodo esta nuevamente en una fase de crecimiento exponencial.

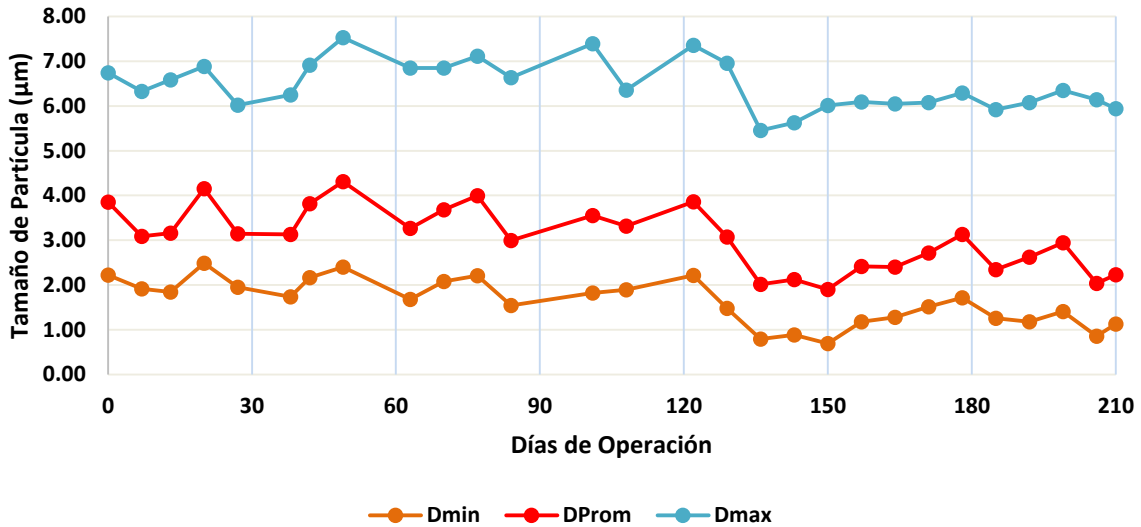


Gráfico 26. Distribución de tamaño de partícula de gránulo de lodo anaerobio.

En el Gráfico 26 se muestra la distribución del tamaño de gránulo del lodo anaerobio. Esta distribución se observó al evaluar el tamaño de gránulo del lodo a través del tiempo, se observa que durante los primeros 135 días de operación (primera inoculación) los diámetros mínimos y máximos mantiene un comportamiento muy similar con respecto al diámetro promedio del gránulo del lodo. Posteriormente a partir del día 135 (segunda inoculación) el

diámetro mínimo y promedio mantienen un comportamiento muy similar sin embargo el diámetro máximo del tamaño de gránulo de lodo se mantiene con un comportamiento más lineal en un promedio aproximado de 6  $\mu\text{m}$ . El intervalo de detección del equipo analizador de tamaño de partícula fue a partir de 0.1  $\mu\text{m}$ , encontrando tamaños mínimos de 1.5  $\mu\text{m}$  durante los primeros 135 días y de 1.0 a partir del día 135 de operación. El diámetro máximo promedio durante los primeros 135 días de operación fue de 7  $\mu\text{m}$ . Con la distribución de diámetros del gránulo de lodo anaerobio se puede observar que de manera constante se están formando gránulos de un tamaño menor, a estos gránulos ya formados se les adhieren diversos tipos de bacterias, las cuales generan que el tamaño del gránulo aumente en función del tiempo, hasta alcanzar un tamaño máximo de gránulo. Se observan ciclos repetitivos aproximadamente cada 25 a 30 días durante los 210 días de operación lo cual se cree que esto se atribuye al tiempo de envejecimiento de las bacterias las cuales alcanzan un punto máximo de desarrollo y un incremento en la población, pero debido a que estas son seres vivos tiene un ciclo de vida llegando cada 25 a 30 días a una fase de muerte lo que causa una disminución en los tamaños de gránulos.

#### 4.8 CORRELACIONES GRÁFICAS

A continuación se muestran correlaciones gráficas donde se involucra el tamaño de gránulo del lodo y los diversos parámetros estudiados para cada uno de los puntos de muestreo y el efecto de tales variables sobre el tamaño de las partículas de lodo.

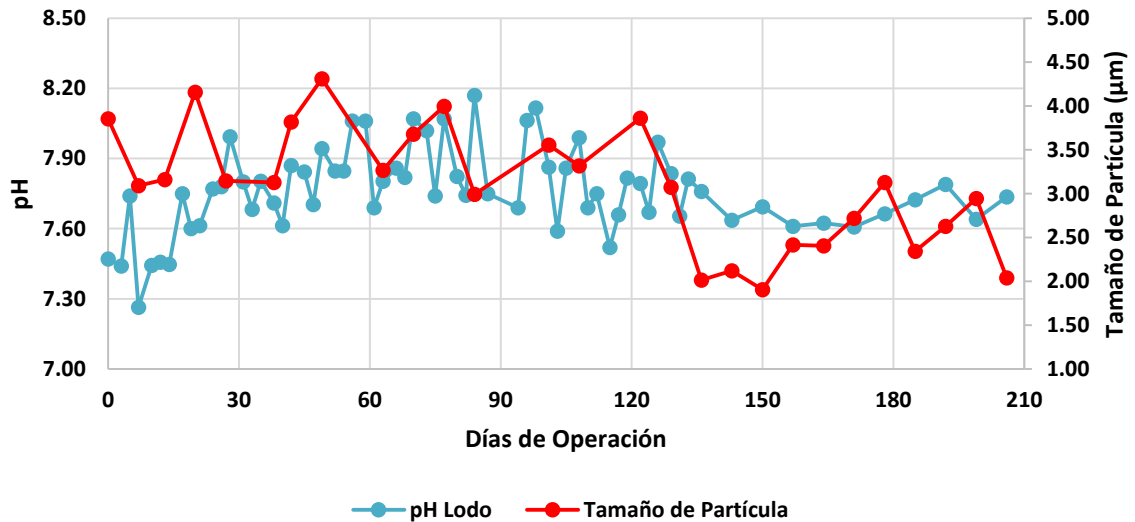


Gráfico 27. Correlación pH de lodo y tamaño de partícula.

En el Gráfico 27 se realizó una correlación entre el tamaño de partícula del lodo y el pH del lodo. Se observa para los periodos de los inóculos de 0 a 135 y de 135 a 210, ambas líneas mantienen un comportamiento muy similar, para el primer periodo el pH estaba muy variante en el lodo con tendencia a la alcalinidad, posiblemente por la dificultad que podría tener la difusión del sustrato a través del gránulo limitando que las bacterias que se encuentran en la parte central puedan disponer del sustrato así como la generación de sales alcalinas que como consecuencia en el pH causaban una tendencia a la alcalinidad para el lodo, caso contrario para los gránulos de la segunda inoculación que al realizar la inoculación disminuyó el tamaño del gránulo y eso facilitó la difusión del sustrato por el gránulo alcanzando a llegar hasta la parte central del mismo que es donde se localizan principalmente bacterias acidogénicas y metanogénicas, al llegar el sustrato a estas bacterias el pH disminuyó y mantuvo una tendencia más estable, con lo que puede ser un indicador de la generación de ácidos orgánicos que eran disueltos en el medio y así como también la detección de pequeñas cantidades de gas metano.

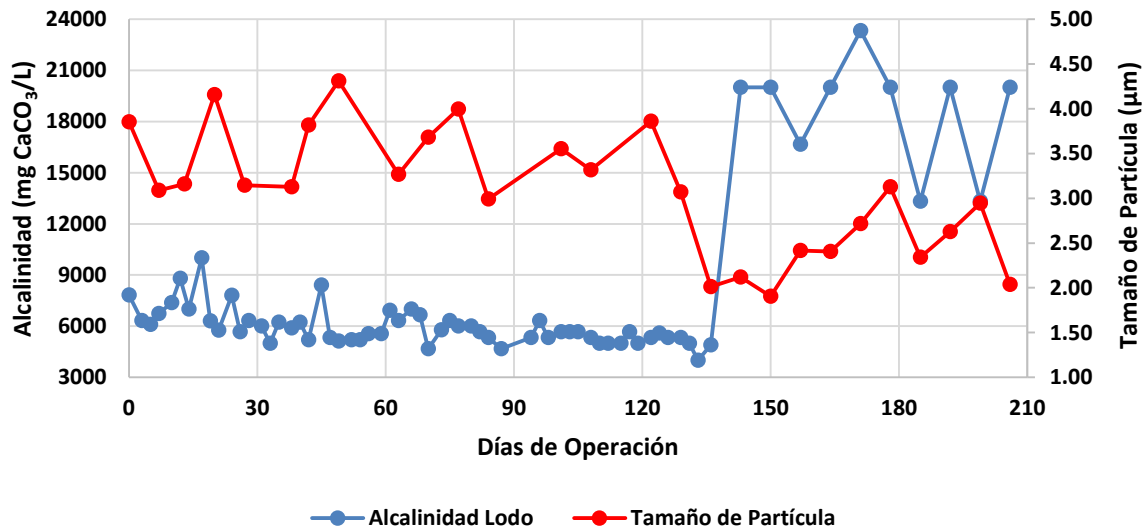


Gráfico 28. Correlación alcalinidad lodo y tamaño de partícula.

En el Gráfico 28 se muestra la correlación entre tamaño de partícula y alcalinidad del lodo. Se observa que durante los primeros 135 días de operación del reactor la alcalinidad se mantuvo en un promedio de 5500 mg CaCO<sub>3</sub>/L así como el tamaño de la partícula de lodo fue de un tamaño mayor en un promedio de 3.5 µm, posteriormente a partir de la inoculación del día 135 se observó un aumento significativo en la alcalinidad manteniéndose en un promedio de 20,000 mg CaCO<sub>3</sub>/L, para el tamaño de gránulo se observó una disminución

del diámetro respecto a los primeros 135 días de trabajo teniendo un diámetro promedio de 2.8  $\mu\text{m}$ . El aumento en la alcalinidad no causó alteraciones en las mediciones de pH y fue capaz de amortiguar los ácidos orgánicos dispersos en el medio generados por la degradación de la materia orgánica por parte de las bacterias. El aumento en la alcalinidad por la presencia de Calcio en el medio pudo facilitar la formación de una mayor cantidad de gránulos de lodo con un tamaño de diámetro menor, lo que podría ser considerado positivo ya que el área disponible para llevar a cabo las reacciones metabólicas es mucho mayor y la difusión del sustrato a través de los gránulos es más eficiente.

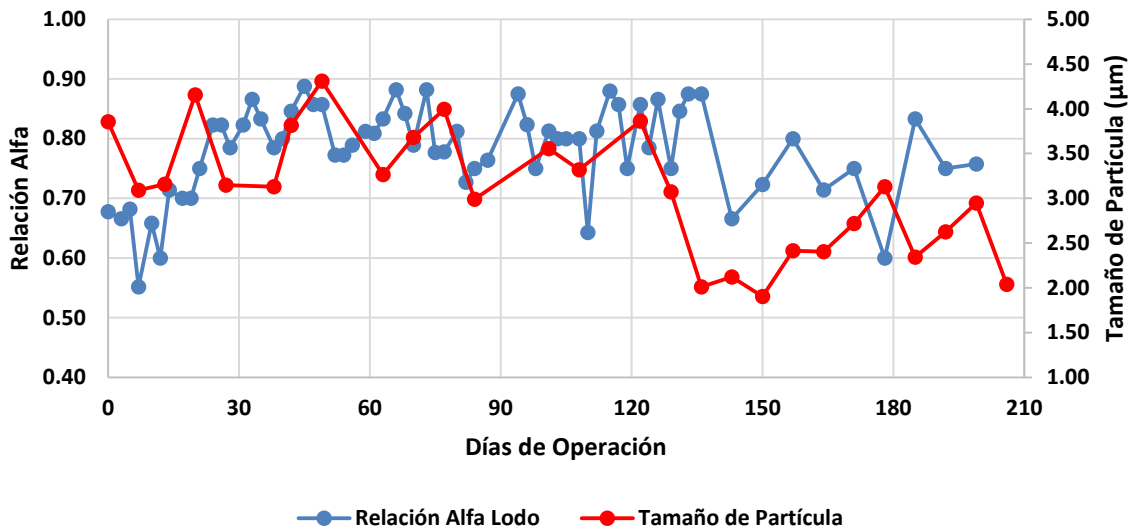


Gráfico 29. Correlación relación alfa de lodo y tamaño de partícula.

En el Gráfico 29 se muestra la correlación gráfica realizada para el tamaño de partícula del lodo y la relación alfa del mismo. La relación alfa para los primeros 135 días de operación se mantuvo en un promedio de 0.82 así como el diámetro de partícula de 3.2  $\mu\text{m}$ . Para la inoculación realizada a partir del día 135 la relación alfa se mantuvo en un promedio de 0.75 y el diámetro de partícula de lodo fue de 2.5  $\mu\text{m}$ . se observa que hubo una disminución de la relación alfa a partir del día 135 esto podría atribuirse a la generación a que la disminución de tamaño de partícula facilitó la difusión del sustrato a través del gránulo, llegando el sustrato a las partes centrales del mismo que es la zona donde se localizan principalmente las bacterias acidogénicas y metanogénicas que son las precursoras para la generación de los ácidos orgánicos y gas metano. Dado que la relación alfa es una relación de dos alcalinidades y dada la generación de ácidos orgánicos que requerían ser amortiguados fue la causa de la disminución en la relación alfa, pero destacando tal relación de

alcalinidades se mantuvo por encima de 0.5 que el valor de referencia para un proceso estable, se considera que la relación está en un valor adecuado de operación para el reactor.

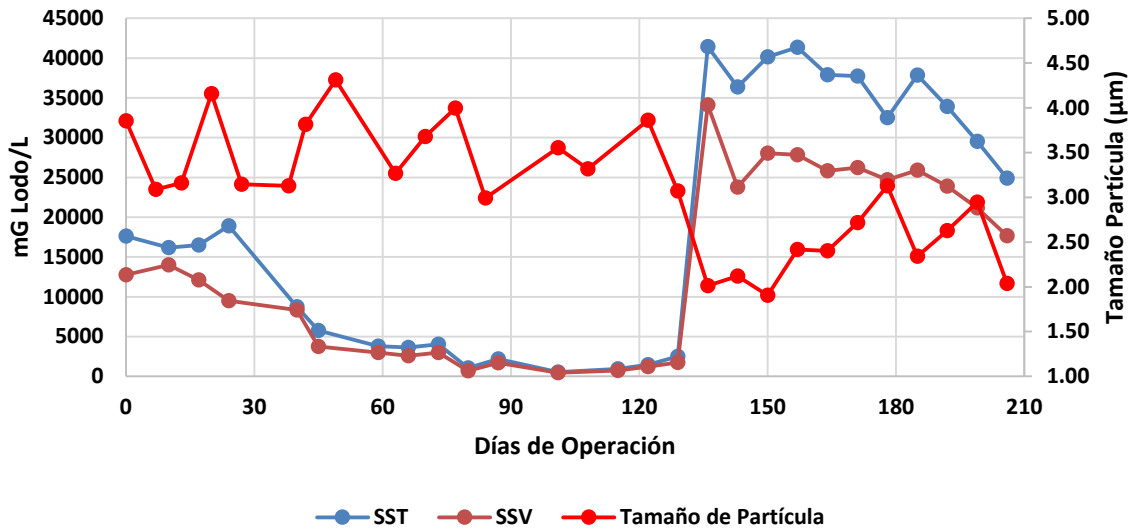
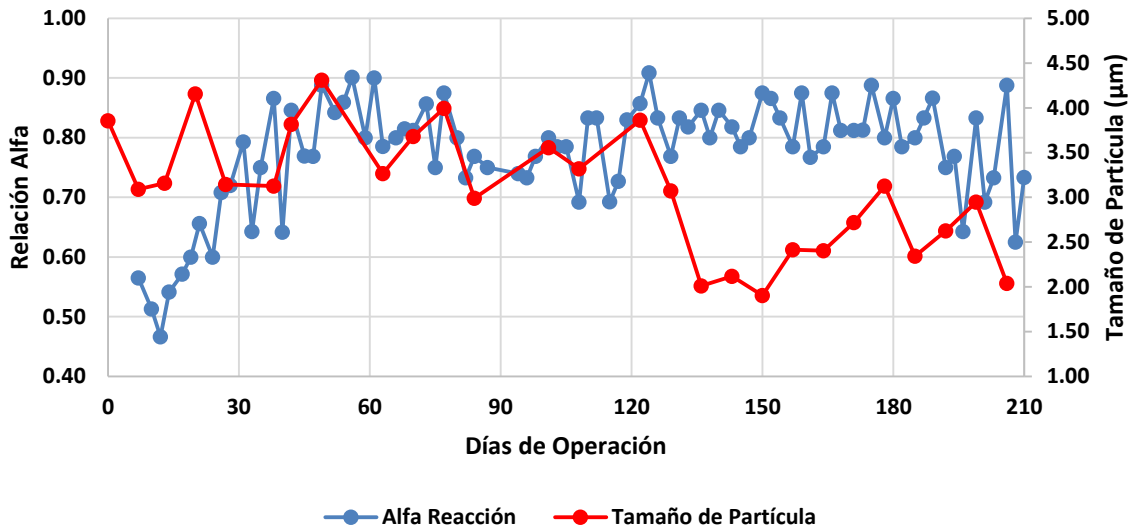


Gráfico 30. Correlación SSV y SST de lodo y tamaño de partícula.

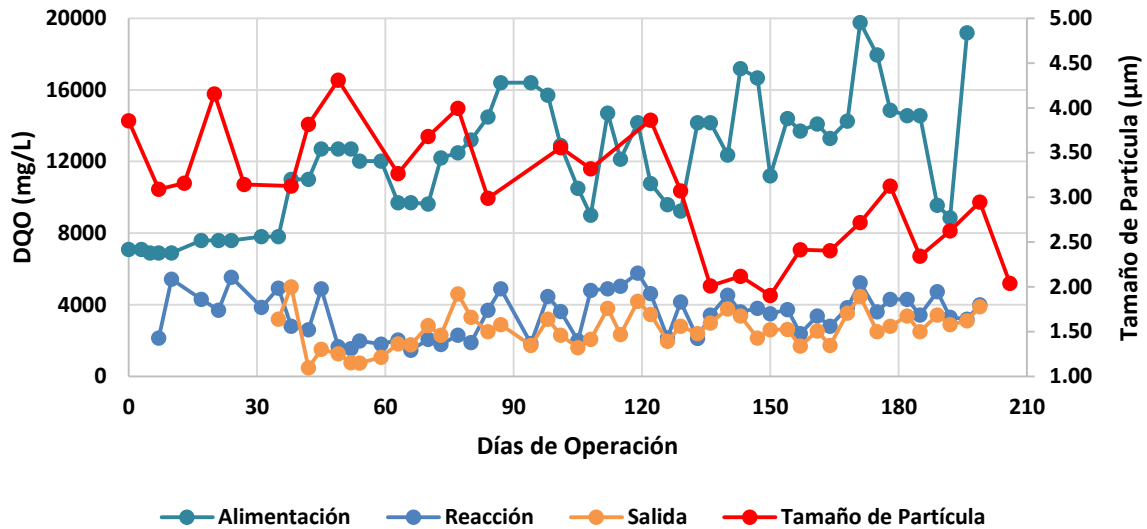
En el Gráfico 30 se muestra la correlación para SSV y SST de Lodo y el tamaño de partícula. Para la primera inoculación se registró una concentración de SST y SSV de 17500 y 12700 mg Lodo/L debido al constante muestreo que se realizaba durante los primeros 135 días de operación se observa que hubo una disminución en la concentración, aunado a esto se observa que a una alta concentración de lodo el tamaño de diámetro 3.25 µm, fue menor durante los primeros 38 días en comparación al diámetro registrado entre los días 38 y 135 que fue en promedio de 3.65 µm. Aun con la disminución en la concentración de lodo en el reactor el diámetro del gránulo de lodo aumento, caso contrario a los resultados que se esperaban obtener. A partir del día 135 se inóculo nuevamente el reactor alcanzando una concentración de SST y SSV de 41000 y 34000 mg Lodo/L respectivamente, tal concentración disminuyo ya que era un nuevo inóculo posiblemente parte no logro adaptarse disminuyendo su concentración en el interior del reactor, así como la suspensión de partículas en la zona de reacción y el punto de salida hasta llegar a los 24500 y 17500 mg Lodo/L respectivamente. Cabe mencionar que con el aumento en la contracción de lodo en el reactor el tamaño de gránulo de lodo disminuyo y se mantuvo en un diámetro promedio de 2.5 µm aproximadamente. A pesar de la disminución de la concentración del inóculo y el aumento en la concentración debida a la nueva inoculación el diámetro de gránulo mantuvo ciclos de crecimiento y disminución de tamaño cada 25 días aproximadamente.



**Gráfico 31.** Correlación relación alfa zona de reacción y tamaño de partícula.

En el Gráfico 31 se muestra la correlación entre la Relación Alfa de la Zona de Reacción y el Tamaño de Partícula del Lodo. Durante los primeros 40 días de operación se observa que la relación alfa fue baja y el tamaño de gránulo se mantuvo en un diámetro muy bajo (3.2 µm), después del día 40 la relación alfa aumento así como también el diámetro del tamaño de partícula de lodo aumento como se observa en el gráfico. Entre los días 77 y 108 hubo una disminución en la relación alfa así como una tendencia similar con el tamaño de partícula del lodo, esta disminución pudo deberse a la disminución de la cantidad de lodo en el interior del reactor y esto afecto la capacidad de amortiguamiento en la zona de reacción así como una disminución del tamaño de gránulo del lodo. El día 135 se inóculo nuevamente el reactor por la baja cantidad de lodo en el interior del mismo. A partir de esta inoculación hasta el día 194, el tamaño de partícula se mantuvo en un promedio de 2.8 µm y la relación alfa de 0.85 aproximadamente. Durante la etapa final de operación a partir del día 194 al 210 se observó que la relación alfa disminuía a valores cercanos a 0.6, lo que podría concluir que en esta etapa del proceso se comenzaron a generar ácidos y/o sales que causaban variantes en la capacidad de amortiguamiento del medio, pero aun con estas variantes en la relación alfa el comportamiento del tamaño de gránulo se mantuvo constante.





**Gráfico 32.** Correlación DQO alimentación y reacción y tamaño de partícula.

En el Gráfico 32 se muestra la correlación entre DQO de alimentación y reacción y el tamaño de partícula del gránulo de lodo. Se observó variaciones en la lectura de DQO en la zona de reacción la cuales estuvieron muy cercanas a los 5000 mg DQO/L aunado a esto se observó que cuando el tamaño de partícula aumentaba la remoción de DQO era más deficiente debido a la disminución del área superficial disponible en el gránulo y a la dificultad con la que podría difundirse el sustrato a través del gránulo de lodo. Cuando las lecturas de DQO eran bajas (aproximadamente 3000 mg DQO/L) se observa que se lograba mejor remoción cuando el tamaño de gránulo disminuía, debió al incremento del área superficial disponible en los gránulos de lodo y la facilidad para que el sustrato se difundiera a través el gránulo, logrando una gran diferencia entre la DQO de entrada y la DQO registrada en el punto de reacción. Las observaciones en los resultados, entre la relación de DQO y tamaño de partícula fueron muy distintas a lo que se esperaba encontrar en cuanto al comportamiento de los tamaños de gránulo de lodo y la capacidad de remoción de materia orgánica del medio, ya que es novedoso el comportamiento del lodo así como también las variantes que pueden existir al aumentar o disminuir el tamaño de la partícula de gránulo.

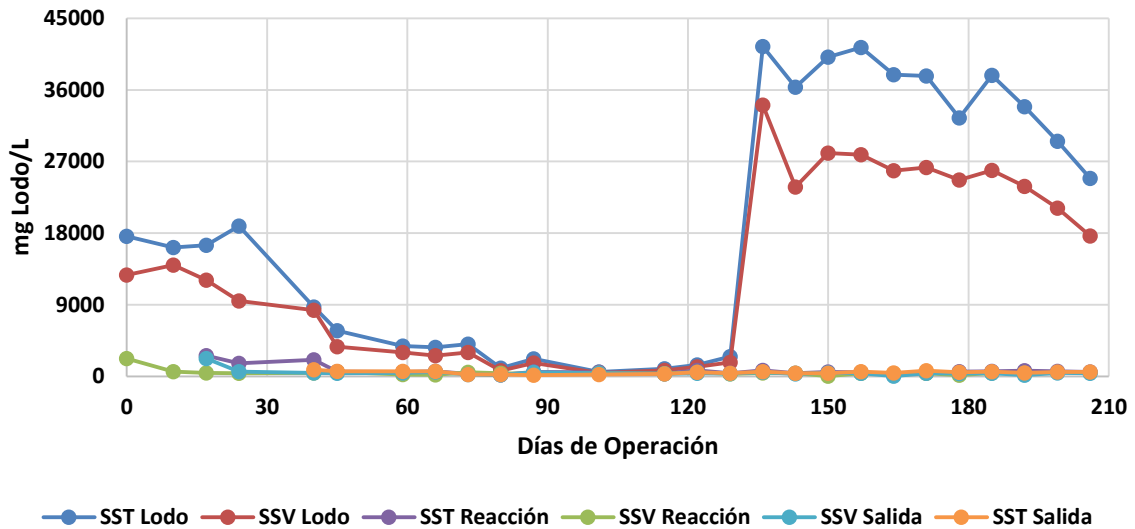


Gráfico 33. Correlación SST y SSV de lodo, zona de reacción y salida.

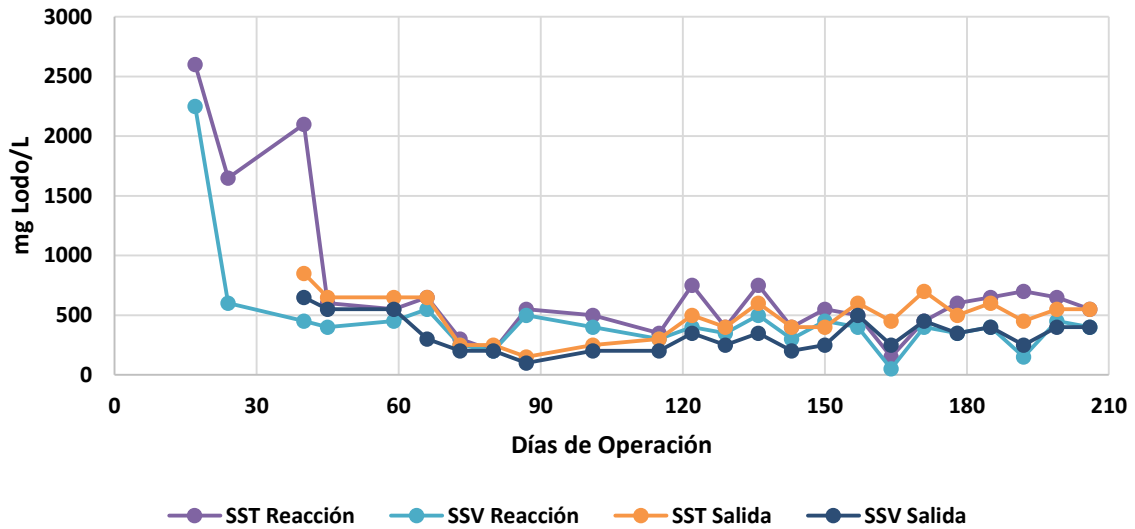


Gráfico 34. Correlación SST y SSV de zona de reacción y salida.

En el Gráfico 33 se muestra la correlación entre SST y SSV para el Lodo, Zona de Reacción y Salida. Se observó que en el reactor se encontraba una alta concentración de lodos, se observa en el gráfico el lodo mantuvo SST y SSV de 18000 y 14000 mg/L inicialmente sin embargo la concentración disminuyó hasta 1700 y 1400 mg/L respectivamente, los SST y SSV de la zona de reacción y la salida se mantuvieron bajos en ambos puntos registrando una concentración de 500 y 400 mg/L respectivamente como se muestra en el Gráfico 32, se ha reportado en otras investigaciones que en estos puntos las concentraciones fueron aproximadamente de 1200 mg/L de SST y 950 mg/L de SSV.

La disminución en la concentración de sólidos en la zona de reacción se atribuyó al tamaño de los gránulos de lodo que por el diámetro de la partícula fue posible que sedimenten así como para la salida los sólidos un suspendidos en el medio fueron retenidos por una serie de deflectores instalados por debajo del punto de salida, restándoles energía cinética. Con la segunda inoculación el día 135, hubo un incremento en la concentración de lodo aun mayor que la registrada en el día 0, alcanzando un valor para SST y SSV de 41000 y 34000 mg/L respectivamente, cabe mencionar que la concentración de SST y SSV se mantuvieron en un promedio de 500 y 400 mg/L respectivamente como se muestra en el Gráfico 34, aunado a la inoculación y el aumento de concentración de sólidos del lodo el diámetro de partícula disminuyo de 3.6 a 2.6  $\mu\text{m}$ , el tamaño de partícula de la nueva inoculación mantuvo la capacidad de sedimentación por lo que no causo variantes en las concentraciones de los puntos de la zona de reacción y salida.

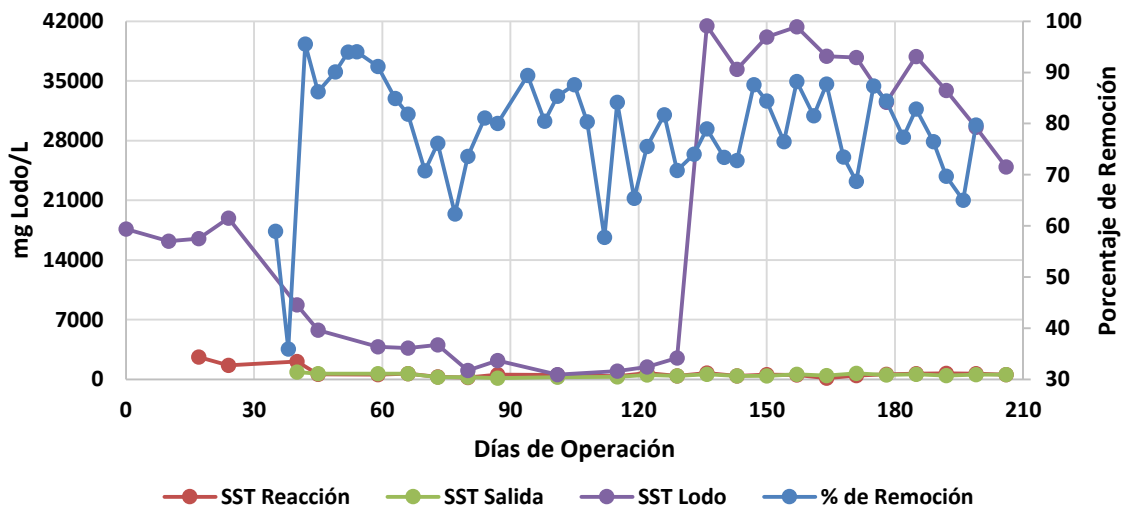


Gráfico 35. Correlación SST de Lodo, zona de reacción y salida; y porcentaje de remoción.

En el Gráfico 35 se muestra la correlación de SST para el lodo, zona de reacción y salida con el porcentaje de Remoción. El porcentaje de remoción fue calculado a partir del día 35 cuando el nivel del reactor llego al punto de salida; y se muestra el comportamiento ya descrito sobre los lodos en los Gráficos 30 y 31. Se observó en el gráfico que el porcentaje de remoción se mantuvo en un promedio de 80% a partir del día 112 de operación. Cabe mencionar que entre los días 112 a 135 no se afectó la capacidad de remoción de materia orgánica por la disminución de la concentración de lodos dentro del reactor, sin embargo al realizar la inoculación el día 135 la capacidad de remoción de materia orgánica se mantuvo

constante aunque la concentración de lodos aumento considerablemente también se observó que durante los días 112 a 135 la generación de ácidos grasos volátiles disminuyo tal vez a la baja población de las poblaciones bacterianas precursoras de estos, sin embargo al realizar la inoculación a partir del día 135 al 210 se observó un incremento gradual en la concentración de ácidos grasos volátiles los cuales son precursores de gas metano. Por lo que una alta concentración de lodo no presento algún efecto sobre la capacidad de remoción de materia orgánica debido a que se mantuvo tal capacidad de remoción con una concentración mucho más baja con la variante que no se generaban ácidos grasos volátiles con una baja concentración de lodo.

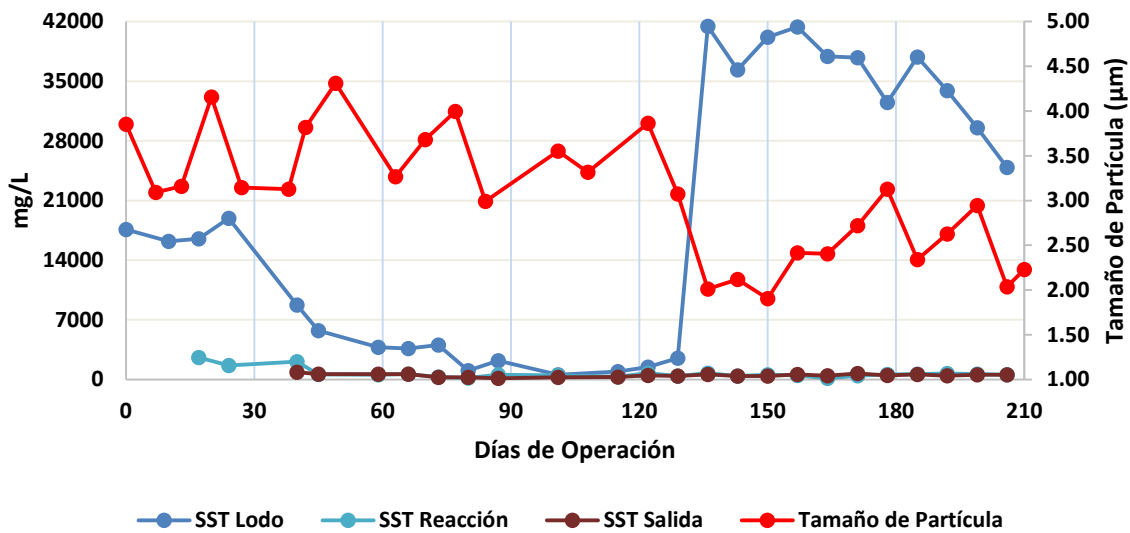


Gráfico 36. Correlación SST de lodo, zona de reacción y salida con tamaño de partícula.

En el Gráfico 36 se muestra una correlación para SST de Lodos, Zona de Reacción y Salida con relación del Tamaño de Partícula. Se observa que durante la primera etapa de operación del reactor que comprendió del día 0 al 135 se observó que mantuvo un diámetro promedio de 3.6 µm con ciclos de crecimiento y muerte que se repetían cada 25 días aproximadamente. Sin embargo al realizar nuevamente una inoculación del reactor el día 135 se observó una disminución en el diámetro del gránulo de lodo al tener un diámetro promedio de 2.6 µm manteniendo los ciclos de crecimiento y muerte cada 25 días aproximadamente. Se observó que al aumento de la concentración del lodo el diámetro disminuyo en comparación con una concentración mucho menor de lodo y un diámetro de tamaño de gránulo mayor entre los días 0 a 135. Esta disminución del tamaño de gránulo pudo tener

efectos positivos sobre el proceso de degradación anaerobio ya que aumento el área disponible y facilito la difusión del sustrato a través del gránulo.

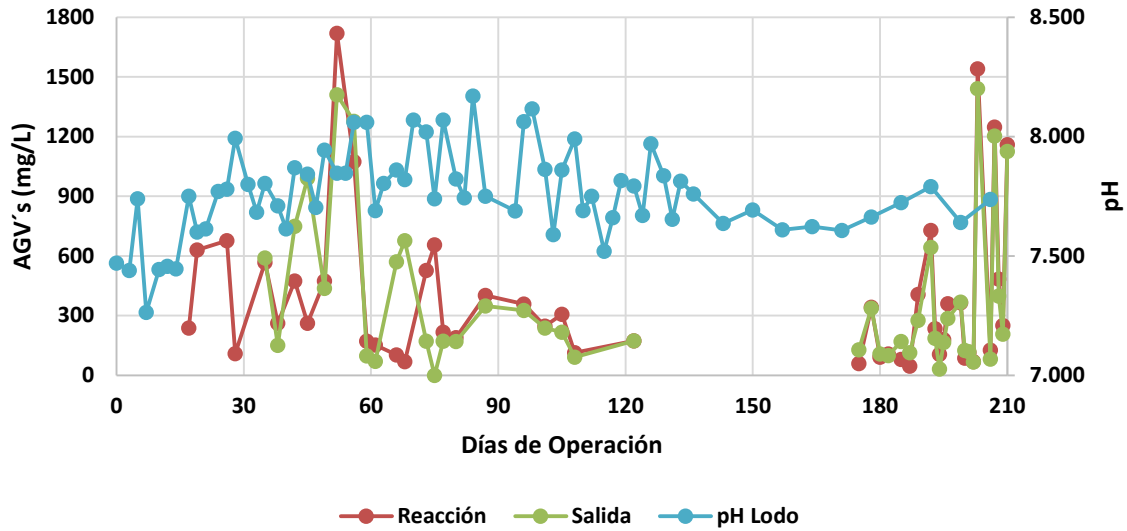
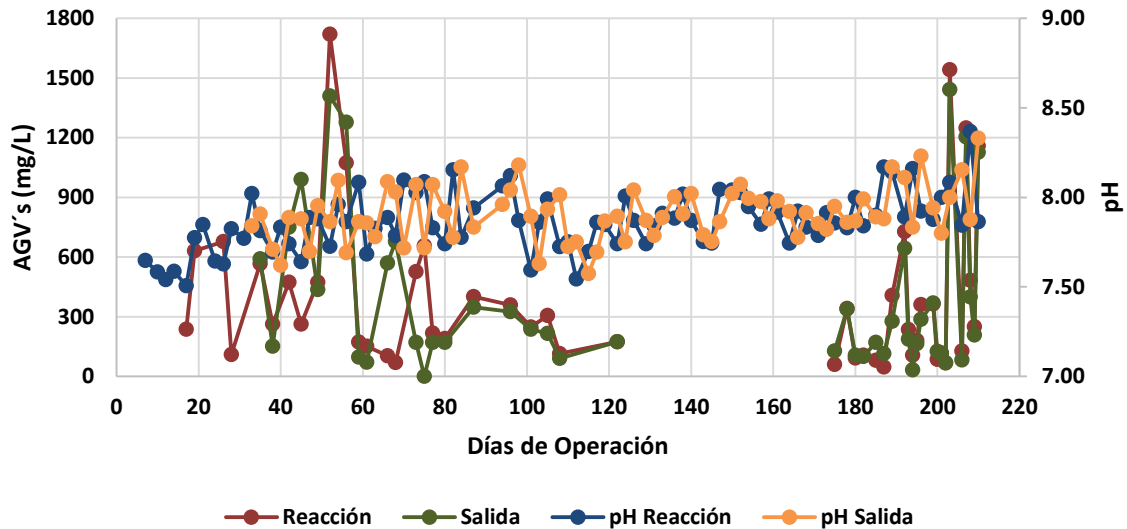


Gráfico 37. Correlación de ácidos grasos volátiles (AGV's) y pH de lodo.

En el Gráfico 37 se muestra la correlación para Ácidos Grasos Volátiles (AGV's) de Zona de Reacción y pH de lodo. A partir del día 17 se comenzó a monitorear la concentración de AGV's en la zona de reacción y el día 35 en la salida. Las mediciones se realizaban el día de la alimentación y un día posterior a la misma y monitorear el comportamiento de estos. Se observó que en la zona de reacción y la salida la concentración de AGV's es muy similar al ser un poco mayor en la zona de reacción. Durante los días 122 y 175 se observa una interrupción en la secuencia de los resultados debido a la falta de reactivos para realizar la determinación de AGV's, sin embargo se observa que a partir del día 17 al 52 la concentración de estos ácidos estaba en incremento así como un pH aproximado de 7.65, posteriormente a partir del día 52 al 112 se observa una disminución en la concentración y un aumento en el pH del lodo con un valor cercano a 8.0 con tendencia a la alcalinidad, esto podría atribuirse a la generación de sales que causaban esta tendencia. También se observó que posterior a la inoculación a partir del día 175 al 210 retomo el monitoreo de AGV's observando un incremento gradual en la concentración de estos así como una disminución en el pH manteniéndose aproximadamente en 7.65 y con una tendencia más lineal en comparación de la tendencia tan variante observada durante los días 17 al 58.



**Gráfico 38.** Correlación pH y AGV's de zona de reacción y salida.

En el Gráfico 38 se muestra la correlación para pH y AGV's en la zona de reacción y salida. Se observa que a partir del día 17 se inició con el monitoreo de AGV's para la zona de reacción los días de alimentación con la finalidad de observar la concentración inicial y al día siguiente de la alimentación para conocer el aumento de la concentración de AGV's. Se observó durante los primeros 75 días de operación una concentración superior a los 500 mg/L y un pH de 7.7 y 7.8 aproximadamente para la zona de reacción y salida, sin tener una tendencia a la alcalinidad y mantenerse en un intervalo óptimo de operación. Sin embargo el continuo muestreo del lodo causa la disminución en su concentración causando la descompensación de las poblaciones microbianas del lodo, afectando principalmente las bacterias precursoras de la producción de AGV's, pese a esto el pH se mantuvo constante. Durante los días 122 a 175 se interrumpió el monitoreo de AGV's y el día 135 se realizó una nueva inoculación del reactor. Se observó que el pH se mantenía constante posterior a la inoculación y se retomó el monitoreo de AGV's a partir del día 175 observando que la concentración de estos comenzaba a aumentar gradualmente debido a que posiblemente el nuevo inóculo se encontraba en una fase de adaptación. A partir del día 190 se registraron concentraciones de AGV's mayores a 500 mg/L sin que el pH se afectara por la generación de AGV's, tal generación se comprobó de manera paralela con un detector de gases el cual registro la presencia de gas metano para el cual los AGV's son los precursores para la producción de este gas.

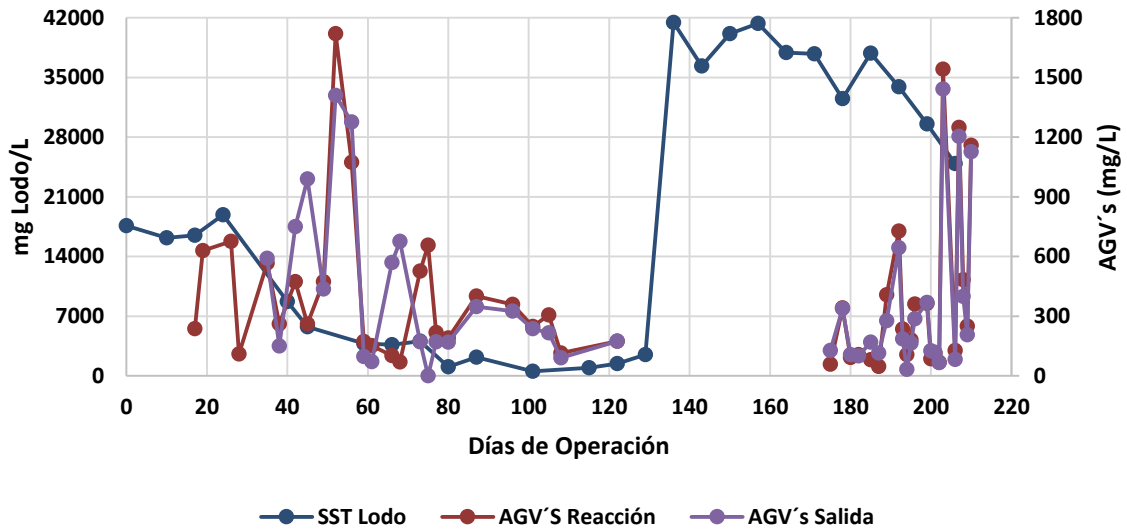


Gráfico 39. Correlación SST de lodo y AGV's de zona de reacción y salida.

En el Gráfico 39 se muestra la correlación de SST de Lodo y AGV's de zona de reacción y salida. Se observó que a partir del día 24 la concentración de lodos comenzó a disminuir así como de manera simultánea la concentración de AGV's comenzó a aumentar gradualmente hasta alcanzar un valor de 1700 mg AGV's/L aproximadamente. La concentración continuó disminuyendo así como también la concentración de AGV's. Al realizar la inoculación nuevamente el día 135 se observó cómo aumento la concentración de los SST en el lodo, a partir del día 172 se retomó el análisis de los AGV's en la zona de reacción y en la salida observando que con el paso de los días había un aumento gradual en la concentración de los AGV's así como una disminución en la concentración de los lodos como lo ocurrido durante los primeros 60 días de operación. La concentración más alta registrada posterior a esta segunda inoculación fue de 1600 mg AGV's/L aproximadamente, se cree que durante los días 135 a 172 el lodo estuvo en una fase de adaptación y al retomar el monitoreo de AGV's se observó el aumento en la concentración de estos. Cabe destacar que la fase de adaptación de lodo en el reactor para alcanzar una concentración de AGV's de al menos 500 mg/L fue aproximadamente entre 35 a 42 días posteriores a la inoculación realizada, así como también la relación notable entre la concentración lodo presente en el reactor y la presencia de AGV's.

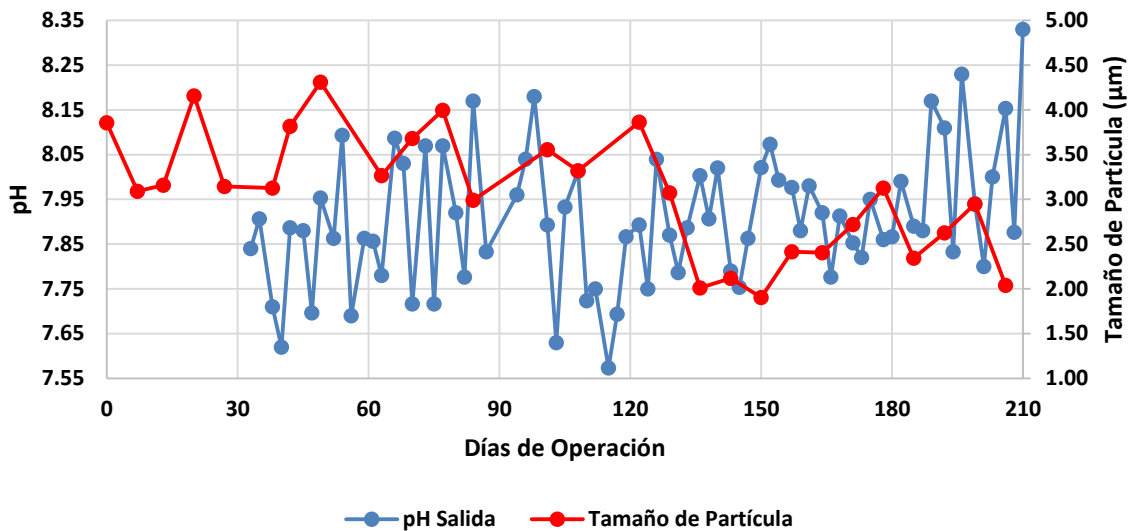


Gráfico 40. Correlación pH salida y tamaño de partícula.

En el Gráfico 40 se muestra la correlación entre el pH de Salida y el tamaño de partícula de lodo. Se observó que durante los 210 de operación del reactor el pH del punto de salida se mantuvo constante con un promedio de 7.9 aproximadamente y con una tendencia a la alcalinidad, posteriormente a las inoculación realizada el día 135 de operación no se observaron variaciones en el pH con respecto al registrado durante los primeros 135 días de operación; se observó que el pH de salida mantuvo una tendencia a la alcalinidad posiblemente a la generación de sales por el metabolismo de las bacterias del lodo. El pH de salida no fue un factor que influyó sobre el tamaño de partícula.

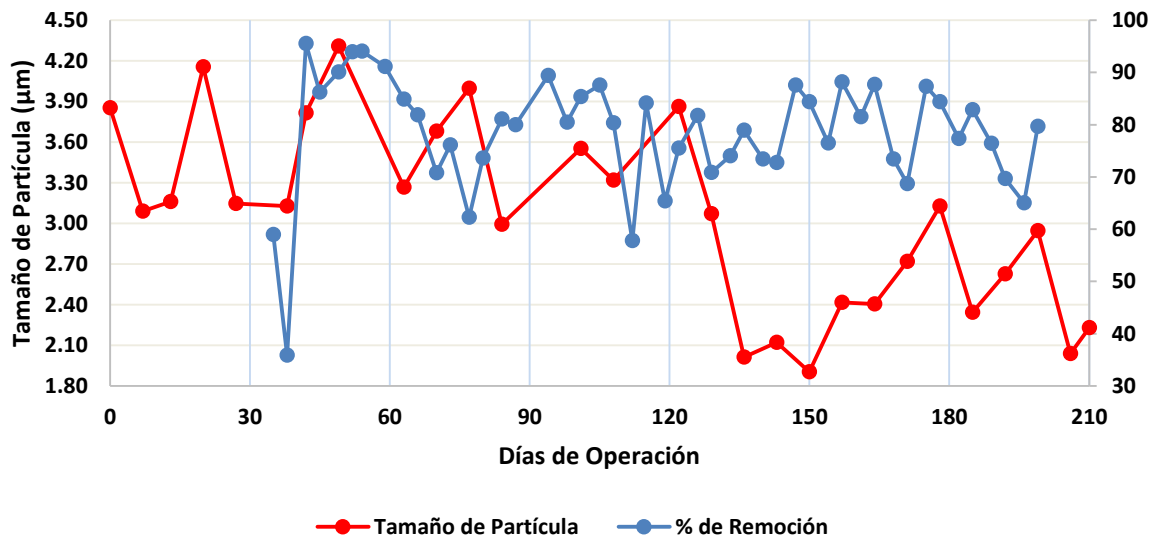


Gráfico 41. Correlación tamaño de partícula y porcentaje de remoción.



En el Gráfico 41 se muestra la correlación entre el tamaño de partícula y el porcentaje de remoción. El tamaño de partícula se mantuvo en un diámetro promedio de  $3.6 \mu\text{m}$  aproximadamente durante los primeros 135 días de operación del reactor. Se comenzó a monitorear el porcentaje de remoción a partir del día 35, momento en el cual se alcanzó el máximo nivel de agua en el reactor. Entre el día 35 y 138 el porcentaje de remoción se mantuvo en un promedio de 80% considerando el proceso como capaz de remover altas concentraciones de DQO ya que se alcanzaban registros de hasta  $15000 \text{ mg DQO/L}$  que en comparación con otro tipo de procesos anaerobios se utilizaban cargas orgánicas de  $7000 \text{ mg DQO/L}$  logrando en estos trabajos remociones alrededor del 80%, por lo que con mayor carga orgánica contenida se logró un mejor resultado. Durante los primeros 135 días también se observaron ciclos de crecimiento y disminución en el tamaño de gránulo de lodo, estos ciclos se repetían cada 25 a 30 días aproximadamente por lo que se cree que al momento de aumentar el diámetro los microorganismos se encontraban en una fase de crecimiento exponencial y a la disminución del mismo en su fase de muerte. Sin embargo cabe destacar que los registros cuando el diámetro del gránulo de lodo alcanzaba su máximo diámetro el porcentaje de remoción no fue el más alto, sin embargo cuando el tamaño del gránulo disminuía el porcentaje de remoción era mucho mayor, esto podría atribuirse a la mayor disponibilidad de área que existía cuando el diámetro del gránulo de lodo disminuía así como también la facilidad para que sustrato pudiera difundirse a través del gránulo de lodo. Pese a que a partir del día 60 comenzó a registrarse una disminución en la concentración de lodo, la capacidad de remoción así como el tamaño del gránulo se mantuvieron constantes, ya que creía que al haber una disminución en la concentración los gránulos disminuirían su tamaño y por consiguiente también su eficiencia en la remoción de la materia orgánica.

El día 135 se realizó una inoculación nuevamente en el reactor ya que la concentración de lodo en el reactor era muy baja así como la generación de AGV's no era la suficiente para la producción de gas metano. Al inocular el reactor se continuó operando de manera normal y se continuó con el monitoreo de las diversas variables fisicoquímicas de interés, unas de estas variables fueron el porcentaje de remoción y el tamaño de partícula de gránulo de lodo. Se observó que a partir de este día al aumentar la concentración de lodo en el reactor hubo una disminución en el tamaño del gránulo del lodo a un diámetro aproximado de  $2.6 \mu\text{m}$ , así como también se observó que se repetían los ciclos de crecimiento exponencial

y muerte de los microorganismos, este ciclo se continuaba repitiendo cada 25 a 30 días aproximadamente aunque el diámetro de la partícula disminuyera. También se observó que la capacidad de remoción de materia orgánica se mantuvo constante y un comportamiento más lineal en comparación con la registrada durante los primeros 135 días de operación, removiendo aproximadamente el 82% de la materia orgánica disuelta en el agua de alimentación. Durante los últimos días de operación se observó que la concentración de DQO en la alimentación fue aproximadamente de 20000 mg DQO/L debido a las actividades propias en las instalaciones del Rastro de Morelia. Pese a este aumento en la DQO de alimentación el reactor mantuvo su capacidad de remoción, uno de los factores que pudo facilitar que el proceso se mantuviera estable fue una mayor disponibilidad de área superficial para llevar a cabo las reacciones metabólicas por parte de los microorganismos presentes en el lodo así como también al disminuir el tamaño de partícula de lodo existía una mayor facilidad en la difusión de la materia orgánica a través del mismo y el desarrollo de las poblaciones microbianas creando un ambiente simbiótico propicio para que se desarrollaran y pudieran mantenerse las poblaciones.

Aunado a esta inoculación realizada a partir del día 135 se observó un incremento en la concentración de AGV's los cuales son precursores para la producción de gas metano. Estos AGV's habían disminuido considerablemente durante los días 60 a 135 debido a la disminución de la concentración de lodo. Se realizaron mediciones en la zona de captura con un dispositivo especial para detectar presencia de metano, al realizar tales mediciones al siguiente día de haber realizado la alimentación al reactor se observó que al haber una alta concentración de AGV's en el medio la concentración de gas metano en el biogás generado era mucho mayor. Esta tendencia se observó durante los últimos 20 días de operación del reactor. Se cree que si se continuara trabajando con el reactor se lograrían resultados excelentes en la producción de biogás ya que el lodo se encontró en el día 210 ya estabilizado capaz de comenzar a producir biogás.

#### 4.9 OBSERVACIONES AL MICROSCOPIO

Se realizaron observaciones al microscopio de las muestras que eran almacenadas para el análisis de Tamaño de Partícula, estas observaciones fueron hechas desde la muestra del día 0 al 210 de operación. Tales muestras fueron preparadas mediante una dilución con una relación 1:10, con la finalidad de observar de manera más clara los gránulos formados por las bacterias contenidas en el lodo.

Para las observaciones en el lodo se contó con un microscopio Marca Leica Modelo DM 500, el cual constaba de cuatro lentes de aumento, de los cuales fueron empleados para las observaciones los lentes de 40 X y 100 X; el microscopio contaba con una cámara de alta resolución Marca Leica Modelo ICC50, con la cual mediante una computadora permitía tomar imágenes y video en tiempo real de las muestras analizadas.



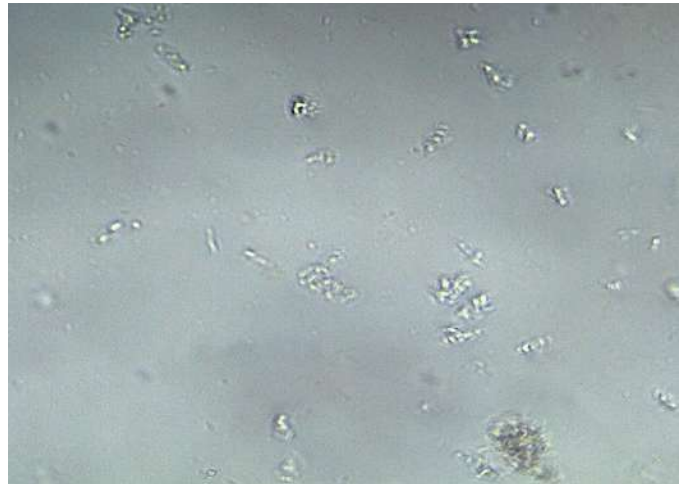
**Figura 15.** Microscopio Leica DM 500 y cámara Leica ICC50 HD.

#### 4.9.1 Muestra de inóculo

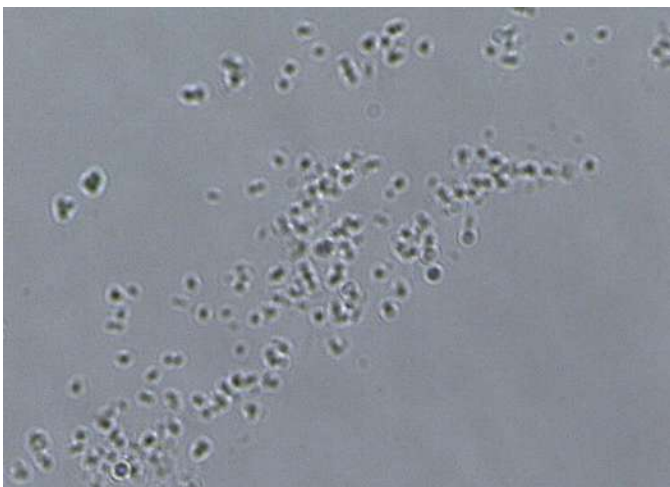
A continuación se muestran las imágenes obtenidas en el microscopio de las distintas muestras analizadas.



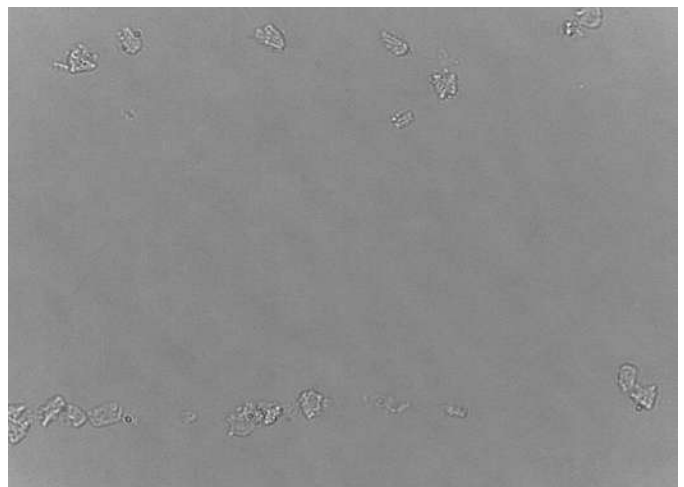
**Figura 16.** Lodo 05/05/2017.



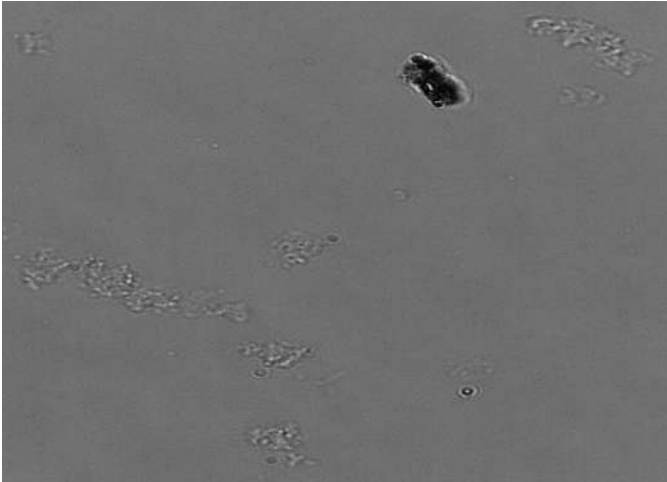
**Figura 17.** Lodo 02/06/2017.



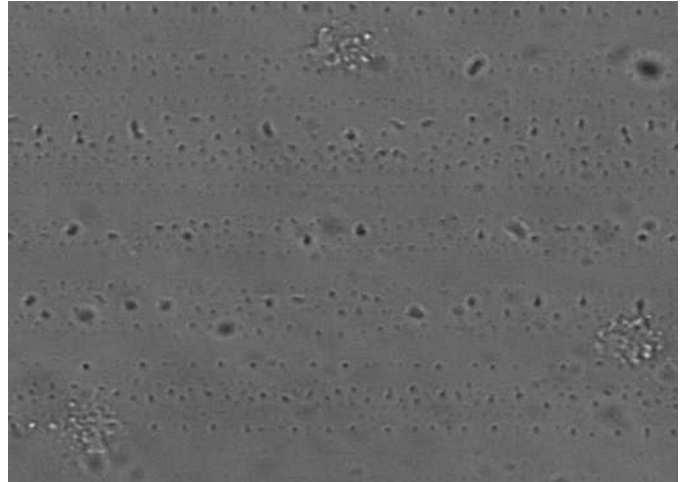
**Figura 18.** Lodo 16/06/2017.



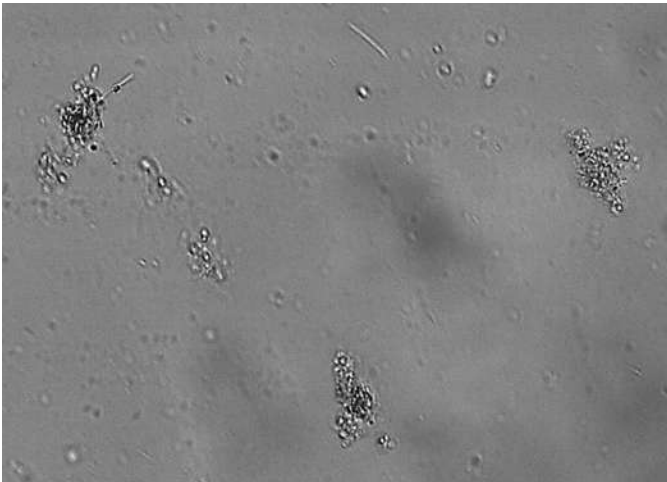
**Figura 19.** Lodo 07/07/2017.



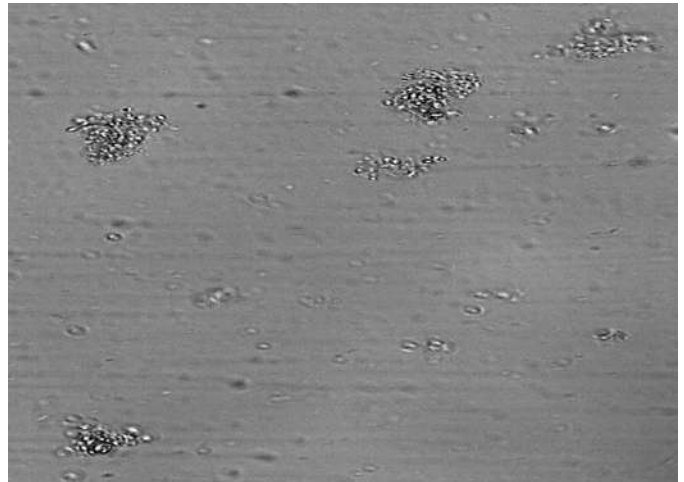
**Figura 20.** Lodo 14/08/2017.



**Figura 21.** Lodo 04/09/2017.



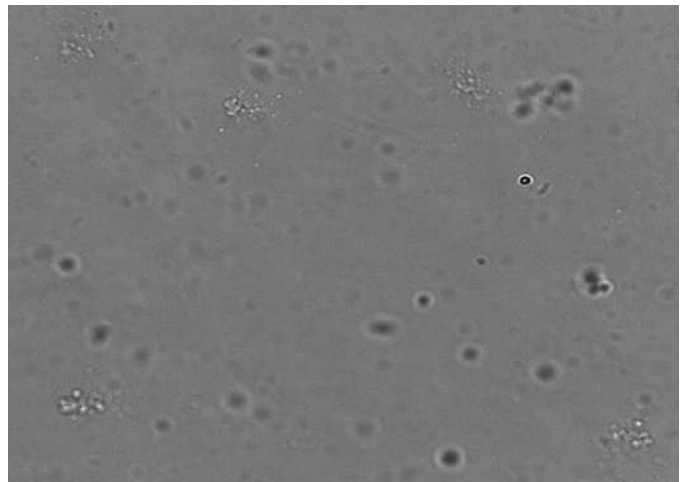
**Figura 22.** Lodo 18/09/2017.



**Figura 23.** Lodo 02/10/2017.



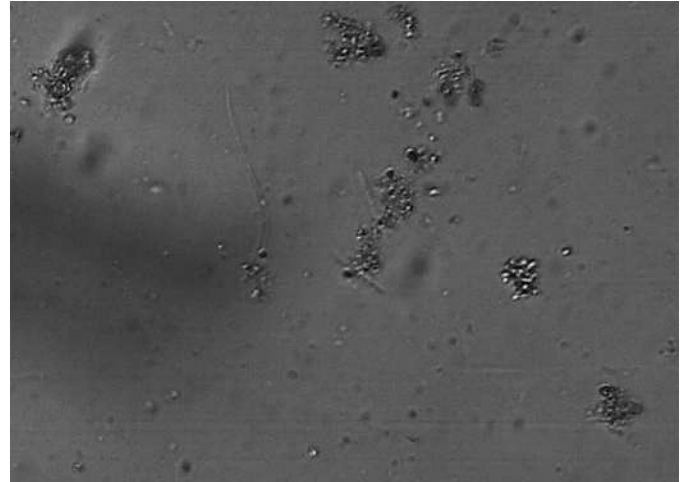
**Figura 24.** Lodo 16/10/2017.



**Figura 25.** Lodo 30/10/2017.



**Figura 26.** Lodo 06/11/2017.



**Figura 27.** Lodo 30/11/2017.

En la Figura 18 se muestra la conformación del lodo utilizado en el reactor UASB en el día 0 de operación. Se observó que las bacterias se encuentran dispersas en el medio así como la presencia de diversos tipos de microorganismos presentes en el lodo en cuanto a forma y tamaño.

En la Figura 19 se muestra la evolución del lodo pasados 28 días de operación, se observó que comenzaba la formación de gránulos ya que hay agrupaciones de varias bacterias en distintos gránulos que no tienen una forma definida.

A los 63 días de operación mostrados en la Figura 21 se observa un mayor número de gránulos dispersos por el medio así como el agrupamiento de varias bacterias aumentando el tamaño de los mismos en comparación con lo observado en la Figura 19. Estos gránulos ya presentan una forma semicircular y se encontraban muy cercanos a partículas de materia orgánica. Durante este periodo de tiempo la concentración de lodo en el reactor ya estaba disminuyendo por lo que no se observaba tantos gránulos formados como en la Figura 19.

En la Figura 22 se muestra la presencia de algunos gránulos de lodo, en esta imagen el reactor tenía un tiempo de operación de 101 días de operación, en esta imagen se muestra un aumento en el tamaño de los gránulos de lodo debido a la adhesión de más bacterias a estos observando una forma semi elíptica para estos gránulos, los gránulos se encuentran de diversos tamaños como lo demuestran los análisis de tamaño de partícula así como las observaciones realizadas en el microscopio.

El día 135 de operación mostrado en la Figura 24, fue tomada una muestra de lodo antes de realizar la nueva inoculación, se muestra el desarrollo de los gránulos de lodo cambiando la forma con una tendencia semicircular así como gránulos de distintos tamaños y formas; así como la cercanía de diversas bacterias a estos gránulos que podrían adherirse a ellos.

Se observó que a los 164 días de operación mostrados en la Figura 26, los gránulos de lodo habían disminuido su tamaño de manera considerable posiblemente a que el lodo estaba en una fase de adaptación y maduración de los gránulos los cuales no se observan muy definidos como en las imágenes de las muestras anteriores.

En la muestra tomada el día 185 mostrado en la Figura 28 se observó la formación nuevamente de gránulos, estos gránulos eran de menor tamaño a los observados en la Figura 24, sin embargo hay mayor disponibilidad de ellos y con una variación de tamaños. También se observaron bacterias agrupándose y comenzando a formar gránulos de diámetros muy pequeños hasta la adhesión de bacterias a gránulos de mayor tamaño.

Finalmente el día 210 de operación fue observada la muestra de lodo tomada que se muestra en la Figura 29, en la cual es clara la formación gránulos de diversos tamaños y formas, del día de la inoculación (día 135) a este día se observó una evolución notoria en la conformación de los gránulos de lodo pasados 75 días de operación. Aunado a estas observaciones los parámetros fisicoquímicos se mantuvieron estables así como el aumento en la concentración de AGV's y la presencia  $\text{CH}_4$  en el biogás generado, permitiría atribuir que el lodo estaba estabilizado.

#### **4.10 EVALUACIÓN MICROBIOLÓGICA**

Se realizó el monitoreo de la evolución de las poblaciones microbianas presentes en el lodo anaerobio contenido en el reactor a partir del día cero de operación y conocer las poblaciones presentes en el lodo hasta el día 210 de operación y observar la evolución de tales microorganismos. Fueron utilizados medios selectivos con la finalidad de permitir el desarrollo de microorganismos capaces de degradar los componentes nutricionales

contenidos en cada medio, lo cual para otros microorganismos tales nutrientes inhibidores evitando el desarrollo en tales medios.

Fueron analizadas cinco muestras las cuales fueron tomadas los días 0, 15, 30, 147 y 210. En la Tabla 8 se enlistan los medios utilizados, el sustrato así como el tipo de bacterias que se pueden aislar con cada medio. En el apartado de Anexos II se muestran imágenes y características morfológicas para cada una de las cepas aisladas en cada una de las muestras analizadas.

En la muestra uno se encontró nueve tipos de bacterias en el medio de Tributirina el cual es apto para bacterias degradadoras de lípidos. Al realizar la Tinción de Gram y observar al microscopio se encontraron Bacilos Gram Positivos y Negativos así como Cocos Gram Positivo. Una característica similar en todas las bacterias asiladas en este medio fue presentaron apariencia cremosa y crecimiento rápido en el medio. En el medio Plate Count implementado para aislar bacterias degradadoras de proteínas fueron aisladas cuatro tipos de bacterias la cuales al realizarles la Tinción de Gram y observar en el microscopio se encontraron Bacilos y Cocos Gram Positivos; una característica de tales microorganismos fue un crecimiento uniforme en el medio así como coloraciones de tonos marrón y cremosa. En el medio mineral adicionado con carboximetilcelulasa para bacterias degradadoras de materia vegetal, fueron encontradas cinco tipos distintos de bacterias las cuales al realizar la Tinción de Gram y las observaciones al microscopio se encontró bacterias del tipo Cocos Gram Positivo y Negativo y Bacilos Gram Negativo, se observó una coloración general de un tono grisáceo y crecimiento uniforme en el medio. Para el medio mineral enriquecido con almidón se lograron aislar cuatro tipos de bacterias a las cuales se les realizó la Tinción de Gram y posteriormente fueron observadas en el microscopio encontrando Cocos Gram Positivos y Negativos, los medios presentaron de manera general una apariencia de un tono blanco con crecimiento uniforme por todo el medio. En el medio OF Basal enriquecido con azúcares simples, se aislaron cuatro tipos de bacterias a las cuales se les realizó la Tinción de Gram y al realizar las observaciones al microscopio se encontraron Bacilos y Cocos Gram Positivos, todas las bacterias que crecieron en el medio se con una tonalidad blanca y crecimiento uniforme con apariencia cremosa en el medio.



Para las muestras dos y tres se implementó la misma metodología que la realizada en la muestra 1, se observó que a los 15 y 30 días de operación no hubo cambios notables en las poblaciones bacterianas debido a que el tiempo entre ambos muestreos aún era muy corto así como también debido a que los microorganismos anaerobios se adaptan y desarrollan lentamente no fue posible observar un cambio considerable en las poblaciones bacterianas presentes y realizar una comparación con las poblaciones iniciales. Sin embargo cabe destacar al realizar las pruebas con el medio TSIA para bacterias acetogénicas no hubo crecimiento en la muestra uno, lo cual se podría atribuir al corto tiempo de adaptación que tenía el lodo. Ya que estas bacterias anaerobias requieren periodos de tiempo largos para su adaptación y desarrollo. Sin embargo en la muestra dos se observó crecimiento y se logró asilar tres tipos de bacterias las cuales al realizar la Tinción de Gram y al observar al microscopio se observó que había presentes Cocos y Bacilos Gram Negativos.

Para la muestra cuatro colectada el día 147 de operación se realizaron las distintas pruebas con los medios mostrados en la Tabla 8 así como la Tinción de Gram y observaciones morfológicas. En los medios Plate Count, Tributirina y Mineral no se observó variantes en las poblaciones microbianas al mantener el mismo crecimiento y características morfológicas en los medios. Sin embargo para el medio OF Basal para bacterias fermentadoras de azúcares aún no había la generación de ácidos grasos, debido a que días previos a la toma de la muestra se realizó nuevamente una inoculación, esto tuvo como resultado una nueva fase de adaptación para el lodo sin embargo en este caso si hubo un crecimiento de las bacterias fermentadoras pero aún no generaban los ácidos. Les fue aplicada la Tinción de Gram y al observarlas al microscopio se observaron Cocos y Bacilos Gram Positivos los cuales tenían un crecimiento uniforme de una tonalidad blanca para todas las bacterias asiladas de este tipo. Cabe mencionar que cuando hay generación de ácidos el medio vira de un tono morado a un tono amarillo o naranja el cual es indicador de presencia de ácidos grasos. Para el medio TSIA para bacterias acidogénicas, hubo crecimiento en comparación con lo observado en las tres muestras anteriores, se logró asilar únicamente un tipo bacteria de la cual al realizar la Tinción de Gram y al observar al microscopio se encontró que había presencia únicamente de Cocos Gram Positivos. Por lo que hubo variantes con respecto a las otras muestras analizadas.

# CAPÍTULO V

# CONCLUSIONES

## 5.1 CONCLUSIONES

- El tamaño de gránulo vario con respecto al tiempo debido a la fase de muerte y crecimiento de las bacterias presentes en los gránulos, esto se repite en un intervalo de tiempo entre 25 y 30 días, por lo que puede ser utilizado como una medida indirecta del nivel de envejecimiento del lodo.
- Un diámetro mayor del gránulo de lodo anaerobio dificulta la difusión del sustrato y hay una menor disponibilidad de área de reacción lo cual disminuye la capacidad de remoción de DQO.
- La formación y desarrollo de los gránulos de lodo anaerobio se mantuvo constante durante el periodo de operación.
- Las poblaciones microbianas evolucionan en función del tiempo, debido a la capacidad de adaptación que tienen al medio en que se encuentran.
- Los deflectores instalados previos a la salida del agua disminuyeron la fuga de SST y SSV.
- La capacidad de remoción de DQO fue de 80% aproximadamente, la cual fue constante se mantuvo constante a pesar de la disminución de temperatura 37° C a 33° C, lo cual difiere a lo reportado en la literatura por diversos autores.
- La capacidad de remoción se mantuvo constante a pesar de la disminución de la concentración del lodo.

## 5.2 RECOMENDACIONES

- Se recomienda que para la construcción del reactor anaerobio se asegure tener un recipiente con una completa hermeticidad, lo que permitirá evitar fugas ya sea del agua a tratar y/o gas.
- Realizar una instalación de alimentación adecuada para evitar interrupciones durante la alimentación al reactor y mantener una operación del reactor constante.
- Llevar a cabo la evaluación de las poblaciones microbianas del tipo acetogénicas y metanogénicas para poder conocer el desarrollo de las mismas.

**CAPÍTULO VI**  
**REFERENCIAS**  
**BIBLIOGRÁFICAS**

1. **Ammary**, Y. B. 2004. Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment. African journal of Biotechnology. 3(4). Pp. 236-238.
2. **Ayaz**, S. Ç., Akça, L., Aktaş, Ö., Fındık, N. y Öztürk, İ. 2012. Pilot-scale anaerobic treatment of domestic wastewater in upflow anaerobic sludge bed and anaerobic baffled reactors at ambient temperatures. Pp.60-67.
3. **Ballardes**, A. 1998. Rellenos sanitarios y tratamiento de residuos líquidos de mataderos municipales. CEPIS/OPS/BVS. 150 pp.
4. **Braile** P.P. y Cavalcanti J.E.W.A (1993). Manual de tratamiento de aguas residuárias industrias. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Brasil. 764 pp.
5. **Caicedo**, M. F. y Marín, A. J. 2006. Diseño, construcción y arranque de un reactor UASB piloto para el tratamiento de lixiviados. Tesis de especialidad (especialización en Ingeniería Ambiental). Universidad Nacional de Colombia. Manizales, Colombia. 49 pp.
6. **Carozzi** A., 1993. Pretratamiento de las aguas residuales de la industria lechera. In Proceedings of the fifth symposium on Waster Anaerobic Treatment. Universidad de Valladolid España.
7. **Castañeda**, B. y Marco, C. 2007. Tratamiento y aprovechamiento de los efluentes generados en la industria cárnica. Asociación para Investigación en Tecnologías Apropriadadas S.C. 99. 1-10).
8. **COFEPRIS**. (2006). Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. Comisión Federal para la Protección contra riesgos sanitarios. México D.F. 32 pp.
9. **COFEPRIS**. Comisión Federal para la Protección contra Riesgo Sanitario. 2005. “Guía para la administración de rastros y mataderos municipales”. México D.F. 24 pp.
10. **CONAGUA**. 2007. Sistema Nacional de Información del agua. Comisión nacional del Agua. SEMARNAT. México.
11. **COWI** (2004). Cleaner production assessment in meat processing. Consulting Engineers a Planners AS. Dinamarca. 84 pp.
12. **Díaz**, B. M., Espitia, S. y Molina, F. 2002 digestión anaerobia una aproximación a la tecnología. Bogotá, Colombia.

13. **Eckenfelder**, W, W. Water Quality Engineering for practicing. Engineers. CBI Pub. Co. Inc. pp 35-57 en Acosta L, Y., Obaya A, C. 2005. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte i. ICIDCA. Sobre los derivados de la Caña de Azúcar, vol. XXXIX, núm.1, 2005. Pp. 35-48, Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Derivados de la Caña de Azúcar Cuba.
14. **Flotats**, X., Campos, E., Bonmatí, A. 1997. Aprovechamiento energético de residuos ganaderos. Departamento de medio ambiente y ciencias del suelo. Universidad de Lleida. 3er Curso d'Enginyeria Ambiental. Aprofitament energetic de residuos orgánicos. Lleida.
15. **García**, C. C. C. 2012. Evaluación de la capacidad de remoción de materia orgánica de las aguas residuales de los rastros en un reactor UASB. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
16. **Gray** N.F., 2010. Water Technology. An Introduction for Environmental Scientists and Engineers. Tercera edición, McGraw Hill, Dublin.
17. **Guardado**, J. 2007. Diseño y construcción de plantas de biogás sencillas. Editado por Cubasolar. La Habana Cuba.
18. **Gutiérrez**, A., Fernández, G. P., Martínez, N. R. and. Poggi. 2004 "Slaughterhouse Wastewater treatment in a Full Scale System with Constructed Wetlands". Water Env. RES pp., 76: 334-343).
19. **Hock**, D., Massafro, C. 2012. Sistema de tratamiento de efluentes en matadero de campaña en seclantas (Salta). Centro INTI Salta.
20. **Hulshoff**, POL, L. 1987. Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos—UASB. Universidad Del Valle, CVC. Universidad Agricola de Wageningen.
21. **IFC**. /2007). Environmental, health and Safety Guidelines for Eat Processing. International finance Corporation. World Bank Group. 14 pp. Disponible en el sitio de Internet de la Corporación Internacional de Financiamiento (IFC, International Finance Corporation. World Bank Group).
22. **Jiménez** L, E., Mojica, H. M. L. 2005. Estudio de factibilidad de un reactor anaerobio de flujo a pistón a escala de laboratorio, en el tratamiento de aguas residuales domésticas del municipio de Tunja a una temperatura promedio de 14 °C.

23. **Leandro M.**, Azario R., Metzler C. y García C., 2004. La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadoras a partir de fuentes superficiales. Hig. Sanid Ambient. 4: 72-82.
24. **Lettinga**, G., Hulshoff, Pol. L y Zeeman, G. 1999. Lecture notes: Biological Wastewater treatment. Wageningen University.
25. **Lopes**, P. E., Montenegro C. C. M. Moterani, F. Physical-chemical and operational performance of an anaerobic baffled reactor (UASB) treating swine wastewater.
26. **López J. E.**, Morgan J. M., Noyola A. Arranque de reactores anaerobios industriales: dos casos de estudio.
27. **Martí**, O. N. 2006. Phosphorous Precipitation in Anaerobic Digestion Reactor. Boca Raton, Florida, USA.
28. **Morales P. M.** 2005. Digestión Anaerobia de Lodos de Plantas de Tratamiento de Aguas y su aprovechamiento. Tesis Licenciatura. Ingeniería Química con área en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ingeniería Química y Alimentos, Escuela de Ingeniería, Universidad de las Américas Puebla.
29. **Morales**, F. D., Méndez, N. R., Tamayo, M. 2009. Tratamiento de aguas residuales de rastro mediante semillas de *Moringa oleífera Lam* como coagulante. Tropical and Subtropical Agroecosystems, Universidad Autónoma de Yucatán. México. Vol. 10. Num. 3, pp 523-529.
30. **Motteran**, F., Pereira, E. L., Campos, M. M. The behavior of an anaerobic baffled reactor (UASB) as the first stage in the biological treatment of hog farming effluents Department de Engenharia Agrícola, UFLA, and Campus Universitario.
31. **Muñoz**, D. 2005. “Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero: para una población menor de 200 habitantes”. Biotecnología en el Sector Agropecuario y agroindustrial. Colombia, 3 (1): 87-98.
32. **Noyola**, A. (1994) Diseño inoculación y arranque de reactores UASB.
33. **Orozco**, A. Digestión anaerobia. Elementos de diseño; reactores con baffles. Universidad de los Andes.
34. **Ortiz**, B. p. E. 2013. Control Operacional de Reactores Anaerobios.











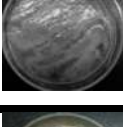

35. **Osorio**, D. M. L. 2010. Arranque del reactor anaerobio de flujo pistón número dos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la universidad Pontificia Boliviana sección Bucaramanga. Bucaramanga. 92 pp.
36. **Pacheco J.**, Magaña A. 2003. Arranque de un reactor anaerobio. Ingeniería Revista Académica.
37. **Palomares**, R. C. 2013. Evaluación de la producción de biogás bajo condiciones controladas de temperatura en un reactor UASB con alimentación intermitente de agua residual de rastro. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
38. **Romero O. L.**, Ramírez V. F., Álvarez S. C., Miranda A. M 2011. Uso de hidrófitas y un sistema anaerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. Polibotánica. 31: 157-167.
39. **Sandoval**, J. C., Carreño, M., Castillo, E., Mendoza, m. 2007. Caracterización microbiológica de lodos anaerobios utilizados en el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Sienta et Technica (35): 509-514.
40. **Signorini**, M., Civit, S., Bonilla, M., Calderón, M., Pérez, A, Espeje, M., Almanza, C. 2006. Evaluación de riegos de los rastros y mataderos municipales. Informe técnico. México D.F.
41. **Singh**, S., Haberl, R., Moog, O., Shrestha, R. R., Shrestha, R. R., Shrestha, P. y Shrestha, R. 2008. Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal-A model for dewast.
42. **Tarek**, S. 2009. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing up flow Septic Tank/Baffled Reactor (USBR) in developing countries. Ain Shams University. Department of Public Works Engineering. Abbasia, Cairo, Egypt.
43. **Tchobanoglous**, G., Theisen, H. y Vigil, S. 1994. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Ed. McGraw-Hill, México, 1087 pp.
44. **Terry**, B. A., Fernández, B. M., Zenia Almeida, D. 2008. Consideraciones generales para el desarrollo de una estrategia de granulación en reactores UASB. Centro de estudios de biotecnología industrial CEBI, Universidad de Oriente, Tecnología Química Vol. XXVIII, No. 1.



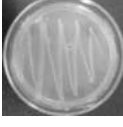
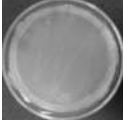
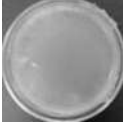



45. **Vereda**, A. C., Gómez, L. C., García Herruzo F. y Rodríguez Maroto. 2006. Producción de biogás a partir de residuos vegetales (II) biorreactores anaeróbicos. Departamento de ingeniería química, universidad de Málaga. pág. 1, 2, 3 (5)).
46. **Virginia** Lahera Ramón. Infraestructura sustentable: las plantas de tratamiento de aguas residuales. Quivera, vol. 12, núm. 2, 2010, pp. 58-69, Universidad Autónoma del Estado de México. México.






# ANEXOS

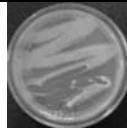
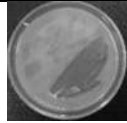





## ANEXO I. ANÁLISIS MICROBIOLÓGICOS

CULTIVO	MEDIO	TINCIÓN GRAM	COLOR	OPACIDAD	CONSISTENCIA	FORMA	ELEVACIÓN	BORDE	TEXTURA
<b>MUESTRA 1</b>									
	A Tributirina	Bacilos (-)	Amarilla	Opaco	Mucosa	Lisa	Aplanada	Filamentoso	Lisa
	B Tributirina	Bacilos (-)	Amarilla verdosa	Transparente	Viscosa gelatinosa	Lisa	Aplanada	Filamentoso	Lisa
	C Tributirina		Amarilla claro	Transparente	Dura moco	Lisa filamentosa	Aplanada	Filamentoso	Granulosa
	D Tributirina	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Viscosa/cremosa	Irregular	Aplanada	Dentado	Escamosa
	E Tributirina	Bacilos (+)	Amilla claro con bordes blancos	Transparente bordes opacos	Mucosa, cremosa	Irregular	Pulvinado y plano	Lacerado	Granulosa
	F Tributirina	Cocos (+)	Café	Opaca y transparente	Transparente en el estriado y cremosa alrededor	Lisa	Aplanada	continuo	Lisa




	G Tributirina	Cocos (+)	Verde fosforescente	Opaca	Dura	Lisa	Aplanada	Dentado	Lisa
	H Tributirina	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Dura	Rizoide/circular	Aplanada	Lacerado	Granulosa
	I Tributirina	Cocos (+)	Blanca/beige	Transparente	Viscosa	Irregular	Aplanada	Dentado	Lisa
	A Plate Count	Bacilos (+)	Amarilla	Transparente	Mucosa/viscosa	Circular	Aplanada	Continuo	Lisa
	B Plate Count	Bacilos (+)	Blanca	Opaca	Dura	Irregular	Aplanada	Ligeramente dentado	Lisa
	C Plate Count	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Cremosa	Irregular	Aplanada	Dentado	Lisa
	D Plate Count	Bacilos (+)	Amarilla verdosa	Transparente	Dura	Irregular	Aplanada	Lacerado	Lisa
	A Mineral Almidón	Cocos (-)	Amarilla	Transparente	Mucosa	Circular	Convexa	Continuo	Lisa

	B Mineral Almidón		Café	Opaca	Semilíquida	Circular	Ubonada	Continuo	Lisa
	C Mineral Almidón		Blanca	Opaca	Dura	Rizoide	Aplanada	Digitado	Granulosa
	D Mineral Almidón	Cocos (+)	Beige	Opaca	Semilíquido	Filamentoso	Aplanada	Filamentoso	Granulosa
	E Mineral Almidón	Cocos (-)	Amarilla	Transparente	Seca	Irregular	Aplanada	Irregular liso, lacerado	Granulosa
	A Mineral Carboximetilcelulosa	Bacilos (+)	Transparente	Transparente	Dura	No tiene	Aplanada	Filamentosa Y estriado	Escamosa
	B Mineral Carboximetilcelulosa	Cocos (+)	Naranja	Transparente	Seca	Circular	Aplanada	Continua	Lisa
	C Mineral Carboximetilcelulosa	Bacilos (-)	Beige	Transparente	Seca	Irregular	Aplanada	Digitado	Lisa
	D Mineral Carboximetilcelulosa	Cocos (+)	Beige	Transparente	Seca	Circular	Aplanada	Irregular	Lisa

	E Mineral Carboximetilcelulosa	Cocos (-)	Beige	Transparente	Seca	Circular	Aplanada	Continua	Granulosa
	A OF Basal	Bacilos (+)	Azul	Transparente	Gelatinosa	Lisa	Aplanada	Continuo	Granulosa
	B OF Basal	Bacilos (+)	Azul	Opaca	Cremosa	Irregular	Aplanada	Irregular	Lisa
	C OF Basal		Azul	Opaca	Seca	Lisa	Ubonada	Dentado y, lacerado	Granulosa
	D OF Basal	Cocos (+)	Azul	Transparente	Circular	Lisa	Ubonada	Dentado, erosionado	Lisa, y escamosa

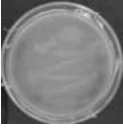




CULTIVO	MEDIO	TINCIÓN GRAM	COLOR	OPACIDAD	CONSISTENCIA	FORMA	ELEVACIÓN	BORDE	TEXTURA
<b>Muestra 2</b>									
	A Plate Count	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Viscosa	Lisa	Ligeramente elevada	Lobulado-degradado	Lisa
	B Plate Count	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Seca-Suave	Lisa	Aplanada	No tiene	Lisa
	C Plate Count	Bacilos (+)	Blanca	Opaca	Seca-Suave	Lisa	Aplanada	Dentado	Ligeramente granular
	D Plate Count	Cocos (-)	Amarilla claro	Opaca	Seca- Dura	Lisa	Aplanada	No tiene	Lisa
	A Tributirina	Cocos (-)	Amarilla	Transparente	Viscosa- seca	Puntiforme	Pulvinada	Continua	Granular
	B Tributirina	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Viscosa	Lisa	Elevada	Continua	Granular
	C Tributirina	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Mucosa	Lisa	Elevada	Continua	Lisa

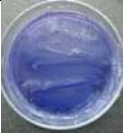












	D Tributirina	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Viscosa	Puntiforme	Aplanada	Erosionado y lacerado	
	E Tributirina	Bacilos (+)	Blanca	Transparente y opaca	Viscosa	Irregular	Aplanada	Dentados y filamentosos	Lisa
	F Tributirina	Cocos (+)	Blanca	Opaca	Seca- Suave	Reseca, tiene líneas	Aplanada	No tiene	Lisa
	A Mineral Carboximetilcelulosa		Beige	Transparente	Humeda -Dura	Irregular	Aplanada	Lacerado	Rugosa
	B Mineral Carboximetilcelulosa		Beige	Opaca	Seca-Dura	Irregular	Aplanada	No tiene	Lisa
	C Mineral Carboximetilcelulosa		Naranja	Opaca	Seca-Dura	Puntiforme	Elevada	Filamentosa	Granulosa
	D Mineral Carboximetilcelulosa		Amarilla	Opaca	Seca-Dura	Puntiforme	Aplanada	Filamentosa	Granulosa
	E Mineral Carboximetilcelulosa		Naranja	Opaca	Seca	Puntiforme	Ubonada	Dentado	Granulosa
	F Mineral Carboximetilcelulosa		Naranja	Opaca	Seca	Puntiforme	Aplanada	Dentado	Granulosa
	G Mineral Carboximetilcelulosa		Blanca	Opaca	Seca	Puntiforme	Aplanada	Continuo y Dentado	Granulosa
	H Mineral Carboximetilcelulosa		Amarilla	Opaca	Seca	Puntiforme	Aplanada	Continuo y Dentado	Granulosa
	A OF Basal		Azul	Transparente	Viscosa	Puntiforme-Lisa	Aplanada	Continuo y Dentado	Granulosa
	B OF Basal		Azul	Opaca	Seca-Dura	Lisa	Aplanada	Continuo	Liso




---

	C OF Basal	Cocos (+)	Azul	Transparente	Viscosa	Puntiforme	Elevada	Dentado	Granulosa
---	------------	-----------	------	--------------	---------	------------	---------	---------	-----------

CULTIVO	MEDIO	TINCIÓN GRAM	COLOR	OPACIDAD	CONSISTENCIA	FORMA	ELEVACIÓN	BORDE	TEXTURA
<b>Muestra 3</b>									
	A Mineral Almidón		Beige	Opaca	Seca	Rizoide	Elevada	Dentado	Lisa
	B Mineral Almidón		Beige	Opaca	Seca	Irregular	Elevada	Dentado	Lisa
	C Mineral Almidón		Blanca	Opaca	Seca	Puntiforme	Elevada	Continuo	Granulosa
	D Mineral Almidón		Amarilla	Opaca	Seca	Puntiforme	Elevada	Continuo irregular	Lisa
	A OF Basal	Cocos (+)	Azul	Opaca	Gelatinosa/seca	Puntiforme	Aplanada	Erosionado	Granulosa
	B OF Basal	Cocos (+)	Azul	Transparente	Gelatinosa	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Lisa
	C OF Basal	Bacilos (+)	Azul	Transparente	Gelatinosa	Puntiforme	Elevada	Digitado	Lisa
	D OF Basal	Cocos (+)	Azul rey	Transparente	Gelatinosa	Puntiforme	Elevada	Digitado	Lisa

	E OF Basal	Cocos (+)	Azul rey	Transparente	Gelatinosa	Puntiforme	Aplanada	Digitado	Lisa
	A TSIA	Bacilos (-)	Amarilla	Opaca	Viscosa	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Lisa
	B TSIA	Bacilos (-)	Blanca	Transparente	Seca	Puntiforme	Aplanada	Continuo y granuloso	Lisa
	C TSIA		Naranja	Opaca	Mucosa	Circular	Pulvinada	Continuo	Lisa
	D TSIA		Amarilla	Transparente	Gelatinosa	Rizoide	Aplanada	Lacerado	Granulosa
	E TSIA	Cocos (+)	Beige	Opaca	Seca	Irregular	Aplanada	Dentado	Lisa

CULTIVO	MEDIO	TINCIÓN GRAM	COLOR	OPACIDAD	CONSISTENCIA	FORMA	ELEVACIÓN	BORDE	TEXTURA
<b>Muestra 4</b>									
	A Mineral Almidón	Cocos (+)	Beige	Opaca	Seca	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Granulosa
	B Mineral Almidón		Beige	Opaca	Gelatinosa	Lisa	Elevada	Continuo	Lisa
	C Mineral Almidón		Blanca	Opaca	Seca	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Granulosa
	A OF Basal		Azul rey	Opaca	Gelatinosa	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Granulosa
	B OF Basal	Cocos (+)	Verde	Transparente	Mucosa	Lisa	Aplanada	Continuo	Lisa
	C OF Basal	Cocos (+)	Azul pastel	Opaca	Viscosa	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Granulosa
	D OF Basal		Incolora	Transparente	Gelatinosa	Lisa	Aplanada	Continuo	Lisa
	E OF Basal		Azul oscuro	Opaca	Reseco	Puntiforme	Aplanada	Dentado	Granulosa
	F OF Basal		Blanca	Opaca	Dura y seca	Lisa	Aplanada	Continuo	Líneas

	G OF Basal	Cocos (+)	Verde	Transparente	Viscosa	Irregular	Aplanada	Elevado y rugoso	Rugosa
	H OF Basal		Verde azulado	Opaca	Viscosa	Lisa	Aplanada	Continuo	Lisa
	A TSIA		Amarilla	Transparente	Viscosa	Puntiforme	Aplanada	Erosionado	Granulosa
	B TSIA	Cocos (+)	Amarilla	Opaca	Seca	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Granulosa
	C TSIA		Amarilla	Transparente	Viscosa	Puntiforme	Elevada	Continuo	Granulosa
	D TSIA		Beige	Opaca	Seca	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Granulosa
	E TSIA		Amarilla	Transparente	Viscosa	Puntiforme	Aplanada	Continuo	Granulosa
	F TSIA		Verde	Transparente	Gelatinosa	Puntiforme	Aplanada	Dentado	Lisa

## ANEXO II. DISEÑO Y ANÁLISIS DEL REACTOR

Se realizó el análisis del proceso anaeróbico para la degradación de materia orgánica contenida en agua residual proveniente del Rastro de Morelia. El análisis se realizó considerando cada cámara del reactor como un reactor anaerobio de flujo ascendente. Se muestran las reacciones correspondientes al proceso de anaeróbico:

- **Hidrólisis:**  $(C_6H_{12}O_6)_n + H_2O \rightarrow nC_6H_{12}O_6$
- **Acidogénesis:**  $C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow C_4H_7O_2 + 2HCO_3^- + 3H^+ + 2H_2$
- **Acidogénesis:**  $C_4H_7O_2 + 2HCO_3^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + H_2$
- **Metanogénesis:**  $2CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^- + H^+$
- **Metanogénesis:**  $HCO_3^- + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 3H_2O$



Figura 28. Reactor UASB.

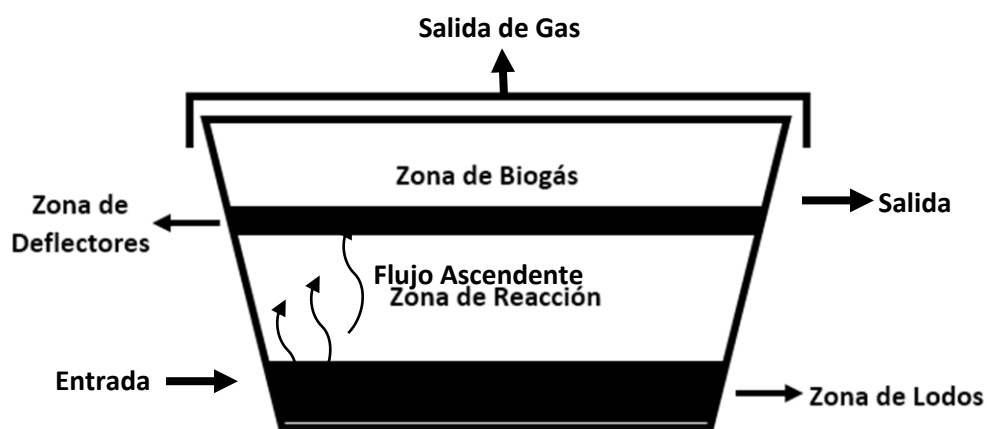


Figura 29. Cámara del reactor UASB.

### Intervalo del mecanismo de reacción

En base al mecanismo de reacción propuesto para el proceso de anaeróbiosis, se determinara el número de reacciones independientes para dicho proceso y poder determinar los balances de masa de cada reacción independiente.

# Rxn	$C_6H_{12}O_6$	$C_4H_7O_2$	$CH_3COO$	$CH_4$	$HCO_3$	$H_2O$	$HCO_3$	$H^+$	$H_2$
1	-1	1	0	0	0	-2	2	3	2
2	0	-1	2	0	0	-2	-2	1	1
3	0	0	-2	1	1	-1	0	1	0
4	0	0	0	1	-1	3	0	0	-4

# Rxn	$C_6H_{12}O_6$	$C_4H_7O_2$	$CH_3COO$	$CH_4$	$HCO_3$	$H_2O$	$HCO_3$	$H^+$	$H_2$
1	1	-1	0	0	0	2	-2	-3	-2
2	0	-1	0	1	1	-3	-2	2	1
3	0	0	-1	0.5	0.5	-0.5	0	0.5	0
4	0	0	0	1	-1	3	0	0	-4

# Rxn	$C_6H_{12}O_6$	$C_4H_7O_2$	$CH_3COO$	$CH_4$	$HCO_3$	$H_2O$	$HCO_3$	$H^+$	$H_2$
1	1	-1	0	0	0	2	-2	-3	-2
2	0	1	0	-1	-1	3	2	-2	-1
3	0	0	1	-0.5	-0.5	0.5	0	-0.5	0
4	0	0	0	1	-1	3	0	0	-4

$$\rho(\overline{N}) = 4$$

Al obtener una diagonal, nos permite conocer el intervalo del sistema que fue en este caso de 4, indicándonos que las 4 reacciones involucradas en la solución de la matriz son independientes, teniendo como conclusión que se deberán desarrollar 4 balances de materia (un balance por reacción).



## Diseño reactor UASB

### 1) Suposiciones de diseño:

- Reactor de flujo ascendente.
- Mezclado perfecto.
- Propiedades constantes.
- Flujos continuos.
- Reacción en el líquido.
- Estado estable.

### 2) Balances de Masa:

- Balance de masa Hidrólisis:

$$V_R \frac{dC_{MO}}{dt} = F(C_{MO}^E - C_{MO}^S) - V_R r_1$$

$$\frac{dC_{MO}}{dt} = \frac{F}{V_R} (C_{MO}^E - C_{MO}^S) - r_1$$

- Balance de masa Acidogénesis:

$$0 = F(C_{AZUCAR} - C_{C_4} - C_{CO_3} - C_{H_2}) - V_R r_2$$

- Balance de masa Acetogénesis:

$$0 = F(C_{C_4} - C_{CO_3} - C_{COO^-} - C_{H_2}) - V_R r_3$$

- Balance de masa Metanogénesis:

$$0 = F(C_{COO^-} - C_{CH_4} - C_{HCO_3^-}) - V_R r_4$$

- Balance de masa Metanogénesis:

$$0 = F(C_{HCO_3^-} - C_{CH_4}) - V_R r_5$$

### 3) Balance de Energía:

$$0 = F(\widehat{h}_E|_{T_e-T_s} - \widehat{h}|_{T_s-T_r}) + \varepsilon_1(-\Delta H_{r_2}|_{T_r}) + \varepsilon_2(-\Delta H_{r_2}|_{T_r}) + \varepsilon_3(-\Delta H_{r_3}|_{T_r}) \\ + \varepsilon_4(-\Delta H_{r_4}|_{T_r}) + \varepsilon_5(-\Delta H_{r_5}|_{T_r}) + \dot{Q}$$

## ANÁLISIS DE DIFUSIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN UN GRÁNULO DE LODO

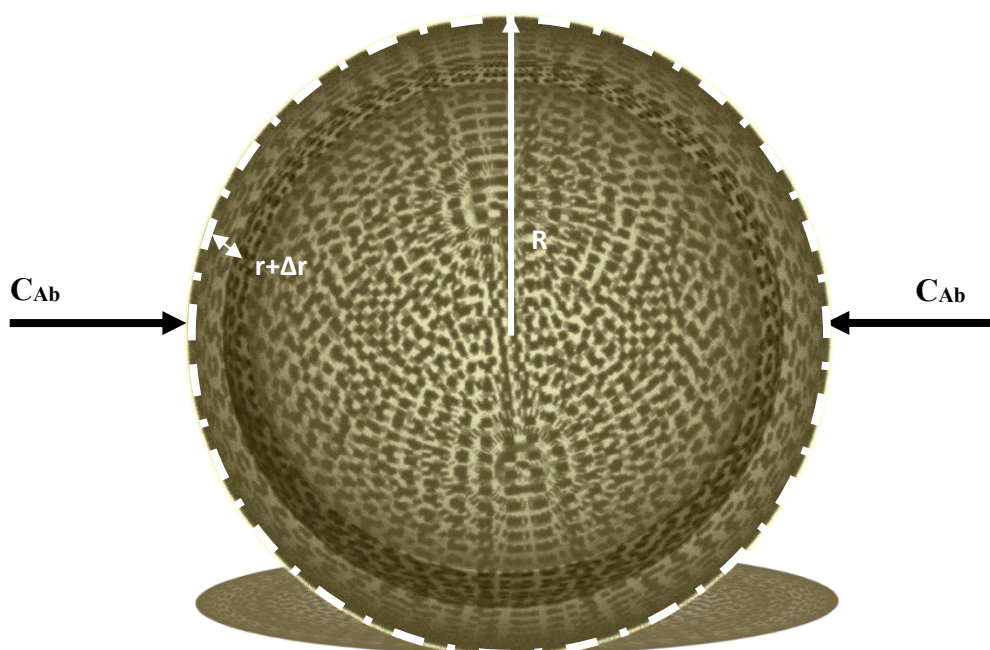


Figura 30. Esquema elemento diferencial.

### Suposiciones:

$$\Delta V = 4\pi r^2 \Delta r$$

$$A|_r = 4\pi r^2$$

$$A|_{r+\Delta r} = 4\pi(r + \Delta r)^2$$

### Balance de Materia:

$$A = E - S \pm G$$

$$\Delta V \frac{\partial C_A}{\partial t} = N_{Ar}|_{Re}(4\pi r^2) - N_{Ar}|_{r+\Delta r}(4\pi(r + \Delta r)^2) - KC_A(4\pi r^2 \Delta r)$$

Dado que es Estado Estacionario:  $\Delta V \frac{\partial C_A}{\partial t} = 0$

- Dividiendo por  $\Delta V$ :

$$0 = \frac{N_{Ar}|_{Re}(r^2) - N_{Ar}|_{r+\Delta r}((r + \Delta r)^2)}{r^2 \Delta r} - KC_A$$

Cuando:  $\lim_{\Delta V \rightarrow 0} \Delta V = 0$

$$0 = -\frac{1}{r^2} \frac{dr^2 N_{Ar}}{dr} - KC_A$$

- Aplicando la Ley de Fick:

$$0 = \frac{D_{AP}}{r^2} \frac{d}{dr} \left( r^2 \frac{dC_A}{dr} \right) - KC_A$$

$$0 = D_{AP} \left[ \frac{d^2 C_A}{dr^2} + \frac{2}{r} \frac{dC_A}{dr} \right] - KC_A$$

Condiciones frontera:

$$r = 0 \quad \frac{dC_A}{dr} = 0 \quad C_A \Rightarrow \text{Finita}$$

$$r = R_e \quad D_{AP} \frac{dC_A}{dr} \Big|_{R_e} = Kg(C_{Ab} - C_{Ab}|_{R_e})$$

- Adimensionalizando las ecuaciones:

$$\varepsilon = \frac{r}{R_e} \quad \epsilon_A = \frac{C_A}{C_{AB}} \quad \phi^2 = Re^2 \frac{Kg}{D_{AP}} \quad B_{im} = \frac{KgR}{D_{AP}}$$

- Aplicando la regla de la cadena:

$$\frac{dC_A}{dr} = \frac{dC_A}{d\epsilon_A} * \frac{d\epsilon_A}{d\varepsilon} * \frac{d\varepsilon}{dr} = \frac{C_{Ab}}{Re} * \frac{d\epsilon_A}{d\varepsilon}$$

$$\frac{dC_A^2}{dr^2} = \frac{d}{dr} \left( \frac{dC_A}{dr} \right) = \frac{d\varepsilon}{dr} \frac{d}{d\varepsilon} \left( \frac{dC_A}{dr} \right) = \frac{C_{Ab}}{Re^2} * \frac{d^2 \epsilon_A}{d\varepsilon^2}$$

Sustituyendo se obtiene:

$$0 = \frac{d^2 \epsilon_A}{d\varepsilon^2} + \frac{2}{\varepsilon} \frac{d\epsilon_A}{d\varepsilon} - \phi^2 \epsilon_A$$

Condiciones frontera:

$$\varepsilon = 0 \quad \frac{d\epsilon_A}{d\varepsilon} = 0 \quad \epsilon_A = \textit{Finita}$$

$$\varepsilon = 1 \quad \epsilon_A = 1$$

- Realizando un cambio de variable:  $\psi = \varepsilon \epsilon$

$$\frac{d^2 \psi}{d\varepsilon^2} - \phi_s^2 \psi = 0$$

Condiciones frontera:

$$\varepsilon = 0 \quad \psi = 0$$

$$\varepsilon = 1 \quad \psi = 1$$

- Resolviendo por polinomio característico:

$$\lambda^2 - \phi_s^2 = 0 \quad \Rightarrow \quad \lambda = \pm \phi_s$$

$$\psi = C_1 \cosh(\phi_s \varepsilon) - C_2 \sinh(\phi_s \varepsilon)$$

Evaluando:

$$\textit{Cuando } \varepsilon = 0 \quad C_1 = 0$$

$$\textit{Cuando } \varepsilon = 1 \quad 1 = C_2 \sinh(\phi_s)$$

$$\boxed{\psi = \frac{\sinh(\phi_s \varepsilon)}{\sinh(\phi_s)}}$$

Regresando a las variables originales:

$$\epsilon_A = \frac{\sinh(\phi_s \varepsilon)}{\varepsilon \sinh(\phi_s)}$$

$$\eta_s = \frac{\iiint_V r_A dV}{V(KC_A)_b}$$

- Aplicando el teorema de Gauss:

$$\iiint_V F dV = \iint_{S_{ex}} \frac{dF}{dr} \vec{r} dS$$

$$\iiint_V r_A dV = \iint_{S_{ex}} \vec{N}_A \vec{r} dS = \boxed{\iint_{S_{ex}} N_A r|_{RS} dS}$$

$$N_A r|_{RS} = D_{AP} \left. \frac{dC_A}{dr} \right|_{r=RS} = D_{AP} \frac{C_{Ab}}{RS} \frac{C_{Ab}}{RS} \left. \frac{d\epsilon_A}{d\epsilon} \right|_{\epsilon=1}$$

$$\frac{d\epsilon_A}{d\epsilon} = \frac{1}{\sinh(\phi_s)} \left( \frac{\phi_s * \epsilon * \cosh(\phi_s) - \sinh(\phi_s \epsilon)}{\epsilon^2} \right)$$

$$\left. \frac{d\epsilon_A}{d\epsilon} \right|_{\epsilon=1} = \phi_s \operatorname{ctgh}(\phi_s) - 1$$

$$dS = 4\pi R_s dR = 4\pi R_s^2 d\epsilon$$

$$\iiint_V r_A dV = \iint_{S_{ex}} N_A dS = 4\pi R_s^2 D_{AP} \frac{C_{AB}}{R_s} * (\phi_s \operatorname{ctgh}(\phi_s) - 1) \int_0^1 d\epsilon$$

$$\eta_s = \frac{4\pi R_s D_{AP} C_{Ab}}{\frac{4}{3}\pi R_s^2 K C_{Ab}} (\phi_s \operatorname{ctgh}(\phi_s) - 1) = \frac{3}{\phi_s} (\phi_s \operatorname{ctgh}(\phi_s) - 1)$$

$$\eta_s = \frac{3}{\phi_s} \frac{\phi_s \operatorname{ctgh}(\phi_s) - 1}{\phi_s}$$

$$\lim_{\phi_s \rightarrow \infty} \eta_s \rightarrow \frac{3}{\phi_s}$$

- Considerando que hay resistencia a fluir:

$$\frac{d^2\epsilon_A}{d\varepsilon^2} + \frac{2}{\varepsilon} \frac{d\epsilon_A}{d\varepsilon} - \phi^2 \epsilon_A = 0$$

Condiciones Frontera:

$$\varepsilon = 0 \quad \frac{d\epsilon_A}{d\varepsilon} = 0 \quad \epsilon_A = \text{Finita}$$

$$\varepsilon = 1 \quad \left. \frac{d\epsilon_A}{d\varepsilon} \right|_{\varepsilon=1} = Bi_m(1 - \epsilon_A|_{\varepsilon=1})$$

- Realizando el cambio de variable:

$$\varepsilon = 0 \quad C_1 = 0$$

$$\varepsilon = 1 \quad \epsilon_A = \frac{C_2 \operatorname{senh}(\phi_s \varepsilon)}{\varepsilon}$$

$$\varepsilon = 0 \quad \frac{d\epsilon_A}{d\varepsilon} = C_2 \left[ \frac{\phi_s \varepsilon \cosh(\phi_s \varepsilon) - \operatorname{senh}(\phi_s \varepsilon)}{\varepsilon^2} \right]$$

$$\varepsilon = 1 \quad C_2[\phi_s \cosh(\phi_s) - \operatorname{senh}(\phi_s)] = Bi_m(1 - C_2 \operatorname{senh}(\phi_s))$$

$$C_2\{(\phi_s \cosh(\phi_s) - \operatorname{senh}(\phi_s)) + Bi_m(1 - C_2 \operatorname{senh}(\phi_s))\} = Bi_m$$

- Dividiendo entre  $\operatorname{senh}(\phi_s)$ :

$$C_2\{\phi_s \cosh(\phi_s) - 1 + Bi_m\} = \frac{Bi_m}{\operatorname{senh}(\phi_s)}$$

$$\epsilon_s = \frac{Bi_m}{\operatorname{senh}(\phi_s)\{\phi_s \operatorname{ctgh}(\phi_s) - 1 + Bi_m\}} * \frac{\operatorname{senh}(\phi_s \varepsilon)}{\varepsilon}$$

$$\eta_s = \frac{Bi_m}{\phi_s \operatorname{ctgh}(\phi_s) - 1 + Bi_m} * \eta_s$$

La interface localizada entre la superficie del gránulo y el agua que lo rodea, debe ser analizada y así definir que variables afectan la difusión de masa se implementara el Método de Números  $\pi$  (Buckingham) que permitirá determinar números adimensionales en los que se involucren estas variables.

- Método de Números  $\pi$  (Buckingham)

	Símbolo	Unidades
<b>Diámetro Gránulo</b>	$D_G$	L
<b>Concentración</b>	$C_A$	M/L <sup>3</sup>
<b>Difusión Másica</b>	$D_{AB}$	L <sup>2</sup> /t
<b>Velocidad Flujo</b>	$V_z$	L/t
<b>Densidad Fluido</b>	$\rho$	M/L <sup>3</sup>
<b>Coef. Transferencia Masa</b>	$K_g$	M/L <sup>2</sup> *t
<b>Viscosidad Fluido</b>	$\mu$	M/L*t

- Solución de la matriz:

$$\begin{array}{c}
 \mathbf{R}_G \quad C_A \quad D_{AB} \quad V_z \quad \rho \quad K_g \quad \mu \\
 \mathbf{L} \left| \begin{array}{ccccccc} 1 & -3 & 2 & 1 & 3 & -2 & -1 \end{array} \right| \mathbf{R1}+3(\mathbf{R2}) \\
 \mathbf{M} \left| \begin{array}{ccccccc} 0 & 1 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 \end{array} \right| \\
 \mathbf{T} \left| \begin{array}{ccccccc} 0 & 0 & -1 & -1 & 0 & -1 & -1 \end{array} \right| -(\mathbf{R3}) \\
 \\
 \mathbf{L} \left| \begin{array}{ccccccc} 1 & 0 & 2 & 1 & 6 & 1 & 2 \end{array} \right| \mathbf{R1}+2(\mathbf{R3}) \\
 \mathbf{M} \left| \begin{array}{ccccccc} 0 & 1 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 \end{array} \right| \\
 \mathbf{T} \left| \begin{array}{ccccccc} 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 1 & 1 \end{array} \right| -(\mathbf{R3}) \\
 \\
 \mathbf{L} \left| \begin{array}{ccccccc} 1 & 0 & 0 & -1 & 6 & -1 & 0 \end{array} \right| \\
 \mathbf{M} \left| \begin{array}{ccccccc} 0 & 1 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 \end{array} \right| \\
 \mathbf{T} \left| \begin{array}{ccccccc} 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 1 & 1 \end{array} \right| \\
 \\
 \mathbf{n}_\pi = 4 \quad \text{Núcleo: } \{D_G, D_{AB}, \rho\}
 \end{array}$$

En base al método, es necesario conocer cuatro números  $\pi$ , que involucren las cuatro variables descritas en el núcleo.

- $\pi_1 = D_G^a D_{ab}^b \rho^c C_a$

	$D_G$	$D_{ab}$	$\rho$	$C_a$	
<b>M</b>			c	1	<b>c=-1</b>
<b>L</b>	A	2b	-3c	-3	<b>a=0</b>
<b>T</b>		-b		0	<b>b=0</b>

$$\pi_1 = \frac{\rho}{C_a}$$

- $\pi_2 = D_G^a D_{ab}^b \rho^c V_z$

	$D_G$	$D_{ab}$	$\rho$	$V_z$	
<b>M</b>			C		<b>c=0</b>
<b>L</b>	A	2b	-3c	1	<b>a=1</b>
<b>t</b>		-b		-1	<b>b=-1</b>

$$\pi_2 = \frac{D_G V_z}{D_{ab}} = Pe_{ab}$$

- $\pi_3 = D_G^a D_{ab}^b \rho^c K_g$

	$D_G$	$D_{ab}$	$\rho$	$K_g$	
<b>M</b>			C	1	<b>c=-1</b>
<b>L</b>	A	2b	-3c	-2	<b>a=-1</b>
<b>T</b>		-b		-1	<b>b=-1</b>

$$\pi_3 = \frac{K_g}{D_{ab} D_g} = Nu_{ab}$$



- $\pi_4 = D_G^a D_{ab}^b \rho^c \mu$

	$D_G$	$D_{ab}$	$\rho$	$\mu$	
<b>M</b>			C	1	<b>c=-1</b>
<b>L</b>	A	2b	-3c	-1	<b>a=0</b>
<b>T</b>		-b		-1	<b>b=-1</b>

$$\pi_4 = \frac{\mu}{D_{ab} \rho} = Sc_{ab}$$

De los números adimensionales se pueden obtener otros números:

$$\frac{\pi_2}{\pi_1} = \frac{\frac{D_G V_z}{D_{ab}}}{\frac{\mu}{D_{ab} \rho}} = \frac{D_G V_z \rho}{\mu} = Re$$

$$j_D = \frac{Nu_{ab} Sc^{2/3}}{Re} \quad 0.6 < Sc < 2500 \quad Re > 10^4$$

Tales suposiciones permitieron descartar términos, por lo que se facilitó el planteamiento de un balance de masa general del sistema. Dado que el problema consiste en transferencia de masa fue aplicada la ley de Fick y poder determinar el factor de efectividad así como la variación de concentración a lo largo del gránulo; se realizaron simplificaciones para llegar a una ecuación que pudo ser resuelta mediante métodos matemáticos.



**UNIVERSIDAD MICHOACANA  
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



---

**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**DETERMINACIÓN DEL TAMAÑO DE GRÁNULO EN FUNCIÓN  
DEL TIEMPO DE ENVEJECIMIENTO DEL LODO ANAEROBIO EN  
UN REACTOR UASB**

**TESIS**

**Presentada por:**

**IBQ. JULIO CÉSAR JACUINDE RUÍZ**

**Para obtener el grado de:**

**MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA**

**Asesora Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga**

**Co-Asesor: Dr. José Apolinar Cortés**