



**SEP**

SECRETARÍA DE  
EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Orizaba

“2019, Año del Caudillo del Sur, Emiliano Zapata”

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCIÓN I.- TESIS

**TRABAJO PROFESIONAL**

“MEJORAMIENTO DE LA ETAPA DE HIDRÓLISIS DE  
LOS RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS MUNICIPALES (RSOM)  
MEDIANTE UN PRETRATAMIENTO ÁCIDO, EN LA PRODUCCIÓN  
DE BIOENERGÉTICOS A NIVEL PILOTO”.

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
**MAESTRO EN CIENCIAS  
EN INGENIERÍA QUÍMICA**

PRESENTA:

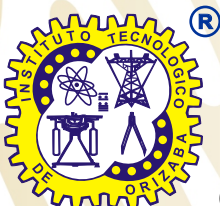
*I. Q. Enrique Salgado Hernández*

DIRECTOR DE TESIS:

*Dr. Alejandro Alvarado Lassman*

CODIRECTOR DE TESIS:

*Dr. Juan Manuel Méndez Contreras*



ORIZABA, VERACRUZ, MÉXICO.

MAYO 2019



**SEP**  
SECRETARÍA DE  
EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO NACIONAL DE MEXICO

Instituto Tecnológico de Orizaba

"2019, Año del Caudillo del Sur, Emiliano Zapata"

FECHA: 30/05/2019  
DEPENDENCIA: POSGRADO  
ASUNTO: Autorización de Impresión  
OPCIÓN: I

C. ENRIQUE SALGADO HERNANDEZ  
CANDIDATO A GRADO DE MAESTRO EN:  
CIENCIAS EN INGENIERIA QUIMICA

De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros de Enseñanza Técnica Superior, dependiente de la Dirección General de Institutos Tecnológicos de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora le hizo respecto a su Trabajo Profesional titulado:

"MEJORAMIENTO DE LA ETAPA DE HIDROLISIS DE LOS RESIDUOS SOLIDOS ORGANICOS MUNICIPALES (RSOM) MEDIANTE UN PRETRATAMIENTO ACIDO, EN LA PRODUCCION DE BIOENERGETICOS A NIVEL PILOTO".

Comunico a Usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

ATENCIONAMENTE

*R. Posada Gomez*  
DR. RUBEN POSADA GOMEZ  
JEFE DE LA DIV. DE ESTUDIOS DE POSGRADO

C.A. TITULACIÓN



SECRETARIA DE  
EDUCACIÓN PÚBLICA  
INSTITUTO  
TECNOLÓGICO  
DE ORIZABA

Avenida Oriente 9 Núm. 852, Colonia Emiliano Zapata, C.P. 94320 Orizaba, Veracruz, México

Tel. 01 (272) 7 24 40 96, Fax. 01 (272) 7 25 17 28 e-mail: orizaba@itorizaba.edu.mx

www.orizaba.tecnm.mx







**SEP**  
SECRETARÍA DE  
EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO NACIONAL DE MEXICO

Instituto Tecnológico de Orizaba

"2019, Año del Caudillo del Sur, Emiliano Zapata"

FECHA : 29/04/2019

ASUNTO: Revisión de Trabajo Escrito

**C. DR. RUBEN POSADA GOMEZ**  
JEFE DE LA DIVISION DE ESTUDIOS  
DE POSGRADO E INVESTIGACION.  
P R E S E N T E

Los que suscriben, miembros del jurado, han realizado la revisión de la Tesis del (la) C. :

**ENRIQUE SALGADO HERNANDEZ**


la cual lleva el título de:

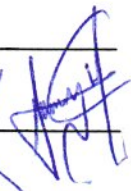
**"MEJORAMIENTO DE LA ETAPA DE HIDROLISIS DE LOS RESIDUOS SOLIDOS ORGANICOS MUNICIPALES (RSOM) MEDIANTE UN PRETRATAMIENTO ACIDO, EN LA PRODUCCION DE BIOENERGETICOS A NIVEL PILOTO".**

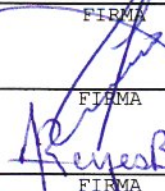
Y concluyen que se acepta.

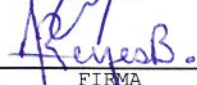
A T E N T A M E N T E

PRESIDENTE : DR. **ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN**  
SECRETARIO : DR. **JUAN MANUEL MENDEZ CONTRERAS**  
VOCAL : M.I. **NORMA ALEJANDRA VALLEJO CANTU**  
VOCAL SUP. : M.I. **ADRIAN REYES BENITEZ**

  
\_\_\_\_\_  
FIRMA

  
\_\_\_\_\_  
FIRMA

  
\_\_\_\_\_  
FIRMA

  
\_\_\_\_\_  
FIRMA

EGRESADO(A) DE LA MAESTRIA EN **CIENCIAS EN INGENIERIA QUIMICA**

OPCION: I **Tesis**



Avenida Oriente 9 Núm. 852, Colonia Emiliano Zapata, C.P. 94320 Orizaba, Veracruz, México

Tel. 01 (272) 7 24 40 96, Fax. 01 (272) 7 25 17 28 e-mail: orizaba@itorizaba.edu.mx

www.orizaba.tecnm.mx



## DEDICATORIAS

A mis padres, por siempre creer en mí y apoyarme en cada decisión importante de mi vida, principalmente en lo académico, aun sin tener la seguridad de que funcionaria me brindaron todo lo necesario para cumplir mis sueños, cada sacrificio que han hecho ha valido la pena, todo lo que he logrado y quiero lograr es y será para ustedes.

A mi familia, mi hermana, mi abuelita y demás en general, a pesar de que la mayoría no tienen idea de lo que hago y a lo que aspiro, siempre están al pendiente de mis progresos.

A mis amigos de laboratorio, con quienes pasé momentos complicados, pero también divertidos dentro y fuera del laboratorio, **Anahí, Ana, Maribel, Iris y Oscar**, cada uno hicieron que el ambiente de trabajo y la realización de este proyecto fuera más agradable. También a mis compañeros, **Ary, Lucero, Mariana y José Luis**, con quienes me tocó compartir mis materias y trabajar en equipo para superar cada reto que se nos puso enfrente.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la beca con número de registro 817679, para poder lograr este grado académico.

## RECONOCIMIENTOS

Al **Dr. Alejandro Alvarado Lassman**, quien además de ser un gran investigador es una gran persona, con una gran paciencia, inteligencia y sentido del humor digno de admirar, siempre estuvo al pendiente y resolvió todas las dudas e inconvenientes para la realización de este proyecto.

Al **Dr. Juan Manuel Méndez Contreras**, quien también es un gran investigador y excelente docente, posee un gran conocimiento y lo trasmite con una pasión inigualable, además siempre confió en mi talento para lograr grandes cosas.

A la **M.I.Q. Norma Alejandra Vallejo Cantú**, quien es una excelente docente y super amable persona, siempre estuvo al pendiente de que no nos faltara nada para realizar este proyecto. Al **M.I.A. Adrián Reyes Benítez**, por ser un excelente docente, quien sin duda fue uno de los docentes que más me exigió en sus clases, haciendo que mejorara en muchos aspectos, también por sus recomendaciones para la realización de este proyecto.

A todos los docentes que me impartieron clases desde el propedéutico hasta el segundo semestre de la maestría; Dra. Guadalupe, Dr. Eusebio, Dra. Rosalía, Dr. Eric, Dr. Jesús Atenodoro, cada uno fue parte importante de este proceso y me brindaron las herramientas necesarias no solo para realizar este proyecto sino para afrontar los retos por venir.

## RESUMEN

“Mejoramiento de la etapa de hidrólisis de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (RSOM) mediante un pretratamiento ácido, en la producción de bioenergéticos a nivel piloto”

**Elaborada por:** I.Q. Enrique Salgado Hernández

**Dirigida por:** Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

La Digestión Anaerobia (DA) de los RSOM y otros desechos orgánicos se han utilizado ampliamente como una forma de recuperar energía en forma de biogás (metano), sin embargo, la mayoría de investigadores reportan que la etapa limitante con los sustratos orgánicos complejos es la etapa de hidrólisis. En el presente trabajo se realizó un pretratamiento con un ácido orgánico (ácido acético), para mejorar la hidrólisis de la FLRSOM, se probaron tres diferentes concentraciones de ácido acético; 0.2 M, 0.4 M y 0.8 M, que se aplicaron a dos diferentes proporciones; 30 % v/v y 50 % v/v, a cuatro tiempos diferentes de exposición. Los resultados mostraron que el pretratamiento ácido es favorable, ya que se logra la solubilización de la materia orgánica con las tres diferentes concentraciones de ácido acético. Posteriormente se aplicó el pretratamiento en el RH a nivel piloto, donde se evaluó la etapa de hidrólisis, donde se obtuvo una mejor respuesta en el rendimiento de hidrólisis y una mayor remoción de DQO en un tiempo menor gracias al pretratamiento. Finalmente, se operó el RLFI por 22 días, donde se alimentó con el efluente del RH sin pretratamiento y pretratado a una Cva constante de 8 g/L\*día. Se obtuvo una remoción de DQO de 54.57 % y una generación de biogás de 191.63 mL/h con un rendimiento de metano de 0.20 L CH<sub>4</sub>/g DQO removida en promedio con el sustrato sin pretratamiento, mientras que con el sustrato pretratado se obtuvo una remoción de DQO del 55.10 % y una generación de biogás de 216.89 mL/h con un rendimiento de metano de 0.19 L CH<sub>4</sub>/g DQO removida en promedio.

## ABSTRACT

“Mejoramiento de la etapa de hidrólisis de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (RSOM) mediante un pretratamiento ácido, en la producción de bioenergéticos a nivel piloto”

**By:** I.Q. Enrique Salgado Hernández

**Advisor(s):** Dr. Alejandro Alvarado Lassman

Dr. Juan Manuel Méndez Contreras

Anaerobic Digestion (AD) of MSOW and other organic waste has been widely used as a way to recover energy in the form of biogas (methane), however, most researchers report that the limiting stage with complex organic substrates is the hydrolysis stage. In the present work a pretreatment with an organic acid (acetic acid) was carried out, to improve the LFMSOW, three different concentrations of acetic acid were tasted; 0.2 M, 0.4 M and 0.8 M, which were applied in two different proportions; 30 % v/v and 50 % v/v, as four different times of exposure. The results showed that the acid pretreatment is favorable, since the solubilization of organic matter with the three different concentrations of acetic acid is achieved. Subsequently, the pretreatment was applied to the RH at the pilot level, where a better response was obtained in the hydrolysis yield and a better COD removal in a shorter time because of pretreatment. Finally, the RLSFI was operated for 22 days, where it was fed with the RH effluent without pretreatment at a constant OLR of 8 g/L\*day. It obtained a COD removal of 54.57 % and a biogas generation of 191.63 mL/h with a yield of methane of 0.20 L CH<sub>4</sub>/g COD removed on average with the substrate without pretreatment, while with the pretreated substrate was obtained a COD removal of 55.10 % and a biogas generation of 216.89 mL/h with a yield of methane of 0.19 L CH<sub>4</sub>/g COD removed on average.

## ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS .....	V
LISTA DE TABLAS.....	VII
INTRODUCCIÓN .....	1
OBJETIVOS .....	3
CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS .....	4
1.1 Residuos Sólidos Municipales .....	4
1.1.1 Generación de RSM .....	4
1.1.2 Disposición final de los RSM .....	7
1.1.3 Características de la fracción orgánica de los RSM .....	8
1.1.3.1 Composición de los RSOM generados en el mercado “Zapata” Orizaba, Veracruz.....	10
1.2 Digestión anaerobia.....	11
1.2.1 Fases de la digestión anaerobia.....	12
1.2.1.1 Hidrólisis .....	13
1.2.1.2 Acidogénesis .....	14
1.2.1.3 Acetogénesis .....	14
1.2.1.4 Metanogénesis .....	15
1.2.2 La hidrólisis como etapa limitante.....	15
1.2.3 Digestión anaerobia en dos etapas .....	16
1.2.4 Comunidades microbianas .....	17
1.2.4.1 Bacterias hidrolíticas.....	18
1.2.4.2 Bacterias fermentativas .....	18
1.2.4.3 Bacterias acetogénicas.....	18



1.2.4.4 Bacterias formadoras de metano (metanogénicas) .....	19
1.3 Pretratamientos para mejorar la DA .....	21
1.3.1 Efectos del pretratamiento sobre las características del sustrato .....	22
1.3.2 Pretratamiento químico.....	24
1.3.2.1 Pretratamiento alcalino .....	24
1.3.2.2 Pretratamiento ácido.....	25
1.3.2.3 Ozonación.....	25
1.3.3 Pretratamiento físico.....	26
1.3.3.1 Pretratamientos mecánicos .....	26
1.3.3.2 Pretratamientos térmicos .....	27
1.3.4 Pretratamiento biológico .....	27
1.3.4.1 Pretratamiento enzimático .....	28
1.4 Generación de bioenergéticos.....	28
1.4.1 Biogás.....	29
1.5 Mejoramiento de la producción de biogás .....	30
CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS .....	34
2.1 Selección y caracterización de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (RSOM) para las pruebas de hidrólisis a nivel laboratorio.....	34
2.1.1 Muestreo de los RSOM .....	35
2.1.2 Acondicionamiento de los RSOM .....	35
2.1.3 Pretratamiento mecánico y obtención de la fracción líquida.....	37
2.1.4 Caracterización de la FLRSOM .....	37
2.1.4.1 Determinación del pH .....	38
2.1.4.2 Determinación de ST y STV .....	38

2.1.4.3 Determinación de $DQO_T$ y $DQO_s$ .....	39
2.1.4.4 Determinación de carbohidratos .....	40
2.1.4.5 Determinación de azúcares reductores .....	40
2.1.4.6 Determinación de nitrógeno total .....	41
2.1.4.7 Determinación de proteínas.....	42
2.2 Aplicación del pretratamiento ácido a nivel laboratorio.....	42
2.3 Evaluación del pretratamiento ácido.....	43
2.3.1 Análisis estadístico .....	44
2.4 Monitoreo del RH.....	44
2.5 Monitoreo del RLSFI.....	46
2.6 Aplicación del pretratamiento ácido a nivel piloto. ....	47
2.7 Cuantificación y composición del biogás .....	48
<b>CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>51</b>
3.1 Caracterización de la FLRSOM.....	51
3.2 Aplicación y evaluación del pretratamiento ácido a nivel laboratorio.....	52
3.2.1 pH.....	53
3.2.2 Sólidos totales (ST) .....	54
3.2.3 Sólidos totales volátiles (STV) .....	56
3.2.4 Demanda química de oxígeno soluble ( $DQO_s$ ).....	57
3.2.5 Carbohidratos solubles .....	58
3.2.6 Azúcares reductores.....	60
3.2.7 Grado de solubilización .....	61
3.3 Análisis estadístico .....	63
3.4 Demanda de ácido acético .....	68

3.5 Monitoreo del RH.....	69
3.6 Aplicación del pretratamiento a nivel piloto y evaluación de la hidrólisis .....	72
3.7 Monitoreo del RLSFI.....	73
3.8 Cuantificación y composición del biogás generado .....	74
CONCLUSIONES.....	76
RECOMENDACIONES .....	78
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	80

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Generación anual por tipo de residuo .....	5
Figura 1.2 Municipios de Veracruz con mayor recolección de RSM .....	6
Figura 1.3 Relleno sanitario por entidad federativa .....	7
Figura 1.4 Composición anual de RSOM presentes durante el muestreo.....	10
Figura 1.5 Representación esquemática del proceso de digestión anaerobia .....	13
Figura 1.6 Producción eficiente de biogás .....	31
Figura 2.1 Diagrama general de la metodología experimental.....	34
Figura 2.2 Obtención de los RSOM.....	35
Figura 2.3 Proporciones de la mezcla de RSOM .....	36
Figura 2.4 Especies de frutas y verduras utilizadas .....	36
Figura 2.5 RSOM después de su reducción de tamaño.....	36
Figura 2.6 a) Trituradora VEYCO; b) Centrífuga semiindustrial de RSOM.....	37
Figura 2.7 Aplicación del pretratamiento a nivel laboratorio.....	42
Figura 2.8 Pruebas de hidrólisis a nivel laboratorio.....	43
Figura 2.9 Reactor hidrolítico a nivel piloto .....	45
Figura 2.10 RLSFI a nivel laboratorio.....	46
Figura 2.11 Captura de biogás.....	49
Figura 3.1 pH después del pretratamiento: A) 30% v/v; B) 50 % v/v.....	54
Figura 3.2 ST después del pretratamiento: A) 30 % v/v; B) 50 % v/v.....	55
Figura 3.3 STV después del pretratamiento: A) 30 % v/v; B) 50 % v/v .....	56
Figura 3.4 DQOs después del pretratamiento: A)30 %v/v; B) 50 % v/v .....	58
Figura 3.5 HCs después del pretratamiento: A)30 %v/v; B) 50 % v/v .....	59
Figura 3.6 AR después del pretratamiento: A)30 %v/v; B) 50 % v/v .....	60
Figura 3.7 Grado de solubilización DQO después del pretratamiento: A) 30 %v/v; B) 50 % v/v .....	61
Figura 3.8 Grado de solubilización HC después del pretratamiento: A) 30 %v/v; B) 50 % v/v .....	63
Figura 3.9 ANOVA de la DQOs a 30 % v/v .....	64

Figura 3.10 ANOVA de los HCs a 30 % v/v .....	64
Figura 3.11 ANOVA de los AR a 30 % v/v .....	65
Figura 3.12 ANOVA de la DQOs a 50 % v/v .....	65
Figura 3.13 ANOVA de los HCs a 50 % v/v .....	66
Figura 3.14 ANOVA de los AR a 50 % v/v .....	66
Figura 3.15 pH de entrada y salida del RH .....	69
Figura 3.16 Remoción de DQO en el RH .....	70
Figura 3.17 Rendimiento de hidrólisis en el RH .....	70
Figura 3.18 Remoción de DQO en el RLSFI .....	74
Figura 3.19 Generación de biogás en el RLSFI .....	75
Figura 3.20 Rendimiento de metano en el RLSFI .....	76

## LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1 Parámetros fisicoquímicos .....	38
Tabla 2.2 Diseño de experimentos .....	44
Tabla 3.1 Resultados de la caracterización de la FL.....	51
Tabla 3.2 Resultados del pretratamiento ácido 30 % v/v .....	52
Tabla 3.3 Resultados del pretratamiento ácido 50 % v/v .....	53
Tabla 3.4 Prueba de comparaciones múltiples de Tukey (concentración) .....	67
Tabla 3.5 Prueba de comparaciones múltiples de Tukey (tiempo).....	67
Tabla 3.6 Cantidades para preparar 1 L de Hac diluido .....	68
Tabla 3.7 Cantidades de Hac para tratar 1 L de FL .....	68
Tabla 3.8 Porcentaje de remoción de DQO y rendimiento de hidrólisis .....	72



### INTRODUCCIÓN

Los crecientes problemas medioambientales, que implican la generación de Gases de Efecto Invernadero (GEI) y contaminación del aire y del agua, junto con la crisis energética y la escasez de recursos, se harán más inminentes en las próximas décadas, por lo que será necesario tomar medidas para una sociedad más sostenible. La energía y los productos químicos se producen principalmente a partir de recursos fósiles, lo que provoca la liberación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera junto con otros compuestos tóxicos (tales como compuestos orgánicos volátiles y óxidos de nitrógeno). Otro desafío importante es la creciente acumulación de desechos en el medio ambiente. La acumulación de residuos en el medio ambiente ha aumentado la conciencia pública debido a los problemas causados por la cantidad de desechos eliminados. Sin embargo, los enormes volúmenes que se producen a nivel mundial, junto con la diversidad que estos desechos presentan, los hacen candidatos ideales para ser utilizados para aplicaciones de alto valor (Matzakas *et al.*, 2017).

Los residuos orgánicos representan la principal fracción de los residuos sólidos municipales contribuyendo con un 30-65 % dependiendo de la urbanización y el desarrollo económico en las diferentes áreas geográficas mundiales. Cuando se realiza la recolección separada de residuos, el relleno sanitario sigue representando el método más común utilizado para eliminar la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) (Giudicianni *et al.*, 2015). La extracción y el tratamiento de la fracción líquida de desechos sólidos podría reducir significativamente la cantidad de desechos que se transportarían y eliminarían, lo que representa un ahorro importante para el gobierno, contribuiría a minimizar el uso del espacio del relleno y también hará un uso beneficioso del biogás que se produce, que de otro modo se habría emitido a la atmósfera (Alvarado-Lassman *et al.*, 2016).

Durante los últimos años, la Digestión Anaerobia (DA) de la FORSU y otros desechos orgánicos se ha utilizado ampliamente como una forma de recuperar

energía en forma de biogás (metano) (Campuzano y González-Martínez, 2016). La digestión anaerobia comprende principalmente cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. La velocidad de degradación de la digestión anaerobia está limitada principalmente por el primer paso, en el que las macromoléculas complejas se convierten en compuestos solubles de pesos moleculares más bajos (Ding *et al.*, 2017). Esta resistencia se debe principalmente a la estructura química estable y a los componentes de la biomasa cruda. Se requieren pretratamientos económicos y eficientes para la conversión de biomasa para romper la recalcitrancia de la biomasa lignocelulósica (Tao *et al.*, 2017). De tal forma, que al ser aplicado en la DA, toda la materia biodegradable se encuentre disponible para su asimilación por parte de los microorganismos involucrados en la producción de biogás (Solís, 2011).

En este trabajo se llevó a cabo el tratamiento de la fracción líquida de los RSOM mediante la digestión anaerobia en dos etapas, dicho proceso se mejoró dando un pretratamiento químico al sustrato, para mejorar la etapa de hidrólisis a nivel piloto y al mismo tiempo mejorar el proceso de digestión anaerobia y obtener una producción mejorada de biogás en un Reactor de Lecho Semi Fluidizado Inverso (RLSFI). Con ésto vamos a obtener un bioenergético y al mismo tiempo se reducirá parcialmente la cantidad de RSOM que se vierten en los rellenos sanitarios reduciendo los efectos negativos antes mencionados.

## **OBJETIVOS**

### **OBJETIVO GENERAL**

Realizar un pretratamiento ácido a la fracción líquida de los RSOM, para el mejoramiento de la digestión anaerobia en dos etapas y la producción óptima de biogás.

### **OBJETIVOS ESPECIFICOS**

- Evaluar el pretratamiento de la fracción líquida de los RSOM, con un ácido orgánico y tres diferentes concentraciones a nivel laboratorio, y elegir la más adecuada.
- Realizar la evaluación de la etapa de hidrólisis.
- Evaluar la adición del pretratamiento en la producción de biogás, en un reactor de lecho semi fluidizado inverso.

**CAPÍTULO 1**  
**FUNDAMENTOS TEÓRICOS**

## CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

### 1.1 Residuos Sólidos Municipales

En todos los países en desarrollo, incluyendo a México, el manejo de los residuos sólidos municipales (RSM) es un creciente problema debido a varios factores, incluyendo la falta de infraestructura, sistemas de gestión inadecuados, crecimiento incontrolado de las ciudades y reciclaje inadecuado de los residuos sólidos (Alvarado-Lassman *et al.*, 2017).

Se les conoce como residuos sólidos municipales a los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por la Ley [General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos] como residuos de otra índole (Diario Oficial de la Federación, LGPGIR Art 5).

La composición de los RSM en México en el 2012 era 52.4 % de residuos orgánicos (residuos de comida, jardín, etc.); el 34 % de residuos potencialmente aprovechables (13.8 % desechos de papel y cartón, 10.9 % plásticos, 5.9 % vidrio y 3.4 % metales); y el 13.6 % restante se integraba de otros residuos (12.1 %) y textiles (1.4 %) (Jiménez, 2015). La figura 1.1 muestra la generación anual por tipo de residuo.

#### 1.1.1 Generación de RSM

La generación diaria de Residuos en México en el año 2014, fue de 102, 887, 315 Kg/día de RSM, mientras que en el estado de Veracruz se reportaban 6, 030, 154

Kg/día de RSM (INEGI, 2015).

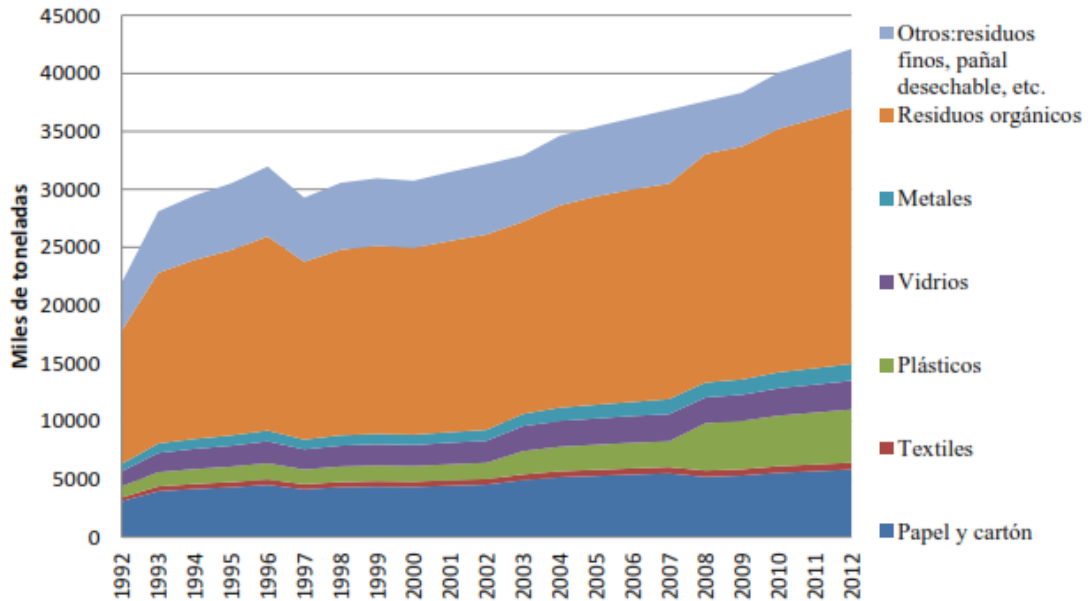


Figura 1.1 Generación anual por tipo de residuo (Jiménez, 2015).

En Veracruz 184 de los 212 municipios cuentan con los servicios de recolección y disposición final de residuos; en 5 de ellos, donde reside 6 % de la población estatal, dan tratamiento al menos a una parte de sus desechos: Boca del Río, Pánuco, Poza Rica de Hidalgo, Tlacotepec de Mejía y Tomatlán. En la entidad se recolectan en promedio 4,451 toneladas diarias de residuos sólidos urbanos, es decir desechos generados en las viviendas, parques, jardines y edificios públicos, principalmente, que representan 5 % de la recolección nacional.

En cinco municipios, en los que reside poco más de una quinta parte de la población estatal, se recoge casi el 45 % de todos los residuos de la entidad; el municipio de Veracruz registra la mayor proporción con 600 Ton/día (13 %); le sigue Coatzacoalcos, con 465 (10 %); Xalapa, con 361 (8 %); Boca del Río, con 350 (8 %) y Poza Rica, con 220 (5 %). Figura 1.2



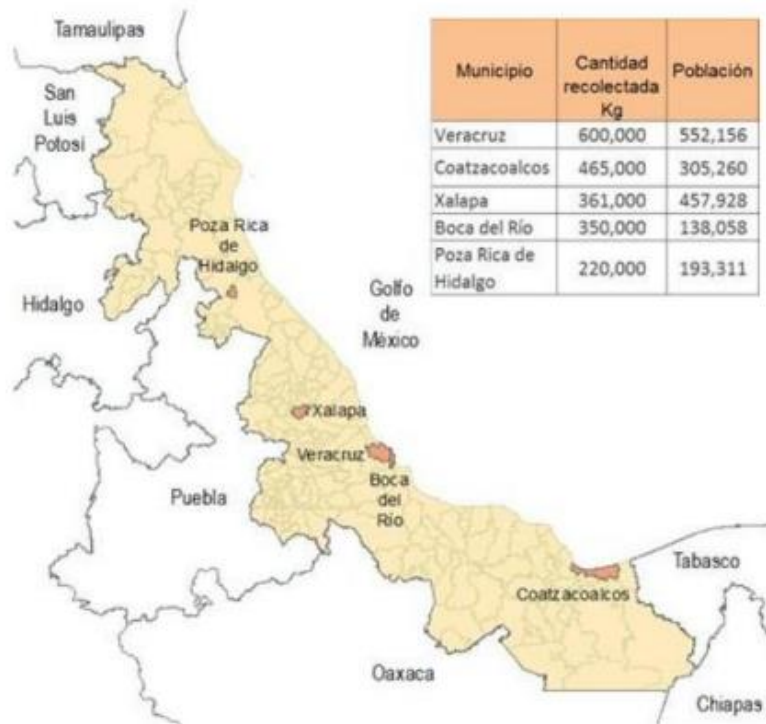


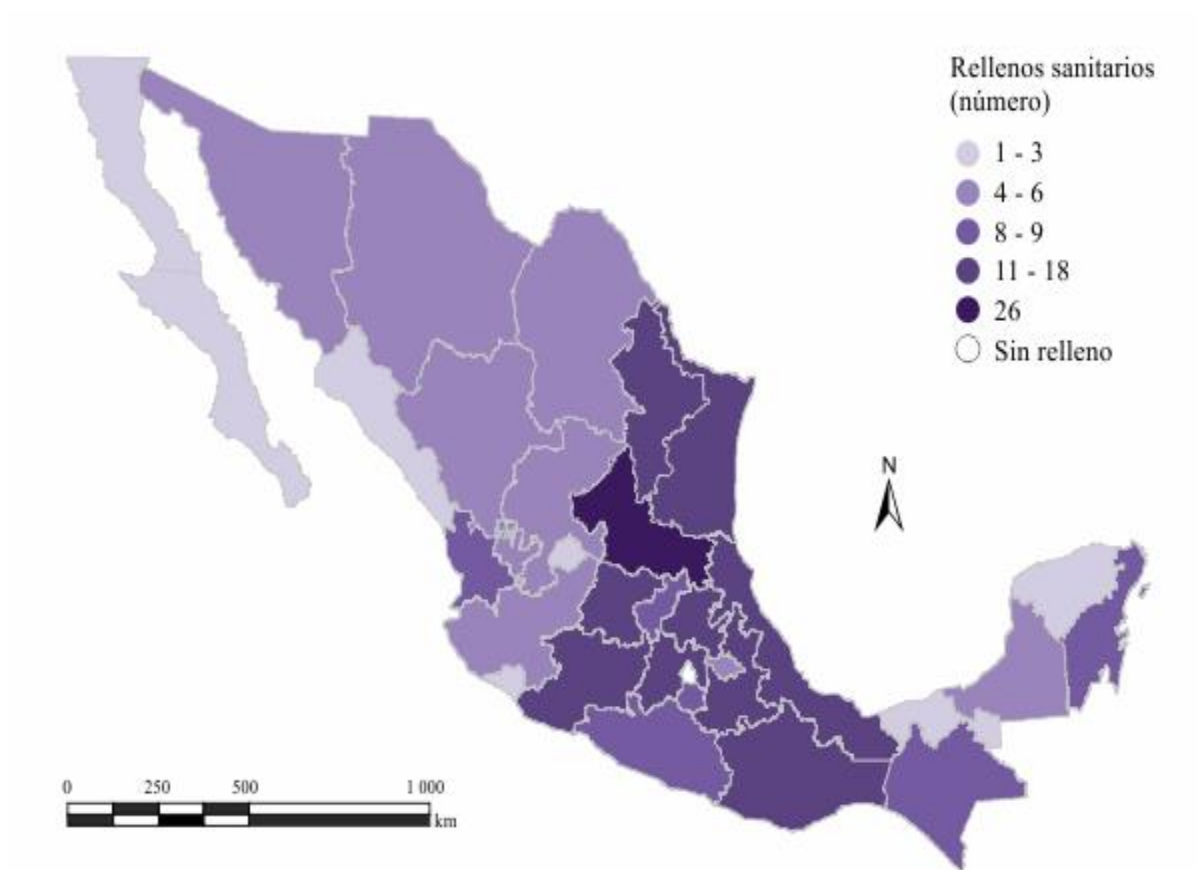
Figura 1.2 Municipios de Veracruz con mayor recolección de RSM (INEGI, 2013).

Generación de RSM en Orizaba: Orizaba es un municipio del estado de Veracruz, ubicado en la zona centro montañosa del estado, sobre el valle del Pico de Orizaba, a una altura de 1,230 metros sobre el nivel del mar. Cuenta con alrededor de 120 mil 911 habitantes. Sus coordenadas son 18° 51" latitud norte y 97° 06" longitud oeste. Tiene una superficie de 27.97 km<sup>2</sup>, cifra que representa un 0.04 % del total del estado. Su temperatura promedio es de 17.5 °C y las precipitaciones alcanzan 994 mm anuales. Limita al norte con Mariano Escobedo e Ixhuatlancillo, al este con Ixtaczoquitlán, al sur con Rafael Delgado y al oeste con Río Blanco (Pérez-Mayet, 2017).

Durante el año 2010, el municipio de Orizaba, generó aproximadamente 36,832.66 Ton de residuos sólidos municipales (Departamento de limpia pública, 2010), teniendo una generación promedio de aproximadamente 100.91 Ton/día (Alvarado

García, 2011). Mientras que según el INEGI reporta para el 2010 una generación promedio de 103 Ton/día (INEGI, 2011).

### 1.1.2 Disposición final de los RSM



**Nota:**

<sup>1</sup> En diciembre de 2011, el Distrito Federal cerró el Bordo Poniente, su único relleno sanitario. A partir de esa fecha, los RSU que genera se depositan en cinco rellenos sanitarios ubicados en el Estado de México.

**Fuente:**

Secretaría de Desarrollo Social, Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas. México. 2013.

Figura 1.3 Relleno sanitario por entidad federativa (SEMARNAT, 2014)

La disposición final de los residuos en el país se realiza básicamente en rellenos sanitarios y otros sitios de disposición. En 2012, se estimó que 67% del volumen generado de RSU en el país se dispuso en rellenos sanitarios.

El número de rellenos sanitarios en el país ha crecido de manera significativa. Entre 1995 y 2012 su número se incrementó de 30 a 260, con lo cual la capacidad estimada de almacenamiento total creció de 5.95 a 27.98 millones de toneladas.

En la actualidad, todas las entidades federativas, a excepción del Distrito Federal<sup>4</sup>, cuentan con rellenos sanitarios para disponer sus residuos; en 2012 los estados que tenían un mayor número eran San Luis Potosí (26), Puebla (18), Guanajuato (17), estado de México (16) Hidalgo (15), Veracruz y Nuevo León (cada uno con 14 rellenos). Figura 1.3 (SEMARNAT, 2014).

### **1.1.3 Características de la fracción orgánica de los RSM**

La Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Municipales (FORSM) es heterogénea en función de su composición, fuente y estructura, de manera que su contenido específico en diferentes países es extremadamente impredecible. Típicamente, la FORSM incluye desechos de alimentos, desechos de hojas y jardines. Los residuos de alimentos representan una proporción significativa de material orgánico: pueden provenir de cocinas residenciales y comerciales (por ejemplo, restaurantes y hospitales) o provienen de agentes de distribución y minoristas. Los desperdicios y desechos de jardín consisten en materiales lignocelulósicos, tales como recortes de césped verde, paja, hojas, malezas y podas de árboles, cuya producción varía ampliamente a lo largo del año. Una contribución adicional, aunque menor, al contenido lignocelulósico de los RSM orgánicos es proporcionada por papel sucio. Por otro lado, Izawa *et al.*, (2001), informó que la principal fracción de basura cruda consistió en vegetales (53.6 %); De Gioannis *et al.*, (2007), evaluaron que la FORSM podría estar compuesta por 10 % en peso de carne, 65 % en peso de frutas y

verduras, 10 % en peso de pan y 15 % en peso de pastas y arroz (Cesaro y Belgiorno, 2014).

Los Residuos de Frutas y Verduras (RFV) se producen en grandes cantidades en los mercados de muchas ciudades y constituyen una molestia en los rellenos sanitarios municipales debido a su alta biodegradabilidad (García-Peña *et al.*, 2011). La concentración inicial de Sólidos Totales (ST) de los RFV es de entre 8 y 18 %, con un contenido de sólidos totales volátiles (STV) de aproximadamente 87 %. La fracción orgánica incluye aproximadamente 75 % azúcares y hemicelulosa, 9 % celulosa y 5 % lignina (Bouallagui *et al.*, 2005).

Los residuos de frutas consisten principalmente en polímeros de carbohidratos, que son una fuente nutricional conveniente de los microbios fermentativos utilizados en la producción de bioenergía. Los residuos de frutas que tienen abundantes carbohidratos fermentables y bajo contenido de proteínas, son sustratos adecuados para producción fermentativa de bioenergía, ya que sus altas relaciones Carbono/ Nitrógeno (C/N) son favorables para lograr altos rendimientos bioenergéticos (Saha *et al.*, 2016). Los principales componentes de los carbohidratos son la fibra cruda, carbohidratos solubles y no solubles (celulosa, hemicelulosa y pectina) y almidón. La lignina es un constituyente de las fibras crudas y no es un carbohidrato (Campuzano y Gonzáles-Martínez, 2016).

La alternativa más prometedora a incinerar o compostar este material de desecho es aplicar un proceso de digestión anaerobia para el tratamiento simultáneo de residuos y la producción de energía renovable. La principal ventaja del proceso de digestión anaeróbica es la producción de biogás, que puede usarse para producir electricidad (García-Peña *et al.*, 2011).

El contenido de materia orgánica fácilmente biodegradable de RFV con alta humedad facilita su tratamiento biológico y muestra la tendencia de estos desechos para la digestión anaeróbica (Bouallagui *et al.*, 2009)

### 1.1.3.1 Composición de los RSOM generados en el mercado “Zapata” Orizaba, Veracruz

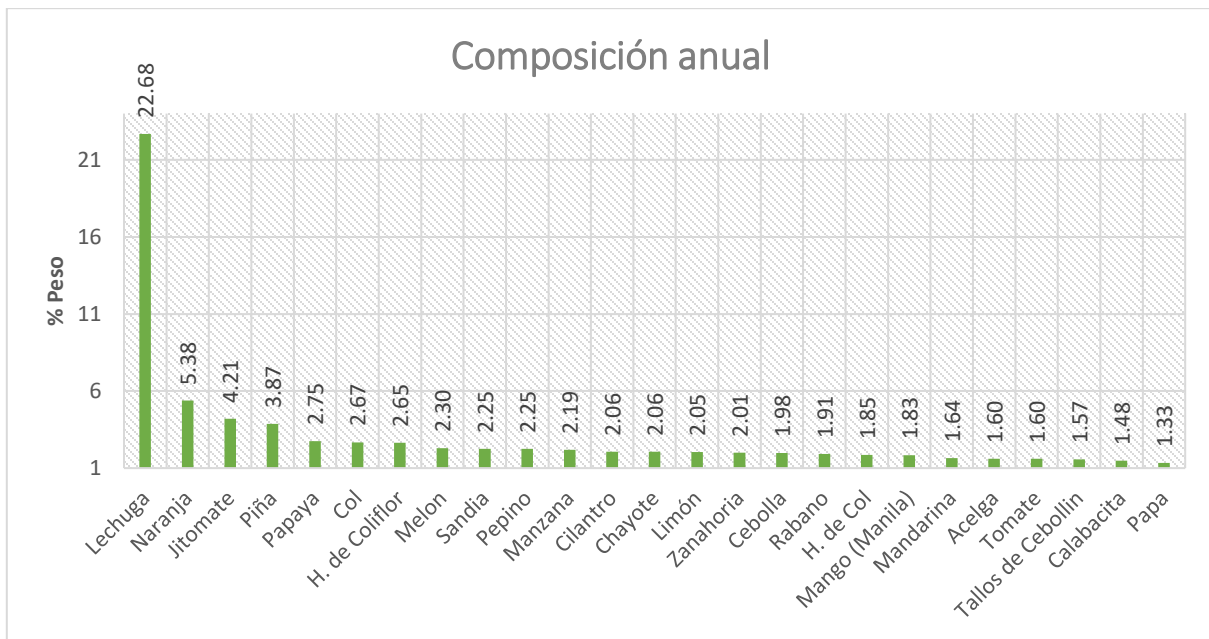


Figura 1.4 Composición anual de RSOM presentes durante el muestreo  
(Alvarado-García, 2011).

Alvarado-García (2011), reportó la composición global del tiradero del mercado Zapata durante el muestreo de los RSOM. La muestra global recolectada durante un año de muestreo, estuvo conformada por 145 componentes diferentes, durante el año el componente más abundante fue la Lechuga, representó el 22.68 % de la composición total, el segundo componente más abundante fue la Naranja, representando el 5.38 %, seguida por el Jitomate con 4.21 % y la piña con 3.87 %. En la Figura 1.4 se muestran los 20 componentes con mayor composición durante el muestreo de RSOM. Los RSOM tuvieron una gran variabilidad en cada estación del

año, ya que los productos que se comercializan en el mercado son por temporadas y estos se rigen por las condiciones climatológicas de cada estación, a excepción de la lechuga que estuvo presente en la mayoría de las muestras recolectadas en una gran proporción.

A medida que la composición cambia, la presencia de carbohidratos, proteínas, lípidos y lignina en el residuo también varía, afectando así al proceso anaeróbico de todo el sustrato (Cesaro y Belgiorno, 2014).

### 1.2 Digestión anaerobia

La Digestión Anaerobia (DA) es el proceso de degradación biológica de sustratos orgánicos en ausencia de oxígeno. En el hábitat natural, los sustratos orgánicos complejos necesitan de las etapas de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis para completar las reacciones de la DA. El biogás, es uno de los principales productos de la DA que es una mezcla de compuestos gaseosos, principalmente metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), a través de la degradación de Ácidos Grasos Volátiles (AGV's) (Zhang *et al.*, 2017). En la digestión anaeróbica, los microorganismos metanogénicos desempeñan la función de enzimas respiratorios y, junto con las bacterias no metanogénicas, constituyen una cadena alimentaria que guarda relación con las cadenas enzimáticas de células aeróbicas. De esta forma, los residuos orgánicos se transforman completamente en biogás que abandona el sistema. Sin embargo, el biogás generado suele estar contaminado con diferentes componentes, que pueden complicar el manejo y aprovechamiento del mismo (FAO, 2011).

Varios grupos de investigación han resumido tecnologías para la purificación del biogás, en particular, para la eliminación de sulfuro de hidrógeno, amoníaco y siloxano. Al final del proceso de purificación, el biogás todavía contiene hidrógeno,



dióxido de carbono y trazas de ácido sulfúrico y amoníaco (<100 ppm) que deben eliminarse de la corriente para producir biometano (Molino *et al.*, 2013).

La biometanización de los RFV se lleva a cabo mediante una serie de transformaciones bioquímicas, que pueden dividirse aproximadamente en cuatro etapas metabólicas que se describen en la sección 1.2.1. En primer lugar, los materiales orgánicos particulados de los RFV como celulosa, hemicelulosa, pectina y lignina deben someterse a licuefacción por enzimas extracelulares antes de ser absorbidos por bacterias acidógenas. La velocidad de hidrólisis es una función de factores tales como el pH, la temperatura, la composición y el tamaño de partícula del sustrato y las altas concentraciones de productos intermedios. Después de eso, los componentes orgánicos solubles que incluyen los productos de la hidrólisis se convierten en ácidos orgánicos, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono por acidógenos. Los productos de la acidogénesis se convierten luego en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. Finalmente, el metano es producido por bacterias metanogénicas a partir de ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, así como directamente de otros sustratos, de los cuales el ácido fórmico y el metanol son los más importantes (Bouallagui *et al.*, 2005). La alta biodegradabilidad de los residuos de frutas y verduras promueve la rápida producción de AGV's resultando en un rápido decremento del pH, el cual podría inhibir la actividad metanogénica (García-Peña *et al.*, 2011).

### 1.2.1 Fases de la digestión anaerobia

Los estudios bioquímicos y microbiológicos realizados hasta ahora, dividen el proceso de descomposición anaeróbica de la materia orgánica en cuatro fases o etapas (ver Figura 1.5):

1. Hidrólisis
2. Etapa fermentativa o acidogénica

3. Etapa acetogénica
4. Etapa metanogénica

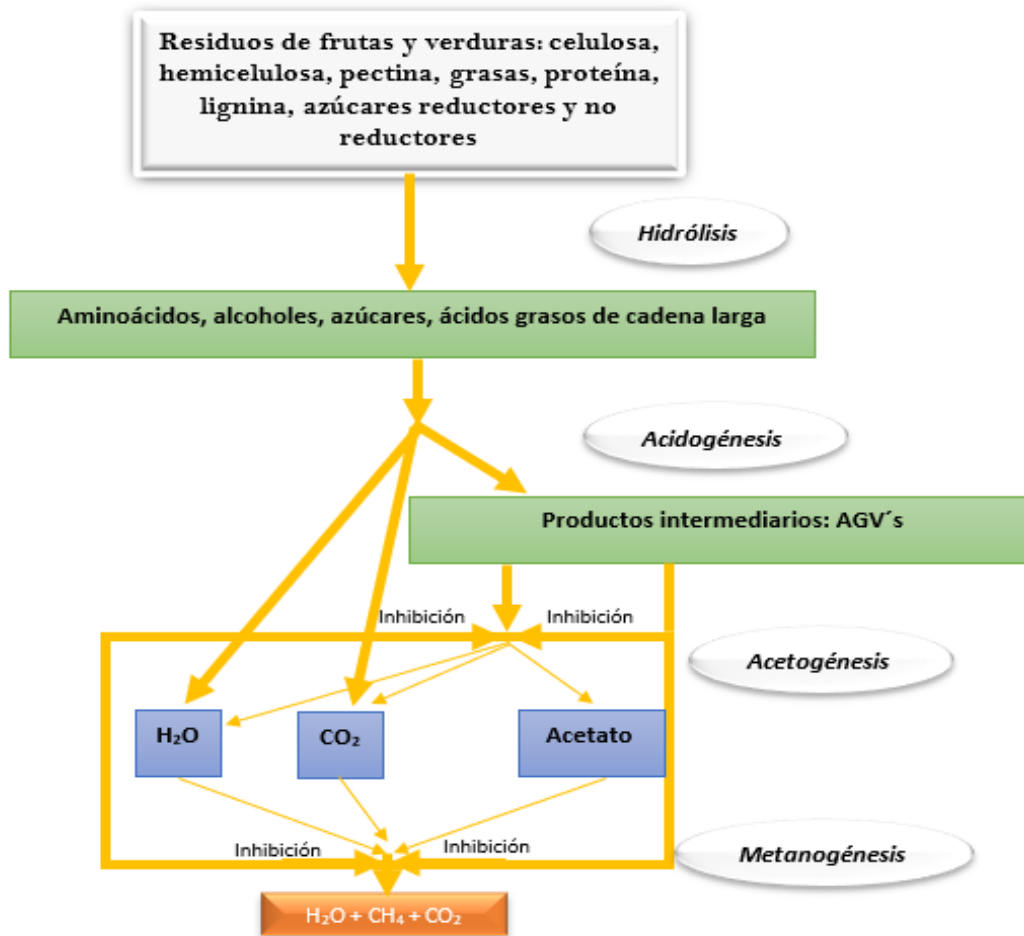


Figura 1.5 Representación esquemática del proceso de digestión anaerobia (Bouallagui, 2005).

### 1.2.1.1 Hidrólisis

La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolicen en compuestos solubles, que puedan atravesar la pared celular. La hidrólisis es el primer paso necesario para la degradación anaeróbica de sustratos orgánicos complejos. Por tanto, es el proceso de hidrólisis el que proporciona sustratos orgánicos para la digestión anaeróbica. La

hidrólisis de estas moléculas complejas es llevada a cabo por la acción de enzimas extracelulares producidas por microorganismos hidrolíticos (FAO, 2011).

En esta etapa los microorganismos hidrolizan los polímeros orgánicos, proteínas y lípidos en ácidos grasos, monosacáridos y aminoácidos. El grado de hidrólisis y la velocidad del proceso dependen de muchos factores, entre otros: del pH, de la temperatura, del tipo de materia orgánica y del tamaño de partícula (Montoya, 2016).

### **1.2.1.2 Acidogénesis**

Esta etapa también es conocida como etapa fermentativa, en ella es donde se obtienen los compuestos que son utilizadas directamente por las bacterias metanogénicas (ácido acético, fórmico e hidrógeno), así como compuestos orgánicos más reducidos (ácido propiónico, butírico, láctico y etanol), los cuales tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso (Solís, 2012). La importancia de la presencia de este grupo de bacterias no sólo radica en el hecho que produce el alimento para los grupos de bacterias que actúan posteriormente, sino que, además eliminan cualquier traza del oxígeno disuelto del sistema (FAO, 2011).

### **1.2.1.3 Acetogénesis**

Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos, otros como el valeriato, butirato, propionato, algunos aminoácidos, etc. necesitan ser transformados en productos más sencillos, acetato e hidrógeno, a través de las bacterias acetogénicas. A esta altura del proceso, la mayoría de las bacterias anaeróbicas han extraído todo el alimento de la biomasa y, como resultado de su metabolismo, eliminan sus propios productos de desecho de sus células. Estos productos, ácidos volátiles sencillos, son los que van a utilizar como sustrato las bacterias metanogénicas en la etapa siguiente (FAO, 2011).

### 1.2.1.4 Metanogénesis

La metanogénesis es conocida como la última fase de la digestión anaerobia, finalmente la mayoría de los productos generados a lo largo de las anteriores etapas y solo un número limitado de compuestos pueden actuar como sustratos (acetato, metanol, hidrógeno o dióxido de carbono), éstos serán convertidos en metano, dicha conversión se lleva a cabo por bacterias netamente metanogénicas. (Solís, 2012).

Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal que metabolizan: hidrogenotróficos, que consumen H<sub>2</sub>/CO y fórmico y acetoclásticos, que consumen acetato, metanol y algunas aminas. Se ha demostrado que un 70 % del metano producido en los reactores anaeróbicos se forma a partir de la descarboxilación de ácido acético, a pesar de que, mientras todos los organismos metanogénicos son capaces de utilizar el H<sub>2</sub> como aceptor de electrones, sólo dos géneros pueden utilizar acetato. Los dos géneros que tienen especies acetotróficas son *Methanosarcina* y *Methanothrix*. El metano restante proviene de los sustratos ácido carbónico, ácido fórmico y metanol. El más importante es el carbónico, el cual es reducido por el hidrógeno, también producido en la etapa anterior (FAO, 2011).

### 1.2.2 La hidrólisis como etapa limitante

La hidrólisis ocurre primero y puede ser mucho más rápida que las otras tres etapas de digestión anaeróbica. En otras palabras, la digestión anaerobia se basa en un equilibrio muy delicado entre cuatro grupos de microorganismos sintróficos que son altamente sensibles a las condiciones ambientales. Los cambios en las condiciones ambientales (por ejemplo, pH, temperatura, sustancias inhibidoras y potencial redox) pueden tener un impacto significativo en la comunidad microbiana en el reactor. Durante la etapa de hidrólisis, los compuestos orgánicos complejos se convierten

anaerobiamente en Ácidos Grasos Volátiles (AGV's) y otros compuestos de carbono solubles y de bajo peso molecular. Los AGV's son productos intermedios importantes, sin embargo, la acumulación excesiva de AGV's en el digester puede conducir a una condición ácida que es inhibidora de los microorganismos metanogénicos. La hidrólisis puede ser mucho más rápida que las tres etapas restantes del proceso de digestión anaerobia. Por lo tanto, a medida que aumenta la carga orgánica, también aumenta el riesgo de inhibición debido a una producción excesiva de AGV's. Una técnica prometedora y potencialmente rentable es separar la etapa de hidrólisis del resto del proceso de digestión anaerobia introduciendo una etapa de fase ácida antes del digester principal, en la siguiente sección se describe dicha estrategia. De hecho, la inhibición debida a una producción excesiva de AGV's es particularmente grave a un alto índice de carga orgánica ( $> 1 \text{ kg SV/m}^3/\text{d}$ ) (Nghiem *et al.*, 2017).

Para la mayoría de los procesos de digestión, dependiendo del tipo de sustrato usado, la hidrólisis es la etapa limitante. Para el caso de los RFV cuya composición se describe en la sección 1.1.2, son compuestos lignocelulósicos que consisten de tres componentes principales, celulosa, hemicelulosa y lignina. La celulosa y la hemicelulosa ambos podrían ser hidrolizados a monosacáridos o a azúcares simples para posteriormente ser fermentados para la producción de bioenergía. Sin embargo, uno de los principales problemas para la generación de bioenergía a partir de lignocelulosa es la resistencia de la biomasa a la biodegradación o hidrólisis. La lignina en la biomasa lignocelulósica requiere relativamente fuertes métodos de pretratamientos para liberar los azúcares solubles fermentables (García-Peña *et al.*, 2011; Amnuaycheewa *et al.*, 2016; Saha *et al.*, 2016).

### 1.2.3 Digestión anaerobia en dos etapas

Con su alta humedad y fácil degradación biológica, los RFV han sido ampliamente considerados como un sustrato disponible para la producción de metano a través de

DA. Sin embargo, la máxima tasa de carga orgánica reportada no fue superior a 3,6 kg VS/ (m<sup>3</sup> días) para el tratamiento de RFV con DA. Muchos investigadores han propuesto e investigado la digestión anaeróbica en dos fases para aumentar la carga orgánica y disminuir el Tiempo de Retención Hidráulica (TRH). En estos estudios, el reactor ácido siempre se mantuvo a pH > 5 porque se pensó que se lograba una mejor hidrólisis y acidificación a un pH de 5.0-6.0. Por lo tanto, para mantener el pH en un reactor ácido, se debe agregar un álcali adicional para neutralizar los Ácidos Grasos Volátiles (AGV's) producidos, lo que puede resultar en un costo adicional y una complejidad operativa. (Wu *et al.*, 2016).

Con los procesos de digestión convencionales, al combinar acidógenos y metanógenos en un reactor, se imponen condiciones uniformes a ambos grupos. Sin embargo, la digestión anaeróbica en dos fases implica una configuración del proceso que emplea reactores separados para acidificación y metanogénesis conectados en serie, lo que permite la optimización de ambos procesos (Bouallagui *et al.*, 2005). En los procesos de digestión anaeróbica en dos etapas, la primera etapa de hidrólisis / acidogénica se puede considerar como un pretratamiento para la producción de biogás. En general, se informa que los procesos de dos etapas son más estables, requieren menos volumen del reactor, mejoran la producción de metano y conducen a una mayor recuperación de energía de la materia prima mediante la recuperación de hidrógeno en la primera etapa. Estos sistemas pueden ser preferidos para desechos fácilmente biodegradables tales como desechos de alimentos o desechos vegetales (Carrere *et al.*, 2016).

### 1.2.4 Comunidades microbianas

Los microorganismos que trabajan principalmente en el proceso de DA se clasifican como bacterias hidrolíticas, fermentativas, acetogénicas y metanogénicas.



### 1.2.4.1 Bacterias hidrolíticas

En esta etapa de reacción (fase de hidrólisis), los microorganismos hidrolíticos condensan los compuestos particulados complejos a sustratos diméricos o monoméricos solubles. En general, la mayor parte del material orgánico soluble dentro del medio del reactor se renueva a ácidos orgánicos volátiles mediante fermentación y finalmente se procesa en biogás a través de la metanogénesis. Por lo tanto, la reacción de hidrólisis juega un papel crucial en el control de la velocidad de la reacción que finalmente determina la potencia de conversión de materia prima de biomasa. La celulosa, que se encuentra en varios residuos agrícolas y municipales, es un ejemplo de compuesto insoluble que se hidroliza enzimáticamente. Los microorganismos celulolíticos como *Cellulomonas*, *Clostridium*, *Bacillus*, *Thermomonospora*, *Ruminococcus*, *Bacteriodes*, *Erwinia*, *Acetovibrio*, *Microbispora* y *Streptomyces* producen celulasas que hidrolizan la biomasa celulolítica.

### 1.2.4.2 Bacterias fermentativas

La unidad de bacterias fermentativas es responsable de consumir los solubles creados a partir de la reacción de hidrólisis y producir numerosos productos intermedios como AGV's, dióxido de carbono, hidrógeno y alcoholes. Entre los productos de la fermentación, el acetato y el dióxido de carbono contribuyen principalmente a la producción de metano (Jain *et al.*, 2015).

### 1.2.4.3 Bacterias acetogénicas

Para que tenga lugar una eficiente metanogénesis, los productos de fermentación como el propionato y el butirato deben ser oxidados a acetato, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>, esta oxidación es llevada a cabo por un grupo denominado "organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno (OHPA)", mediante un proceso conocido como acetogénesis. Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consume energía, en

ambientes anaerobios donde la energía disponible es baja, el acoplamiento de la actividad de las bacterias OHPA con las bacterias consumidoras de H<sub>2</sub> (metanógenos hidrogenofilicos) permite un balance energético favorable. Este último grupo, consume el hidrogeno generado por las OHPA manteniendo una presión parcial de H<sub>2</sub> a un nivel adecuado para que termodinámicamente pueda darse la conversión de los AGV a acetato e hidrógeno. Esta asociación se conoce como “relación sintrófica” o “transferencia interespecífica de hidrógeno”. Solamente un limitado número de especies del grupo OHPA han sido aisladas; probablemente existan más, pero aún no son conocidas. Dentro de las especies aisladas se pueden mencionar:

- *Syntrophomonas sapovorans*
- *Syntrophobacter wolinii*
- *Syntromonas wolfei*
- *Syntrophospara bryantii*
- *Syntrophus buswellii*

Dentro del grupo de acetógenos existe un grupo de bacterias conocidas como “bacterias homoacetogénicas” las cuales son anaerobias obligadas y utilizan el CO<sub>2</sub>, como aceptor final de electrones, produciendo acetato como producto único de la fermentación anaerobia. Aunque este grupo no es un grupo taxonómico definido, en él se incluyen una variedad de bacterias Gram (+) y Gram (-) formadoras de esporas como: *Clostridium acetivum*, *Clostridium formicoaceticum* y *Acetobacterium woodii* (Pérez-Mayet, 2017).

#### **1.2.4.4 Bacterias formadoras de metano (metanogénicas)**

El grupo de bacterias metanogénicas está formado por grandes microorganismos anaerobios obligados y son muy penetrantes para los cambios ambientales.

Convierten los productos finales de la fermentación ácida y acetogénica en metano y dióxido de carbono.

Aproximadamente el 70 % del metano se produce por la degradación del ácido acético y aproximadamente el 30 % por una reacción redox de hidrógeno y dióxido de carbono. Aunque la metanogénesis del ácido acético es el paso limitante de la velocidad en la fermentación anaeróbica de sustancias fácilmente degradables, la hidrólisis puede limitar la velocidad cuando se producen sustancias moderadamente degradables. Debido a la complejidad de los mecanismos de degradación anaeróbica y los requisitos severos de los microorganismos, la operación del proceso es muy importante para los procesos de fermentación. Para lograr una degradación anaeróbica optimizada e inalterada, se sugiere que la velocidad de descomposición en los pasos consecutivos sea la misma.

Para una digestión eficiente, estos formadores de ácido y fermentadores de metano deben permanecer en un estado de equilibrio dinámico. Este estado es un factor muy crucial que decide la eficiencia de la generación. Se ha demostrado que los microorganismos metanogénicos son sensibles a los cambios de acidez. Un valor de pH de 6.5 -8 es el mejor para la fermentación y la producción de gas normal. Si los ácidos orgánicos se forman a un ritmo más rápido de lo que la población limitada de formadores de metano puede adaptarse, entonces el pH disminuye, lo cual es desfavorable para los microorganismos que forman metano. En un proceso de digestión controlado, el ambiente debe mantenerse apropiado para el crecimiento equilibrado de las bacterias formadoras de ácido y las que forman metano. La operación adecuada requiere el equilibrio entre la población de organismos, el suministro de alimentos, la temperatura, el pH y el acceso a los alimentos.

En general, se encuentra que hay tres rangos de temperatura sugeridos por los investigadores que favorecen un tipo particular de microorganismo. Los rangos de temperatura son (1) psicrófilos, aproximadamente 20 °C, (2) mesófilos, aproximadamente 35 °C y (3) termófilos, aproximadamente 55 °C. Varios

investigadores informaron que la digestión a una temperatura más alta continúa más rápidamente que a una temperatura más baja. (Jain *et al.*, 2015).

### 1.3 Pretratamientos para mejorar la DA

El pretratamiento es un paso fundamental, que opera sobre las características del sustrato para mejorar los rendimientos de la digestión anaerobia. El proceso general de conversión del sustrato orgánico a biogás está mediado por la secuenciación de reacciones bioquímicas que no comparten necesariamente el mismo ambiente óptimo y el rendimiento de metano de la DA del material orgánico sólido es significativamente afectado por la transferencia de masa en cada paso biológico, así como por la disponibilidad del sustrato. Se reconoce que la etapa limitante es la hidrólisis de la materia orgánica compleja a compuestos solubles. La literatura reporta experiencias usando procesos químicos, físicos y biológicos, los cuales son supuestos para mejorar la biodegradabilidad y solubilización de la materia orgánica, por incremento del área superficial de sustrato orgánico y/o incremento de la actividad enzimática (Cesaro y Belgiorno, 2014).

Los efectos de varios métodos de pretratamiento son muy diferentes dependiendo de las características del sustrato y el tipo de pretratamiento. Por lo tanto, es difícil comparar y evaluar sistemáticamente la aplicabilidad y sostenibilidad de tales métodos a gran escala (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

El rendimiento de la DA se evalúa relacionando la salida de un sistema de digestión con la capacidad de entrada o con la capacidad del digester volumétrico. Comúnmente, el rendimiento en la DA se expresa como el rendimiento de metano, es decir, la producción volumétrica de metano en condiciones estándar por unidad de material alimentado, que se puede expresar como Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles (SV), Demanda Química de Oxígeno (DQO) o peso húmedo. Alternativamente, se usan la reducción de ST o SV (% de ST o SV entrantes

reducidos) y la productividad de metano (reactor  $\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{m}^3, \text{ día}$ ). En este sentido, el rendimiento de la DA mejorado se basa en aumentar el rendimiento operacional de metano para llegar lo más cerca posible del rendimiento real del potencial de metano del sustrato a la tasa de digestión más alta posible (Carlsson *et al.*, 2012).

### 1.3.1 Efectos del pretratamiento sobre las características del sustrato

Los principales efectos que los pretratamientos tienen en diferentes sustratos, como se informa en la literatura, se pueden identificar como (i) reducción del tamaño de partícula, (ii) solubilización, (iii) mejora de la biodegradabilidad, (iv) formación de compuestos refractarios y (v) pérdida de material orgánico. Los métodos y expresiones utilizados para cuantificar estos efectos difieren entre publicaciones y los métodos y definiciones más comunes se presentan y se discuten brevemente en esta sección.

La reducción del tamaño de partícula ha sido el factor más comúnmente utilizado para describir el aumento en el área superficial del sustrato resultante de un pretratamiento. Sin embargo, su medición se ve desafiada por las dificultades para cuantificar la forma de las partículas, y cualquier efecto en la superficie interna aumentada, como en el aumento de la porosidad de las partículas sin modificación global del tamaño de partícula, permanece sin ser contabilizada por este factor. Por lo tanto, las evaluaciones de reducción del tamaño de partícula pueden tergiversar el efecto de pretratamiento sobre el área superficial real para algunos sustratos, tales como materiales fibrosos sometidos a fuerzas de cizalla, que pueden dañarse, aumentando su área superficial sin disminuir su tamaño de partícula. Además, la reducción del tamaño de partícula solo puede caracterizar la distribución entre las partículas que quedan después del pretratamiento sin tener en cuenta el material solubilizado (Carlsson *et al.*, 2012).

La solubilización se ha expresado y analizado de diversas maneras en la literatura, donde la definición de material soluble o fracción varía o no siempre se especifica. El material soluble generalmente se separa por filtración usando diferentes tamaños de poro de filtro ya sea a partir de muestras totales o del sobrenadante después de la centrifugación. Además, el material soluble se mide directamente en el sobrenadante después de la centrifugación. La fracción filtrada se ha caracterizado y diferenciado adicionalmente, por ejemplo, Kianmehr *et al.* (2010) separaron material coloidal de material orgánico "verdaderamente soluble" en el filtrado por floculación con subsecuente filtración de membrana. La solubilización del sustrato se evalúa más comúnmente sobre la base de las mediciones de DQO del sustrato, para las cuales se han utilizado expresiones múltiples. En general, la DQO soluble después del pretratamiento se compara con diferentes combinaciones de la DQO del sustrato bruto caracterizada como DQO total, en partículas o soluble o se compara con la DQO "hidrolizable máxima" del sustrato. Además de la DQO, la solubilización del sustrato se describe en base a ST y STV o en mediciones de composición orgánica que incluyen proteínas, carbohidratos y lípidos (Carlsson *et al.*, 2012).

La biodegradabilidad del sustrato puede cambiar cuando un sustrato se disgrega, se solubiliza y/o se transforma químicamente debido a los efectos mecánicos o físico-químicos inducidos por un pretratamiento. El aumento de la biodegradabilidad resulta de la exposición de material biodegradable que previamente no estaba disponible para los microorganismos y de la alteración de la composición de compuestos difícilmente degradables. La biodegradabilidad se evalúa comúnmente mediante pruebas de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) con o sin modificaciones de la versión descrita por Owen *et al.* (1979) y se expresó como el volumen acumulado de metano producido por unidad de ST, STV o DQO alimentados. El valor medido de la biodegradabilidad absoluta, así como la mejora de la biodegradabilidad en relación con el del sustrato bruto en tales pruebas de PBM se ve influenciado por la calidad del inóculo y el tiempo de prueba. Además, el PBM es solo un indicador aproximado del grado real de biodegradabilidad ya que parte del material orgánico biodegradable

se convierte en células (Carlsson *et al.*, 2012). A continuación, se describen los diferentes tipos de pretratamientos.

### 1.3.2 Pretratamiento químico

El pretratamiento químico se utiliza para lograr la destrucción de compuestos orgánicos por medio de ácidos fuertes, álcalis u oxidantes. La DA generalmente requiere un ajuste del pH aumentando la alcalinidad, por lo que el pretratamiento alcalino es el método químico preferido. Los pretratamientos ácidos y los métodos de oxidación como la ozonación también se utilizan para mejorar la producción de biogás y mejorar la tasa de hidrólisis. El efecto del pretratamiento químico depende del tipo de método aplicado y de las características de los sustratos. El pretratamiento químico no es adecuado para sustratos fácilmente biodegradables que contienen altas cantidades de carbohidratos, debido a su degradación acelerada y posterior acumulación de AGV's, lo que conduce al fallo de la etapa de metanogénesis. Por el contrario, puede tener un claro efecto positivo sobre sustratos ricos en lignina (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

#### 1.3.2.1 Pretratamiento alcalino

Durante el pretratamiento con álcali, las primeras reacciones que se producen son la solvatación y la saponificación, que inducen el hinchamiento de los sólidos. Como resultado, el área superficial específica se incrementa y los sustratos son fácilmente accesibles a los microbios anaerobios. A continuación, la solubilización de DQO se incrementa a través de diversas reacciones simultáneas tales como saponificación de ácidos urónicos y ésteres de acetilo, así como la neutralización de diversos ácidos formados por la degradación de las partículas. Cuando los sustratos son pretratados con métodos alcalinos, un aspecto importante es que la propia biomasa consume parte del álcali, por lo que pueden requerirse reactivos alcalinos superiores para obtener el aumento deseado de la digestión anaerobia (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

### 1.3.2.2 Pretratamiento ácido

El pretratamiento ácido es más adecuado para los sustratos lignocelulósicos, no sólo porque rompe la lignina, sino también porque los microbios hidrolíticos son capaces de aclimatarse a condiciones ácidas. La reacción principal que ocurre durante el pretratamiento ácido es la hidrólisis de la hemicelulosa en monosacáridos en perspectiva, mientras que la lignina se condensa y precipita. Un pretratamiento ácido fuerte puede resultar en la producción de subproductos inhibidores, tales como furfural e hidroximetilfurfural (HMF). Por lo tanto, se evita un pretratamiento ácido fuerte y el pretratamiento con ácidos diluidos se acopla con métodos térmicos. Otras desventajas asociadas con el pretratamiento ácido incluyen la pérdida de azúcar fermentable debido a la mayor degradación de sustratos complejos, un coste elevado de ácidos y el coste adicional para neutralizar las condiciones ácidas antes del proceso de DA (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

Saha *et al.*, (2016) llevaron a cabo el pretratamiento de cáscaras y residuos de fruta con ácido acético diluido con las condiciones optimizadas (ácido acético 0.2 M, 100 °C, 1 h) a 10 % de carga de sustrato, resultó en un mejoramiento en la recuperación de azúcares, reteniendo las altas proporciones C/N (41-47) apropiada para una producción efectiva de bioenergía a través de la fermentación de dicha biomasa pretratada.

### 1.3.2.3 Ozonación

En los últimos años, el uso del ozono como pretratamiento químico está adquiriendo un gran interés en la comunidad científica, no sólo por eliminar compuestos recalcitrantes y tóxicos, sino también aumentando la biodegradabilidad de los residuos. Mecánicamente, el ozono reacciona con los polisacáridos, las proteínas y los lípidos, transformándolos en compuestos más pequeños del peso molecular, de modo que la membrana celular se rompa, derramando el citoplasma de la célula. Si



la dosis de ozono es suficientemente alta, también puede ocurrir la mineralización de los compuestos celulares liberados. La eficacia de ozonización depende de la naturaleza de los compuestos, de la dosis de ozono y de la reacción de pH. La mayoría de los estudios se refieren al uso de ozono para el tratamiento de lodos, incluso antes de la digestión anaerobia y también se han hecho intentos de optimización para mejorar los efectos de la ozonación (Cesaro y Belgiorno, 2014).

### **1.3.3 Pretratamiento físico**

Entre los pretratamientos físicos, tienen que ser listados tanto mecánicos como térmicos, pero otras tecnologías emergentes se están aplicando a nivel de investigación e industrial, tales como máquinas de alta presión, microondas y dispositivos de ultrasonido (Cesaro y Belgiorno, 2014).

#### **1.3.3.1 Pretratamientos mecánicos**

El pretratamiento mecánico se utiliza para reducir tanto el tamaño de partícula como la cristalinidad de los materiales lignocelulósicos, con el fin de aumentar el área específica de la superficie y reducir el grado de polimerización. Este efecto puede obtenerse mediante una combinación de astillado, molido, dependiendo de la fase final tamaño de partícula del material. Varios estudios demostraron que las partículas más pequeñas aumentan la superficie disponible para los microorganismos, resultando en una mayor disponibilidad de alimentos a las bacterias y una degradabilidad anaeróbica mejorada. Por otra parte, tal reducción de partículas puede acelerar las etapas de hidrólisis y acidogénesis así como la producción de material orgánico soluble como Ácidos Grasos Volátiles (AGV's), dando como resultado una carga orgánica excesivamente alta en el reactor de digestión anaerobia. El requerimiento de potencia de este pretratamiento es relativamente alto dependiendo del tamaño de partícula final y de las características de la biomasa (Cesaro y Belgiorno, 2014).

### 1.3.3.2 Pretratamientos térmicos

El tratamiento térmico se ha utilizado como un proceso de acondicionamiento para lodos crudos o digeridos, ya que mejora las propiedades de deshidratación de dichos residuos. El tratamiento térmico altera la estructura de la fracción insoluble para hacerla más susceptible a la biodegradabilidad (Cesaro y Belgiorno, 2014). El pretratamiento térmico también conduce a la eliminación de patógenos, mejora el rendimiento de deshidratación y reduce la viscosidad del digestato, con posterior mejora del manejo del mismo. El efecto principal del pre-tratamiento térmico es la desintegración de las membranas celulares, dando lugar así a la solubilización de compuestos orgánicos. La solubilización de DQO y la temperatura tienen una correlación directa. También se puede lograr una mayor solubilización con temperaturas más bajas, pero con tiempos de tratamiento más largos. Uno de los fenómenos más conocidos es la reacción de Maillard, que ocurre entre carbohidratos y aminoácidos, dando como resultado la formación de sustratos complejos que son difíciles de ser biodegradados. Esta reacción puede ocurrir en un tratamiento térmico extremo a temperaturas superior a 150 °C, o un tiempo de tratamiento más largo a temperaturas más bajas (<100 °C) Además de estas reacciones químicas, el pretratamiento térmico también puede dar lugar a la pérdida de compuestos orgánicos volátiles y/o la producción potencial de biometano a partir de sustratos fácilmente biodegradables. Por lo tanto, los efectos del pretratamiento térmico dependen del tipo de sustrato y rango de temperatura (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

### 1.3.4 Pretratamiento biológico

El pretratamiento biológico incluye anaerobios y aerobios, así como la adición de enzimas específicas tales como peptidasa, carbohidrolasa y lipasa al sistema de DA. Tales métodos de pretratamiento convencionales no son muy populares con la FORSM, pero se han aplicado extensamente en otros tipos de Residuos Sólidos

Orgánicos (RSO) tales como los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales y las industrias de pulpa y papel (Ariunbaatar *et al.*, 2014).

Por lo tanto, los pretratamientos biológicos incluyen tanto el uso de microorganismos con alta capacidad para degradar un sustrato y la adición de enzimas que apoyan las reacciones biológicas dentro de los digestores anaeróbicos. El pretratamiento enzimático de FORSM podría resultar bastante difícil debido a su composición compleja y variable, que requeriría el uso de agrupaciones enzimáticas específicas, ya que cada compuesto de la FORSM (es decir, carbohidratos, lípidos y proteínas) se convierte por una enzima particular (Cesaro y Belgiorno, 2014).

### **1.3.4.1 Pretratamiento enzimático**

Los pretratamientos enzimáticos se han investigado a escala de laboratorio y su efecto ha sido generalmente evaluado mediante pruebas de BMP. Las enzimas investigadas incluyen: celulasas, celobiasas, endoglucanasa, xilanasas, pectinasas, enzimas ligninolíticas tales como lacasas, manganesas y peroxidasa versátiles, así como  $\alpha$ -amilasas y proteasas en el caso de los desechos sólidos municipales. Las enzimas se usan para aumentar el rendimiento de biogás, pero también para disminuir la viscosidad de la materia prima o los medios de fermentación. Las enzimas se pueden aplicar como pretratamiento o más bien se pueden agregar a un digestor de 1 etapa o al reactor acidogénico de un proceso de 2 etapas. (Carrere *et al.*, 2016).

## **1.4 Generación de bioenergéticos**

La bioenergía es una energía renovable hecha de materiales derivados de fuentes biológicas. Las materias primas de biomasa incluyen cualquier materia orgánica que ha almacenado energía de la luz solar en forma de energía química, como plantas, residuos de la agricultura o silvicultura, y el componente orgánico de los desechos

municipales e industriales. La biomasa es la forma más temprana de energía utilizada por los seres humanos y podría proporcionar alrededor de un cuarto de la energía primaria global, o 138 exajoules (medido por el promedio de los valores proyectados de cinco informes).

Los sistemas de suministro de bioenergía incluyen la producción o recolección de materias primas de biomasa, el transporte de la materia prima a una planta de conversión, la conversión de la biomasa en energía utilizable, la distribución y el uso de la energía y la eliminación de cualquier residuo (Dale *et al.*, 2016).

### 1.4.1 Biogás

El biogás (metano) es un biocombustible gaseoso que es producido a través de la digestión de materia orgánica en ausencia de oxígeno y consiste principalmente de metano y CO<sub>2</sub>. Otros compuestos que son producidos durante la digestión, incluyen, compuestos de azufre (sulfuro de hidrogeno y alquitioles), amoniaco, alcoholes, compuestos carbonilo (incluyendo aldehídos y cetonas), ácidos carboxílicos (tal como ácido fórmico y ácido acético), terpenos, y compuestos aromáticos (Matzakas *et al.*, 2017). El biogás comprende entre 60-65 % de metano, 35-40 % de dióxido de carbono, 0.5-1.0 % de sulfuro de hidrógeno y resto de vapor de agua. Es casi un 20 % más ligero que el aire. El biogás, al igual que el Gas Licuado de Petróleo (GLP) no se puede convertir a estado líquido a temperatura normal. Eliminar el dióxido de carbono y comprimirlo en cilindros lo hace fácilmente utilizable para aplicaciones de transporte, como vehículos de tres ruedas, automóviles, camionetas pick-up, etc. y también para aplicaciones estacionarias a varias distancias largas. (Jain *et al.*, 2015).

Un ejemplo es la producción de metano a partir de la fracción líquida residuos sólidos municipales, usando un reactor de biopelícula en modo batch, mostrando una producción de 4 L/día con un contenido de metano de 74 %, con un rendimiento de

metano de 0.37 L CH<sub>4</sub>/g DQO el cual está cerca del valor teórico (Alvarado-Lassman *et al.*, 2016).

Las aplicaciones del biogás incluyen su uso como combustible para vehículos (después de enriquecer su composición en metano) y para la producción de calor y electricidad a través de la quema en un equipo especial llamado de calor y energía combinados. El uso de metano como combustibles para vehículos presenta algunos beneficios ya que no requiere amplias modificaciones del vehículo, y es una tecnología que ya ha sido probada en la práctica (Matzakas *et al.*, 2017).

### 1.5 Mejoramiento de la producción de biogás

La estabilidad y eficacia del proceso de digestión ha estado perjudicada por la composición de algunos componentes en la materia prima. Características físicas y químicas de la materia prima como contenido de humedad, sólidos volátiles, contenido de nutrientes, tamaño de partículas y biodegradabilidad podrían afectar sumamente la estabilidad del proceso y producción de biogás. Desde el estudio de la naturaleza de varios residuos orgánicos se ha vuelto esencial en el escenario actual para asegurar la viabilidad las modificaciones tecnológicas apuntan hacia un probable incremento en la producción de biogás que puede ser logrado a través de varias perspectivas como la pertinente selección de la materia prima, experimentos de co-digestión y procesos de pretratamiento.

En general, los materiales lignocelulósicos son abundantes en la tierra y tienen un alto potencial de generación de energía que son difíciles de degradar por los microorganismos debido a su estructura cristalina resultante de la vinculación covalente y no covalente de los tres bloques lignina, celulosa y la hemicelulosa. Por lo tanto, las tecnologías de conversión son evidentes para desarrollar el potencial de hidratos de carbono de materiales lignocelulósicos, con el fin de mejorar la

degradación junto a aumentar la disponibilidad de sustratos adecuados para la producción de biogás.

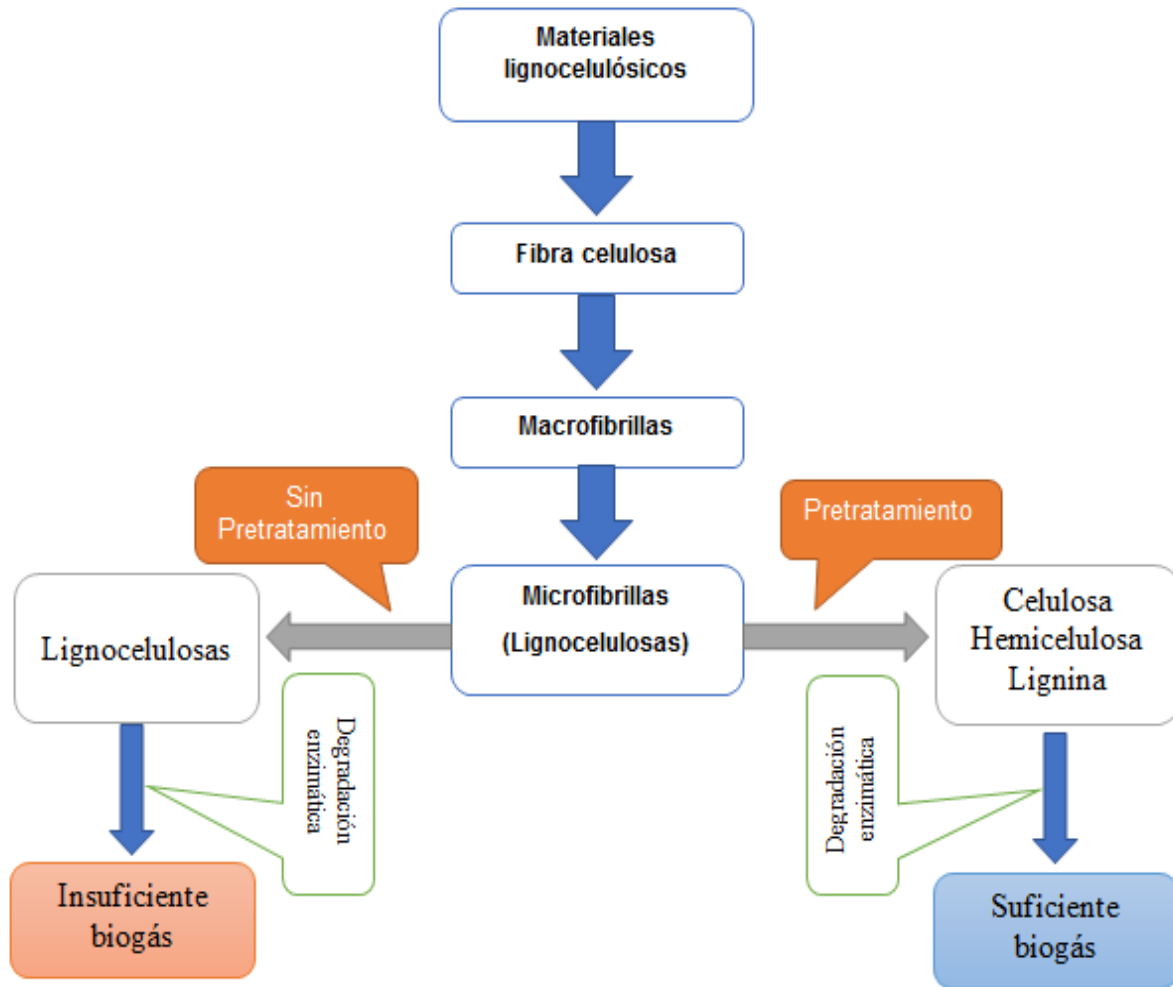


Figura 1.6 Producción eficiente de biogás

Debido a los recientes avances de las tecnologías de conversión de lignocelulosas a través de un tratamiento previo antes de la digestión anaerobia puede aplicarse también para conservar el equilibrio industrial. El pretratamiento ofrece la desagregación de lignocelulosas en lignina, celulosa y hemicelulosas que favorecerían una mayor degradación enzimática con bacterias, lo que da como

resultado una producción de biogás suficiente, como se muestra en la Figura 1.6. Las evidencias muestran que la técnica preferida aumentó la accesibilidad de las enzimas hidrolíticas por lignocelulosas y las mejoras en la técnica de pretratamiento aumentarían la disponibilidad de materia prima barata que también puede impulsar la producción de biogás (Divya *et al.*, 2015).

**CAPÍTULO 2**  
**MATERIALES Y MÉTODOS**



## CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS

El presente proyecto de investigación se llevó a cabo en la planta piloto de aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos municipales y en el laboratorio de investigación de ingeniería ambiental I del Instituto Tecnológico de Orizaba. A continuación, en la Figura 2.1 se presenta un diagrama de bloques con la metodología empleada para el cumplimiento de los objetivos.

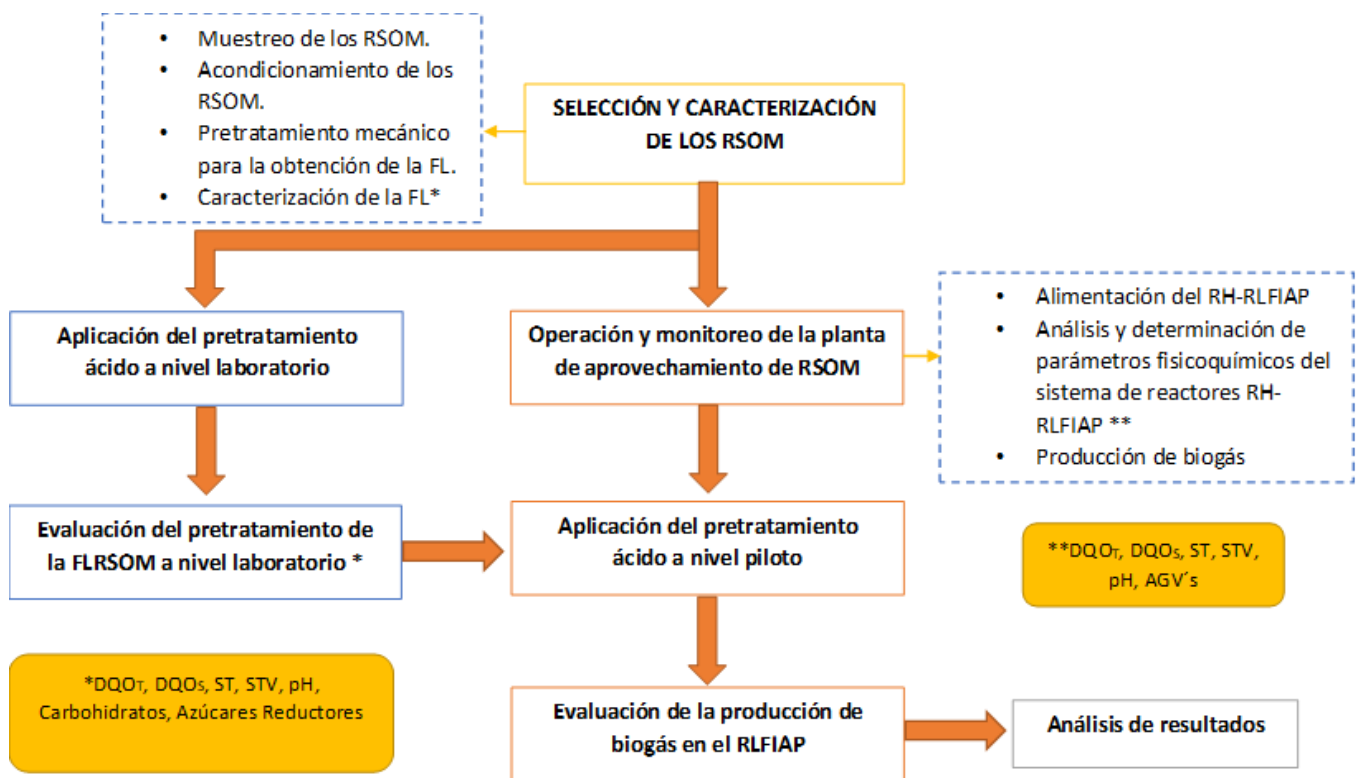


Figura 2.1 Diagrama general de la metodología experimental

### 2.1 Selección y caracterización de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (RSOM) para las pruebas de hidrólisis a nivel laboratorio

Para las pruebas a nivel laboratorio se obtuvo un lote de RSOM constituido de siete especies a diferentes proporciones, principalmente especies que no son de temporada, con el objetivo de poder disponer de ellas cualquier época del año y no

haya gran variación de los resultados de sus análisis por la ausencia o sustitución de alguna especie, se les extrajo la Fracción Líquida (FL), la cual se mantuvo en refrigeración para conservarla y poder aplicar el pretratamiento con un ácido orgánico.

### 2.1.1 Muestreo de los RSOM

Los RSOM constituidos principalmente de residuos de frutas y verduras, fueron obtenidos del mercado Emiliano Zapata ubicado en el municipio de Orizaba, Veracruz, se buscaron siete especies diferentes de frutas y verduras, principalmente especies que no son de temporada, con el objetivo de poder disponer de ellas cualquier época del año y no haya gran variación de los resultados de sus análisis por la ausencia o sustitución de alguna especie, Figura 2.2, dichas especies se recolectaron y se transportaron a la planta piloto de aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos municipales ubicada en las instalaciones del Instituto Tecnológico de Orizaba para su procesamiento.



Figura 2.2 Obtención de los RSOM

### 2.1.2 Acondicionamiento de los RSOM

Se clasificaron los RSOM y se preparó una mezcla estandarizada de RSOM con las siete especies (lechuga, naranja, jitomate, manzana, plátano, piña y zanahoria) a diferentes proporciones, como se muestra en la Figura 2.3 y 2.4.

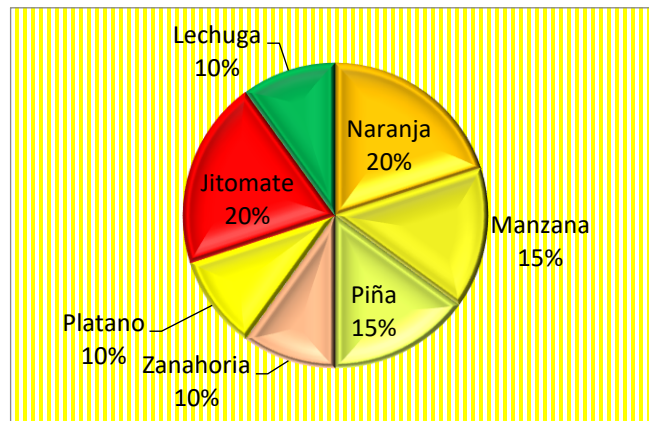


Figura 2.3 Proporciones de la mezcla de RSOM



Figura 2.4 Especies de frutas y verduras utilizadas

Posteriormente se retiró manualmente el material leñoso como huesos, cáscaras gruesas, etc., y se hizo una reducción de tamaño para evitar fallas en el equipo de trituración como se muestra en la Figura 2.5.



Figura 2.5 RSOM después de su reducción de tamaño

### 2.1.3 Pretratamiento mecánico y obtención de la fracción líquida

Se llevó a cabo la molienda de la mezcla de RSOM ya estandarizada en una trituradora de cuchillas con tornillo transportador marca VEYCO modelo MCV 320 con una capacidad de 100 kg/h (Figura 2.6 a), una vez recolectada la muestra triturada, se separó la Fracción Líquida (FL) de la fracción sólida mediante una centrifugación ver Figura 2.6 b.



Figura 1.6 a) Trituradora VEYCO; b) Centrifuga semiindustrial de RSOM

### 2.1.4 Caracterización de la FLRSOM

Se llevó a cabo la caracterización fisicoquímica de la FL de los RSOM, los parámetros y métodos analíticos que se consideraron se muestran en la Tabla 2.1. Estos parámetros no solo nos ayudaron a conocer la composición de la FLRSOM, sino que, además, nos sirvieron para evaluar la eficiencia del pretratamiento ácido.

A continuación, se describe brevemente cada uno de los métodos para la determinación de las características fisicoquímicas de la FLRSOM, junto a los equipos utilizados para cada determinación. Todos los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Investigación de Ingeniería Ambiental I.

Tabla 2.1 Parámetros fisicoquímicos

PARÁMETRO	UNIDAD	MÉTODO
pH	--	Potenciométrico 4500-H <sup>+</sup> B Standard methods
Sólidos Totales (ST)	g/L	NMX-AA-034-SCFI-2015
Sólidos Totales Volátiles (STV)	g/L	
DQO Total (DQO <sub>T</sub> )	g/L	Micrométodo Colorimétrico 5220 D Standard methods
DQO Soluble (DQO <sub>S</sub> )	g/L	
Carbohidratos Totales	g/L	Antrona-Sulfúrico Finleyand <i>et al.</i> , 1973
Carbohidratos Solubles	g/L	
Azúcares Reductores	mg/L	DNS Miller <i>et al.</i> , 1959
Nitrógeno Total	g N-NTK/L	NTK NMX-AA-026-SCFI-2001
Proteínas	g/L	Macro Kjeldahl

#### 2.1.4.1 Determinación del pH

El pH se define como el logaritmo negativo base 10 de la concentración de ion hidrógeno, para la determinación del pH se llevó a cabo utilizando un potenciómetro marca OAKTON modelo pH 700, el cual se calibra con solución tampón de pH 4.0, 7.0 y 10.0, siguiendo el método Potenciométrico 4500-H<sup>+</sup> B *Standard Methods*.

#### 2.1.4.2 Determinación de ST y STV

Los Sólidos Totales se definen como el material residual después de evaporación y secado de una muestra a cierta temperatura, esta determinación se realizó mediante la técnica gravimétrica NMX-AA-034-SCFI-2015. Se evaporó la muestra en

un crisol a peso constante en una estufa marca Riossa modelo H-33 a una temperatura de 103-105 °C por un lapso de 24 h. El aumento de peso sobre el peso del crisol vacío representa los Sólidos Totales y el cálculo se realiza con la siguiente ecuación:

$$ST \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{M_3 - M_1}{V} \cdot 1000 \ 000 \quad (2.1)$$

Dónde:

M<sub>1</sub>= Peso del crisol a peso constante (g)

V= Volumen de la muestra (mL)

M<sub>3</sub>= Peso del crisol a peso constante + Peso de la muestra seca (g)

El residuo producido en la determinación de ST según el método descrito anteriormente, se calcinó a 550 °C en una mufla marca Thermolyne modelo Furnace 1300, durante dos horas. El peso perdido en el crisol tras la incineración del residuo seco, representa el contenido en Sólidos Totales Volátiles. De la misma forma que los Sólidos Totales, esta técnica analítica se realizó mediante la técnica gravimétrica NMX-AA-034-SCFI-2015, y se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$STV \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{M_3 - M_4}{V} \cdot 1000 \ 000 \quad (2.2)$$

Dónde:

M<sub>3</sub>= Peso del crisol a peso constante + Peso de la muestra seca (g)

V= Volumen de la muestra (mL)

M<sub>4</sub>= Peso del crisol a peso constante + Peso de la muestra calcinada (g)

### 2.1.4.3 Determinación de DQO<sub>T</sub> y DQO<sub>s</sub>

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es la cantidad de oxígeno necesario para oxidar químicamente las sustancias presentes con la ayuda de un oxidante fuerte

como el dicromato de potasio en un medio ácido. Para la determinación de DQO se utilizó el método Colorimétrico 5220 D *Standard Methods*. Se tomó 1 mL de muestra previamente diluida y se agregó en un tubo de ensaye más 1 mL de agua, 1 mL de dicromato de potasio y 2 mL de ácido sulfúrico. Posteriormente se colocaron en una placa digestora por 2 horas, después se leyeron las muestras en un espectrofotómetro HACH DR/2500 a 620 nm. Para la DQO soluble se ocupó el sobrenadante después de centrifugar la muestra en una centrifuga HERMLE Z 383 a 3500 rpm por 5 minutos.

### 2.1.4.4 Determinación de carbohidratos

Los carbohidratos son polihidroxialdehidos y polihidroxicetonas derivados de alcoholes. Se clasifican de acuerdo al número de carbonos que contiene la cadena (triosas, tetrosas, pentosas, etc.) y de acuerdo al número de monómeros que posea la molécula (monosacáridos, disacáridos, polisacáridos, etc.). el método Antrona-Sulfurico Finleyand *et al.*, 1973 se basa en la hidrólisis del enlace glucosídico de ciertos carbohidratos y sacáridos en medio ácido fuerte, en donde los monosacáridos resultantes reaccionan con la antrona produciendo un derivado del furano de color verde-azulado que tiene su máximo de absorción a 640 nm.

Se colocaron 2 mL de muestra previamente diluida en tubos de ensaye y 2 mL de agua destilada para el blanco. Se adicionó 4 mL de solución de Antrona, posteriormente se pusieron a ebullición por 10 minutos. Después se leyeron en un espectrofotómetro HACH DR/2500 a una longitud de onda de 640 nm. Para la determinación soluble se ocupó el sobrenadante después de centrifugar la muestra en una centrifuga HERMLE Z 383 a 3500 rpm por 5 minutos.

### 2.1.4.5 Determinación de azúcares reductores

Para la determinación de azúcares reductores (medidos como glucosa) se utilizó el método *DNS-Miller 1959*, utilizando 3,5-dinitrosalicílico (DNS). El ácido 3,5 dinitrosalicílico en presencia de calor reduce el ácido 3-amino-5 nitrosalicílico por

los azúcares reductores presentes, desarrollándose un color amarillo café el cual es estable hasta por 24 horas. La lectura se realiza a 575 nm. Este método permite medir las unidades reductoras presentes en los azúcares. La lectura se realizó en un espectrofotómetro HACH DR/2500.

### 2.1.4.6 Determinación de nitrógeno total

Los compuestos nitrogenados se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza. Las fuentes de nitrógeno incluyen además de la degradación natural de materia orgánica, fertilizantes, productos de limpieza y tratamiento de agua potable. La determinación del nitrógeno total se realizó con el método Kjeldahl se realizó de acuerdo al método de la norma mexicana de análisis de agua NMX-AA-026-SCFI-2001. Para dicha determinación se empleó un equipo macro Kjeldahl de dos unidades, marca NOVATECH modelo KJ2 DE, que comprende un sistema de digestión y destilación. En el método Kjeldahl los compuestos nitrogenados de la muestra se descomponen con ácido sulfúrico concentrado en caliente, transformándose el nitrógeno de la mayoría de los grupos funcionales orgánicos en amonio. Cuando la descomposición se ha completado la disolución se enfría, se diluye y se alcaliniza con hidróxido de sodio concentrado. El amonio liberado se destila y adsorbe en una disolución de concentración conocida de ácido bórico. El nitrógeno total Kjeldahl es la suma del nitrógeno orgánico (N-Org) y el nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>-N). Los cálculos se realizan con la siguiente ecuación:

$$mg NH_3 - N/L = \frac{(A - B) \cdot N \cdot 14 \cdot 1000}{V} \quad (2.3)$$

$$mg N - Org/L = \frac{(A - B) \cdot N \cdot 14 \cdot 1000}{V} \quad (2.4)$$

$$mg NTK/L = mgNH_3 - N/L + mg N - Org/L \quad (2.5)$$



Dónde:

A: mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación de la muestra

B: mL de ácido sulfúrico gastados en el blanco

N: normalidad del ácido sulfúrico

V: mL de muestra

14: peso equivalente del nitrógeno

### 2.1.4.7 Determinación de proteínas

El contenido total de proteínas se puede obtener de forma aproximada, multiplicando el valor de nitrógeno orgánico total por el factor 6.25 (Chen *et al.*, 2014).

$$Proteínas = N - Org \cdot 6.25 \quad (2.6)$$

## 2.2 Aplicación del pretratamiento ácido a nivel laboratorio

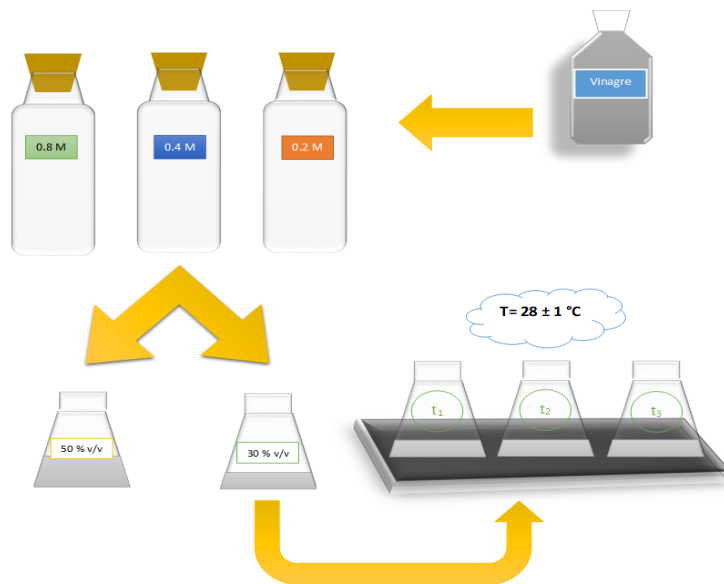


Figura 2.7 Aplicación del pretratamiento a nivel laboratorio

Se llevó a cabo la aplicación del pretratamiento químico con un ácido orgánico diluido, en este caso se eligió ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), el cual para las pruebas a

nivel laboratorio se obtuvo de un vinagre comercial. Se prepararon soluciones a tres diferentes concentraciones de 0.8 M, 0.4 M y 0.2 M. Con estas soluciones se llevó a cabo el pretratamiento a tres diferentes tiempos de exposición de 60, 120, 180 y 240 minutos, a condiciones estándar de temperatura y presión. Se aplicó el ácido acético diluido a la FLRSOM en una proporción de 50 % v/v y 30 % v/v (Figura 2.7). Las pruebas se realizaron por duplicado. Estas condiciones fueron establecidas de acuerdo a los estudios realizado por Solís, (2012) y por Saha *et al.*, (2016).

Para las pruebas de hidrólisis se utilizaron matraces Erlenmeyer de 500 mL con tapón y se pusieron en agitación en un agitador orbital marca LAB-LINE Orbit Shaker como se muestra en la Figura 2.8. Transcurrido el tiempo de exposición se retiraron del agitador y se neutralizaron con hidróxido de sodio 1 M para detener la reacción del ácido.



Figura 2.8 Pruebas de hidrólisis a nivel laboratorio

### 2.3 Evaluación del pretratamiento ácido

La evaluación del pretratamiento ácido se evaluó midiendo el grado de solubilización de la materia orgánica expresada como DQO y Carbohidratos total y soluble como se menciona en la sección 1.3.1 del capítulo 1, para lo cual se utilizó la siguiente ecuación reportada por Appels *et al.* (2010).

$$\text{Grado de solubilización (\%)} = \frac{C_{Sol_{Trat}} - C_{Sol_S}}{C_{Tot_S}} \times 100 \quad (2.7)$$

Dónde:

C Sol<sub>Trat</sub>: Concentración Soluble Tratado

C Sol<sub>S/t</sub>: Concentración Soluble Sin tratamiento

C Tot<sub>S/t</sub>: Concentración Total Sin Tratamiento

### 2.3.1 Análisis estadístico

Se llevó a cabo un análisis estadístico para lo cual se utilizó el software NCSS 2007 para realizar todos los análisis estadísticos, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) seguido de un análisis de comparaciones múltiples de Tukey para examinar la diferencia entre los tratamientos individuales y las condiciones óptimas. Para ello se planteó el siguiente diseño de experimentos bifactorial 3 X 4 de la Tabla 2.2.

Tabla 2.2 Diseño de experimentos

Tratamiento ácido				
Concentración de ácido (M)	Tiempo de exposición (min)			
	60	120	180	240
0.2	TA-1	TA-2	TA-3	TA-4
0.4	TB-1	TB-2	TB-3	TB-4
0.8	TC-1	TC-2	TC-3	TC-4

### 2.4 Monitoreo del RH

Se llevó a cabo la operación de la Planta Piloto de Aprovechamiento de Residuos Sólidos Orgánicos, donde se cuenta con un sistema de digestión anaerobia en dos etapas. Se operó un Reactor Hidrolítico (RH) que realiza la primera etapa hidrolítica-acidogénica, el cual se alimentó con la FLRSOM, se alimentaron diariamente 100 L de sustrato diluido 1:1 con agua con un tiempo de recirculación de 6 h. El RH está construido en fibra de vidrio, color negro, con una capacidad de volumen total de 1200 L y volumen útil de 1000 L, con una chaqueta exterior de calentamiento de 280

L, a su vez dispone de 2 bombas centrífugas de 0.5 HP, una se utiliza para el bombeo a partir del tanque de almacenamiento de la fracción líquida y la segunda para llevar la recirculación del sustrato en el interior del RH. Cuenta con un área de soporte de fibras de nylon-poliéster fijadas a una canaleta de Aluminio en forma de “U” en un arreglo de 12 rieles y con un diseño de 6 paneles de policarbonato que contienen 12 fibras de nylon-poliéster de tamaño de 15 X 24 cm por cada panel. En este reactor se llevó a cabo la etapa de hidrólisis la cuál es limitante para el proceso de tratamiento de los RSM, en la Figura 2.9 se muestra el RH.



Figura 2.9 Reactor hidrolítico a nivel piloto

El RH se monitoreo por un periodo de 30 días, con los parámetros fisicoquímicos de pH, DQO total y soluble, cuyos métodos se describieron anteriormente. También se determinaron Ácidos Grasos Volátiles (AGV's) de entrada y salida, que se reportaron como mg de Hac/L y alcalinidad reportada como mg de  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  de acuerdo al *Nordmann method*, 1977. El efluente del RH, se usó como sustrato para alimentar un reactor metanogénico, en este caso fue un Reactor de Lecho Semi Fluidizado Inverso (RLSFI), que se encuentra en el laboratorio de ingeniería ambiental I, para la generación de biogás.

### 2.5 Monitoreo del RLSFI

Se operó el Reactor de Lecho Semi Fluidizado Inverso (RLSFI), aquí se monitoreo durante un periodo de 11 días mientras se alimentaba con el efluente del RH sin pretratamiento, posteriormente, después de aplicar el pretratamiento en el RH se alimentó con el efluente pretratado el mismo número de días y se evaluaron los parámetros de DQO, pH y AGV's, de entrada y salida.

El RLSFI consta de un tubo de acrílico de 97 cm de alto, con un diámetro de 7 cm, espesor de 3 mm y un volumen de 3.7 L. En la parte inferior y superior se incorporaron 2 tapas maquinadas de Nylamid. La tapa superior tuvo 2 válvulas una para la salida de biogás y otra para la alimentación al reactor, ambas conexiones fueron válvulas de conexión rápida. La tapa inferior igualmente tuvo 2 aperturas una para la salida del efluente y otra para la recirculación, ambas válvulas con las mismas características antes descritas. Cabe resaltar que todas las piezas y válvulas fueron totalmente desmontables en el reactor para facilitar la limpieza del mismo, ver Figura 2.10.



Figura 2.10 RLSFI a nivel laboratorio

El inóculo que se utilizó para el arranque del RLSFI fue Extendosphere colonizado proveniente del Reactor de Lecho Fluidizado Inverso con Arreglo en Paralelo (RLFIAP), operado en la Planta Piloto del Instituto Tecnológico de Orizaba. El soporte colonizado que se extrajo era alimentado a partir de Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (RSOM) los cuales constaban en su mayoría de residuos de frutas y verduras con elevada carga orgánica y pH neutro. Antes de extraer el inóculo se alimentó y recirculó el reactor de manera constante por un periodo de un mes, esto para aumentar el desarrollo microbiano y la biopelícula en el soporte.

### **2.6 Aplicación del pretratamiento ácido a nivel piloto.**

Una vez evaluado el pretratamiento ácido a nivel laboratorio y elegido las mejores condiciones óptimas para la hidrólisis. Se llevó a cabo la preparación del ácido acético a la concentración y tiempo óptimo requerido para el pretratamiento (0.2 M a 30 % v/v y 6 h de exposición) y se aplicó el pretratamiento en un Reactor Hidrolítico (RH).

Para la aplicación del pretratamiento se usó una concentración de 0.2 M aplicando en proporción de 30 % v/v. El sustrato a alimentar se le agregó el ácido diluido, el cual se preparó en un tanque de 100 L agregando 30 L de ácido acético diluido al 0.2 M y 70 L de FLRSOM, posteriormente se alimentó el RH y se mantuvo en recirculación por 6 horas. Una vez que se llevó a cabo el pretratamiento en el RH, el efluente hidrolizado se almacenó en un tanque de 100 L, así se llevaron a cabo cuatro corridas. El efluente del RH sirvió como sustrato para alimentar un Reactor de Lecho Semi Fluidizado Inverso (RLSFI), donde se llevó a cabo el monitoreo de remoción de DQO y se cuantificaron AGV's de entrada y salida durante un periodo de 11 días tal como se realizó con el sustrato sin pretratamiento.

Para evaluar la etapa de hidrólisis se usaron los valores del análisis de  $DQO_T$  y  $DQO_S$  de entrada y salida del RH, para ello se utilizó la Ecuación 2.8 propuesta por

Bouallagui *et al.* (2004), que evalúa el porcentaje del rendimiento de la hidrólisis (HY).

$$HY (\%) = \frac{100 \times [(DQO_T \text{ ent} - DQO_S \text{ ent}) - (DQO_T \text{ sal} - DQO_S \text{ sal})]}{(DQO_T \text{ ent} - DQO_S \text{ ent})} \quad (2.8)$$

Dónde:

$HY$  = Rendimiento de hidrólisis (%)

$DQO_T \text{ ent}$  = DQO total entrada (g/L)

$DQO_S \text{ ent}$  = DQO soluble entrada (g/L)

$DQO_T \text{ sal}$  = DQO total salida (g/L)

$DQO_S \text{ sal}$  = DQO soluble salida (g/L)

## 2.7 Cuantificación y composición del biogás

La cuantificación de biogás se realizó primeramente alimentando el RLSFI ya estabilizado, con un sustrato de FLRSOM sin pretratamiento durante 11 días, posteriormente se cambió de sustrato y se alimentó con el efluente pretratado con ácido del RH, del mismo modo se evaluó la generación de biogás durante 11 días. Para la cuantificación de biogás se utilizó el método volumétrico *Standard Methods* (APHA, AWWA, WEF, 1995) que consiste en un sistema de desplazamiento de agua, ver Figura 2.10.

Para la determinación de la composición del biogás se utilizó un cromatógrafo de gases Buck 310 con detector de conductividad térmica y columna empacada All Tech CTR-I, utilizando Helio como gas de acarreo a una presión de 70 psi, la temperatura

de la columna es de 36 °C y la del detector es de 121 °C, la dosis de la muestra fue de 2 mL por inyección.



Figura 2.11 Captura de biogás



**CAPÍTULO 3**  
**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

## CAPÍTULO 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.1 Caracterización de la FLRSOM

La caracterización de la FLRSOM obtenida de la mezcla estandarizada de los RSOM se muestra en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Resultados de la caracterización de la FL

Parámetros	Unidades	Resultados
pH	- -	4.17
ST	g/L (%)	89.37 (8.56)
STV	g/L (%)	83.02 (92.87)
DQO <sub>T</sub>	g/L	124.13
DQO <sub>S</sub>	g/L	115.45
<b>Carbohidratos Totales</b>	g/L	88.45
<b>Carbohidratos Solubles</b>	g/L	84.75
<b>Azúcares Reductores</b>	g/L	44.10
<b>Nitrógeno Total</b>	g/L	12.32
<b>Proteínas</b>	g/L	6.88

Con los resultados de la caracterización fisicoquímica de la FLRSOM se observa una alta cantidad de materia orgánica, representada principalmente por carbohidratos, constituidos principalmente por azúcares reductores. Con esto se corrobora lo reportado por Edwiges *et al.* (2018) quienes trabajaron con una mezcla de 42 tipos

de frutas y verduras, reportaron una composición del  $73 \pm 9$  % de carbohidratos,  $16 \pm 5$  % de proteínas y  $4 \pm 6$  % de lípidos.

### 3.2 Aplicación y evaluación del pretratamiento ácido a nivel laboratorio

Se llevaron a cabo las pruebas de hidrólisis a nivel laboratorio como se describe en el capítulo 2. Las pruebas se llevaron a cabo con la aplicación del ácido acético a tres diferentes concentraciones molares (0.2, 0.4 y 0.8 M), a cuatro diferentes tiempos de exposición (60, 120, 180 y 240 minutos). Se aplicó el ácido diluido a una concentración de 50 % v/v de sustrato, al no observarse diferencias significativas en los tiempos de exposición, se decidió probar con una proporción de 30 % v/v, con tiempos de exposición un poco más amplios de 60, 120, 240 y 360 minutos. En la Tabla 3.2 y 3.3 se observa el comportamiento de las características fisicoquímicas al 50 % v/v y 30 % v/v. En ambos casos se compararon con un blanco como punto de referencia para las muestras tratadas, que tiene 50 % v/v y 30 % v/v, que es una muestra no tratada.

Tabla 3.2 Resultados del pretratamiento ácido 30 % v/v

Parámetro	B*	0.2 M				0.4 M				0.8 M			
		60 min	120 min	240 min	360 min	60 min	120 min	240 min	360 min	60 min	120 min	240 min	360 min
pH	4.05	3.42	3.39	3.34	3.28	3.24	3.26	3.16	3.12	3.10	3.13	3.06	3.05
ST (g/L)	44.68	35.30	35.75	35.65	35.78	36.00	35.72	35.62	36.02	39.28	39.95	41.07	41.17
STV (g/L)	30.57	20.60	18.12	17.21	20.20	17.22	16.78	17.18	18.90	16.96	17.33	19.91	18.73
DQOs (g/L)	63.52	67.13	62.14	65.50	66.79	64.66	67.73	66.08	68.80	66.95	63.96	66.98	67.40
HCs** (g/L)	55.27	60.85	58.35	53.85	56.35	65.56	61.67	56.40	56.12	57.87	59.47	57.45	56.87
AR*** (g/L)	21.89	25.76	25.79	26.58	26.67	27.80	23.65	25.78	25.67	24.04	23.65	24.31	25.71

\*Blanco

\*\* Carbohidratos

\*\*\* Azúcares reductores

Tabla 3.3 Resultados del pretratamiento ácido 50 % v/v

Parámetro	B*	0.2 M				0.4 M				0.8 M			
		60 min	120 min	180 min	240 min	60 min	120 min	180 min	240 min	60 min	120 min	180 min	240 min
pH	4.00	3.41	3.39	3.43	3.37	3.26	3.20	3.29	3.24	3.06	3.02	2.99	3.00
ST (g/L)	34.60	31.97	32.37	31.25	30.62	34.67	36.28	33.55	34.63	32.53	32.82	30.80	35.18
STV (g/L)	28.96	17.18	18.78	16.11	16.11	17.07	17.53	16.47	17.80	19.33	19.07	17.15	20.68
DQOs (g/L)	57.62	55.00	62.09	64.60	65.70	60.83	65.37	59.22	60.95	63.55	63.70	62.62	65.81
HCs** (g/L)	42.37	43.32	43.98	45.02	45.34	45.03	43.56	44.76	44.89	45.71	42.73	44.80	43.39
AR*** (g/L)	18.87	18.08	16.98	17.92	16.89	16.63	15.63	17.23	16.89	21.13	20.65	21.71	22.97

\*Blanco

\*\* Carbohidratos

\*\*\* Azúcares reductores

La importancia del presente trabajo radica en el bajo costo, debido al uso de una cantidad mínima de ácido a temperatura ambiente, ya que, en la mayoría de los trabajos reportados, se aplica con valores altos de temperatura y concentración de ácido. A continuación, se describen cada uno de estos parámetros y se presentan las figuras para observar su comportamiento después del pretratamiento.

### 3.2.1 pH

Como ya se esperaba, por lógica, al aplicar el pretratamiento con ácido acético diluido el valor inicial del pH disminuyó, sin embargo, este es un factor importante ya que en el caso de un descenso brusco podría ser negativo ya que se requeriría una mayor cantidad de algún agente alcalino para neutralizar la reacción. En la Figura 3.1 se muestra el comportamiento del pH con el pretratamiento al 30 % v/v y 50 % v/v.

Como se observa en la Figura 3.1 el decremento del pH es constante durante los tiempos de exposición y desciende a valores más bajos al incrementar las concentraciones de ácido. El descenso general de acuerdo a los resultados

obtenidos fue de  $1.00 \pm 0.1$  unidades en base al valor del blanco o valor inicial, no se observan diferencias al aplicar el pretratamiento al 30 % o 50 % v/v.

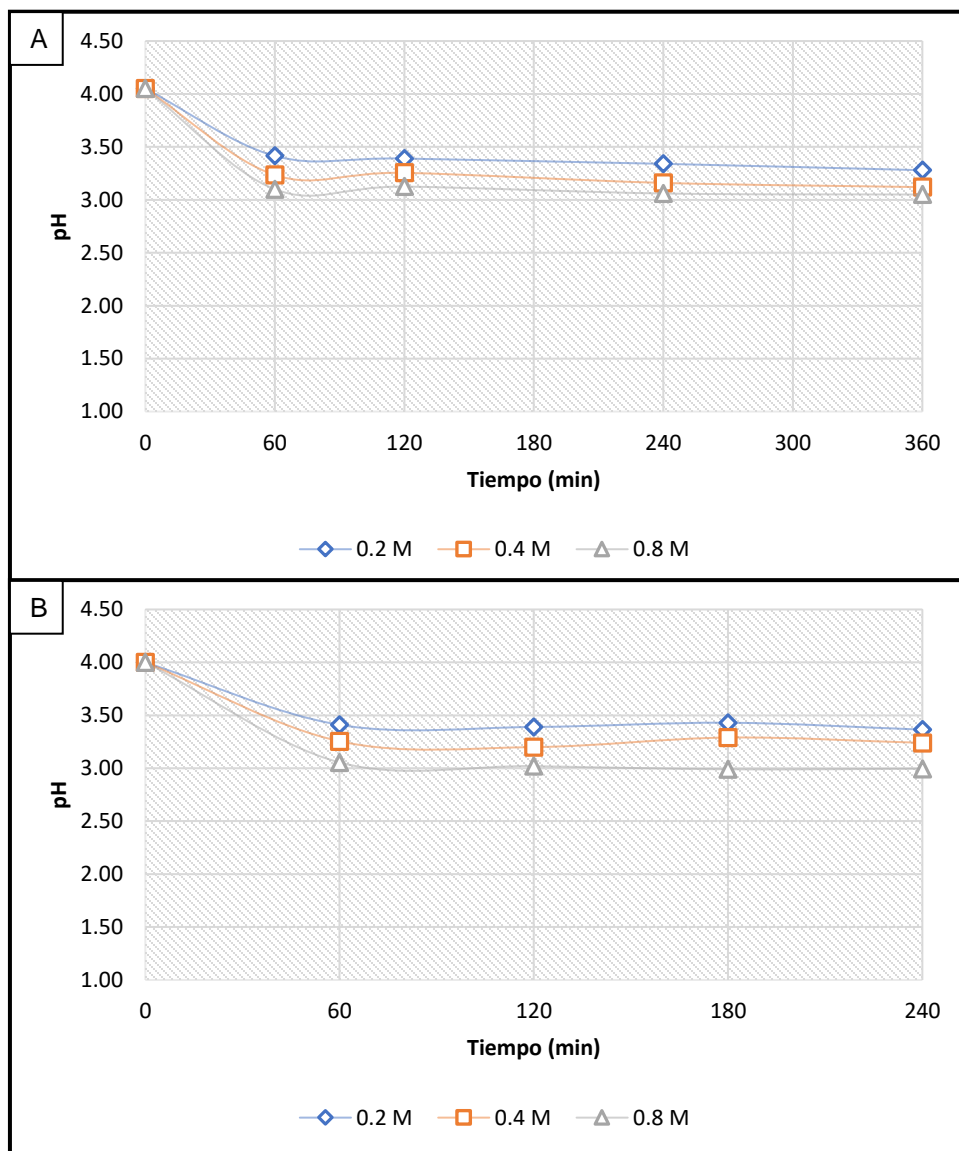


Figura 3.1 pH después del pretratamiento: A) 30% v/v; B) 50 % v/v

### 3.2.2 Sólidos totales (ST)

El comportamiento de los Sólidos Totales (ST) con el pretratamiento al 30 % y 50 % v/v, tuvo un descenso poco significativo en base al blanco o valor inicial, en el caso

del pretratamiento a una concentración de 0.2 y 0.4 M, lo cual se podría atribuir a una dilución involuntaria al adicionar el ácido a estas concentraciones. Sin embargo, al usar 0.8 M, en ambos casos se observó un incremento en los ST a diferencias de las otras concentraciones. En la Figura 3.2 se puede observar el cambio del valor de los ST al aplicar el pretratamiento ácido, se observa que el comportamiento es similar a lo largo de los diferentes tiempos de exposición. De acuerdo a estos resultados podríamos decir que hay una ligera remoción de partículas presentes en la muestra y esta remoción se incrementa al usar una concentración más baja de ácido.

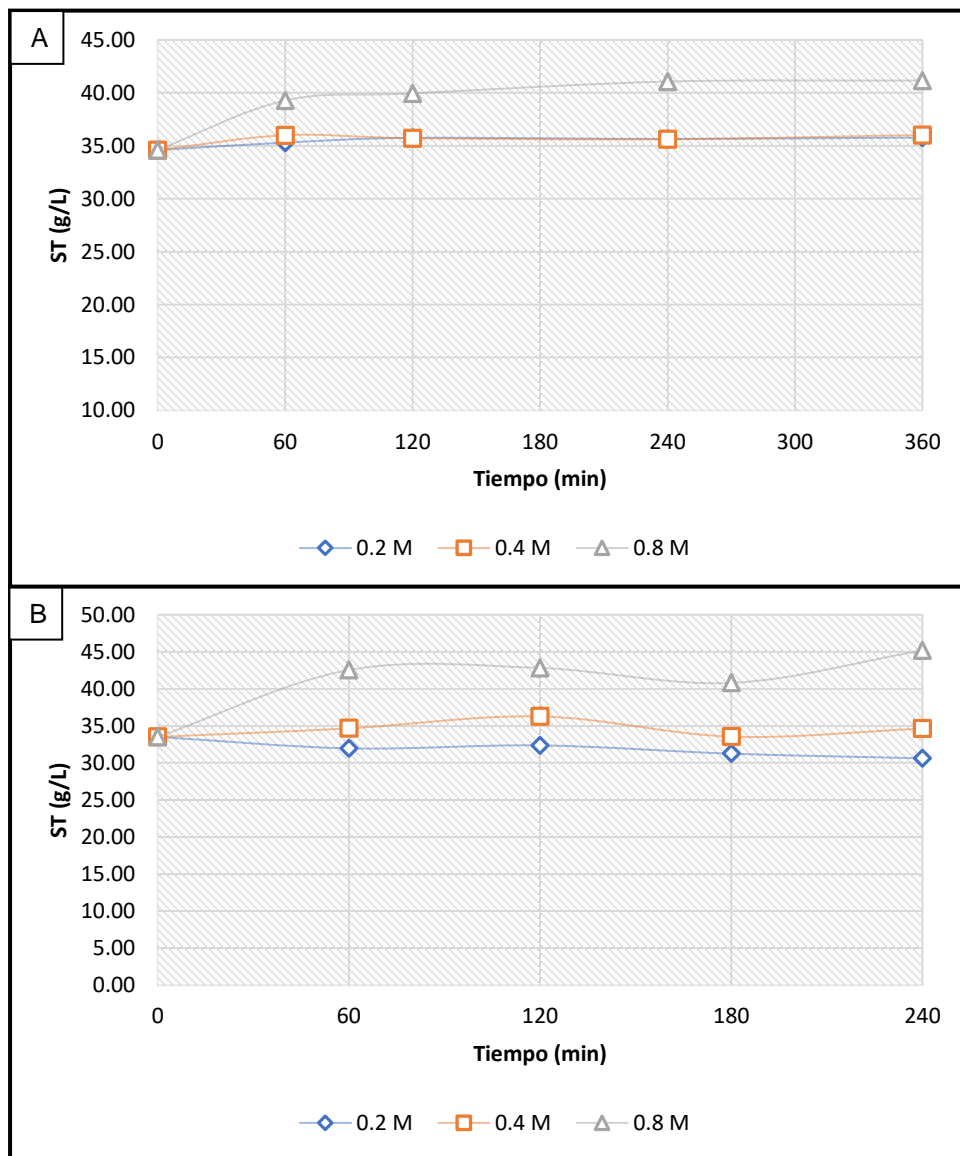


Figura 3.2 ST después del pretratamiento: A) 30 % v/v; B) 50 % v/v

## 3.2.3 Sólidos totales volátiles (STV)

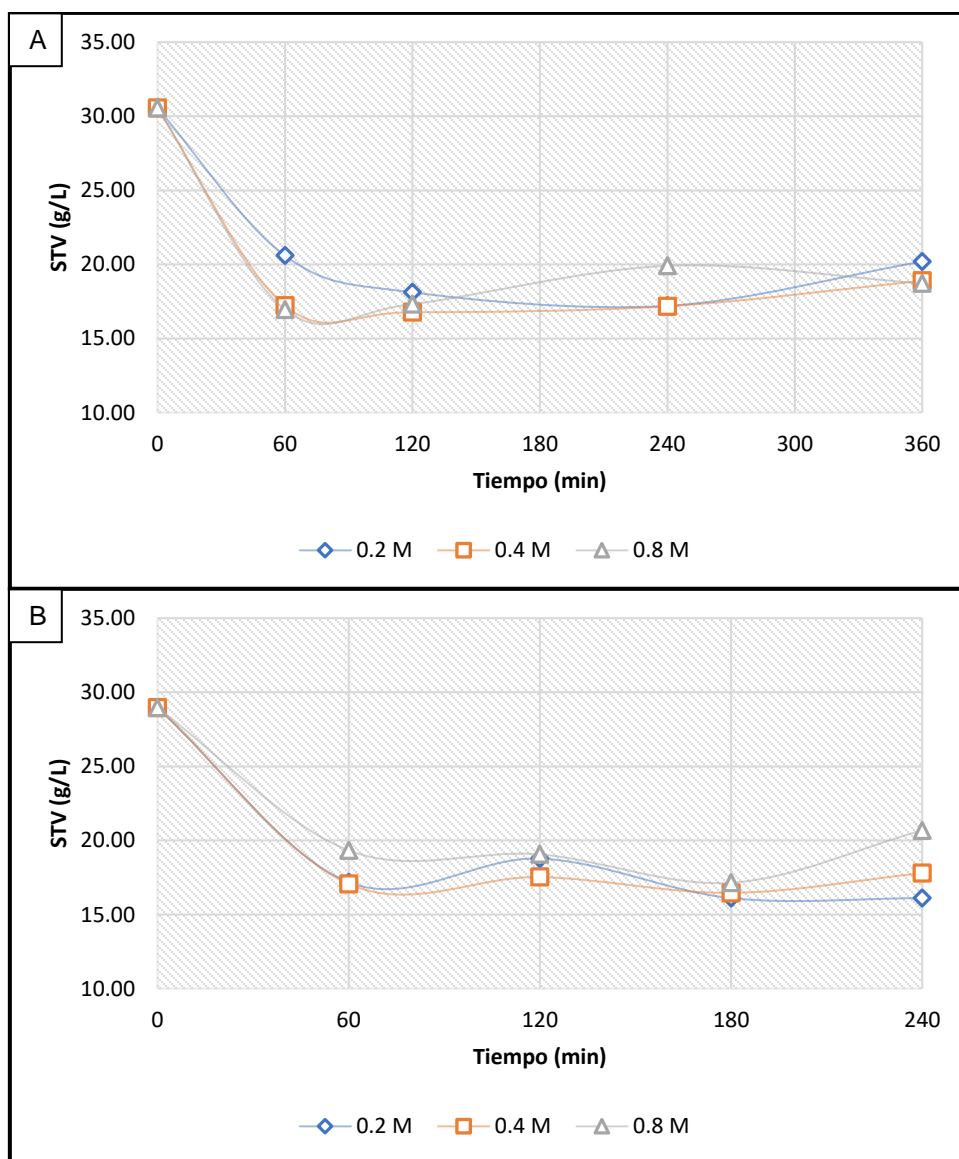


Figura 3.3 STV después del pretratamiento: A) 30 % v/v; B) 50 % v/v

Los STV descendieron al aplicar el pretratamiento ácido, lo cual nos indica que hubo una remoción de materia orgánica durante pretratamiento, tanto al aplicar a un 30 % v/v y a un 50 % v/v, los valores y el comportamiento fueron similares al variar las concentraciones de ácido y el tiempo de exposición.

En la Figura 3.3 A se observa el comportamiento de los STV después del pretratamiento al 30 % v/v, observamos que desde un valor inicial de 30.57g/L se pudo obtener un valor de hasta 18.73 g/L con lo que se obtuvo una remoción de STV del 63.19 %, esta fue la máxima remoción obtenida y se logró con la concentración de 0.8 M a tiempos de exposición de 360 minutos.

En la Figura 3.3 B se observa el comportamiento de los STV después del pretratamiento al 50 % v/v, observamos que desde un valor inicial de 28.96 g/L se pudo obtener un valor de hasta 16.11 g/L con lo que se obtuvo una remoción de STV del 79.76 %, esta fue la máxima remoción obtenida y se logró con la concentración de 0.2 M a tiempos de exposición de 180 y 240 minutos.

### **3.2.4 Demanda Química de Oxígeno soluble (DQOs)**

La DQOs es un parámetro de suma importancia al llevar a cabo el pretratamiento, ya que el cambio de este después del pretratamiento nos indica la cantidad de materia orgánica que se solubilizó durante el pretratamiento. En la Figura 3.4 podemos observar que en el caso de nuestro pretratamiento hubo mucha variación en los resultados. Sin embargo, en la mayoría de los casos la DQOs se incrementa con lo cual nos deja en claro que hay mayor cantidad de materia orgánica disuelta en la muestra. Este parámetro se utiliza para medir el grado de solubilización, por lo cual al obtener un buen incremento en la DQOs nos puede asegurar un buen grado de solubilización.

Como podemos observar en la Figura 3.4 tenemos un valor inicial de 57.73 g O<sub>2</sub>/L y obtenemos un valor de hasta 65.70 g O<sub>2</sub>/L, este valor se obtuvo con una concentración de 0.2 M a 240 min de exposición. De igual forma podemos observar en dos casos un descenso en el valor de la DQOs lo cual es un resultado inesperado que nos indica que hubo una remoción de DQOs lo cual no es bueno en el caso del pretratamiento.



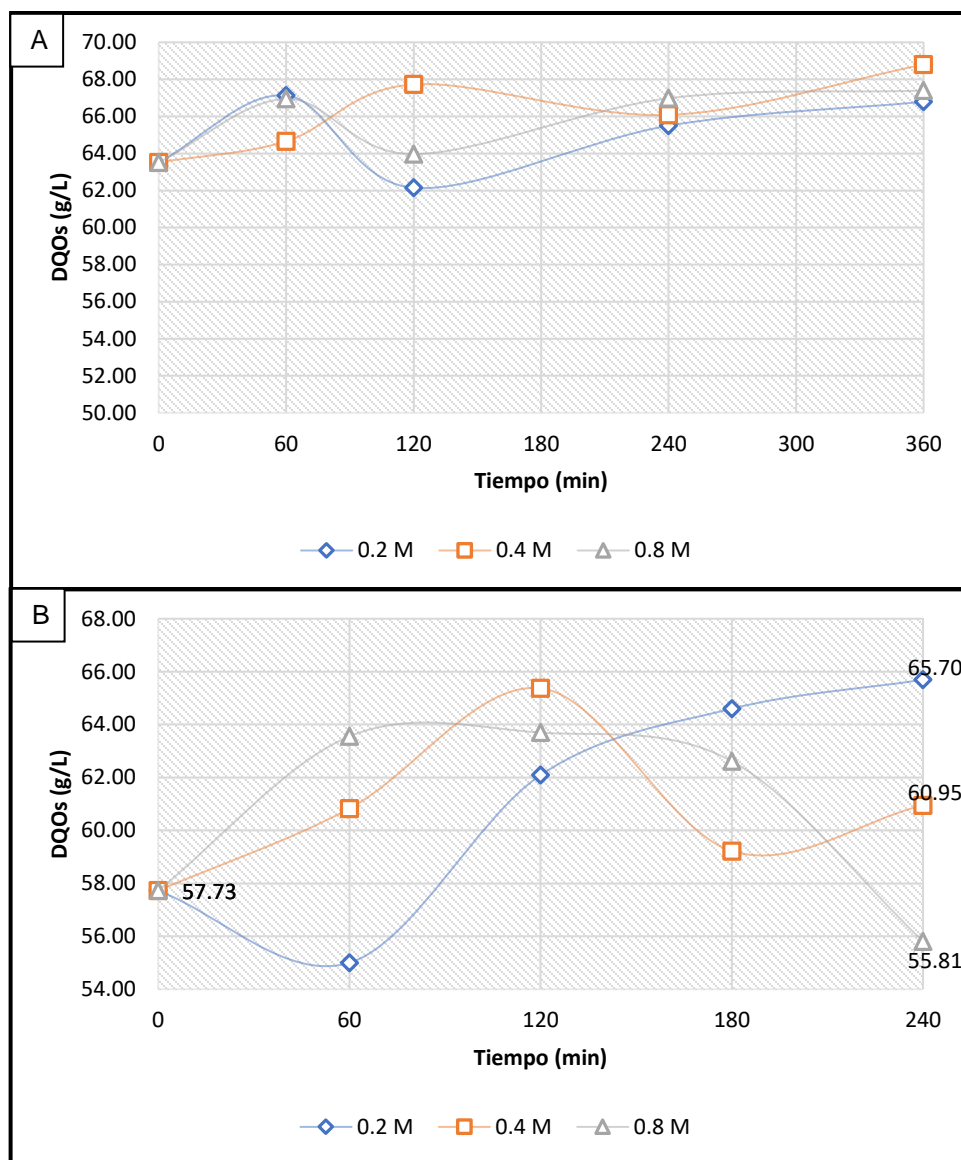


Figura 3.4 DQOs después del pretratamiento: A) 30 %v/v; B) 50 % v/v

### 3.2.5 Carbohidratos solubles

Los carbohidratos (HC) son un parámetro de gran importancia, ya que como se puede observar en el apartado 3.1, la mayor parte de la materia orgánica se encuentra en forma de carbohidratos y la fracción soluble nos indica la cantidad de materia orgánica solubilizada. Al igual que la DQO<sub>s</sub> la determinación de los carbohidratos solubles después del pretratamiento nos sirve para evaluar la

eficiencia de la hidrólisis de la materia orgánica. Al aplicar el pretratamiento a 30 % v/v se observó en la mayoría de los casos un incremento en el valor de los carbohidratos solubles, los resultados los podemos observar en la Figura 3.5 A, donde de un valor inicial de 55.27 g/L logramos obtener un valor de hasta 65.56 g/L con una concentración de 0.4 M a 60 minutos. Mientras que al aplicar el pretratamiento al 50 % v/v, también se observó un incremento después del pretratamiento (Figura 3.5 B), donde desde un valor inicial de 42.37 g/L se alcanzó un valor de hasta 45.71 g/L con una concentración de 0.8 M a 60 minutos.

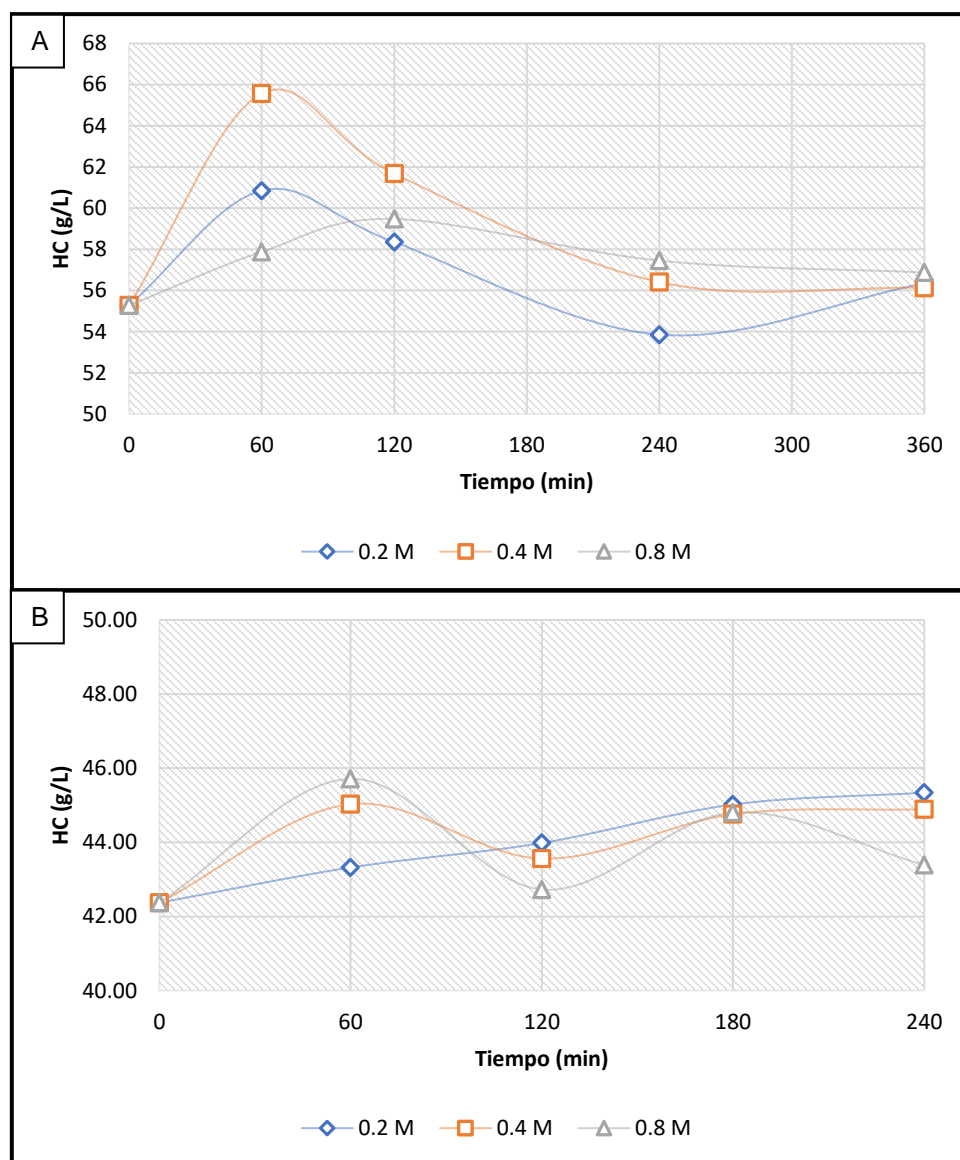


Figura 3.5 HCs después del pretratamiento: A)30 %v/v; B) 50 % v/v

### 3.2.6 Azúcares Reductores (AR)

Los azúcares reductores forman parte de los carbohidratos, principalmente glucosa, que es el producto final de la mayoría de los carbohidratos después de la fase de hidrolisis, por lo tanto, es de vital importancia para evaluar la eficiencia del pretratamiento. Podemos observar en la Figura 3.6 A, los resultados después del pretratamiento a 30 % v/v donde hubo un incremento en todas las condiciones de pretratamiento, lo que nos indica que la mayoría de los carbohidratos se hidrolizaron.

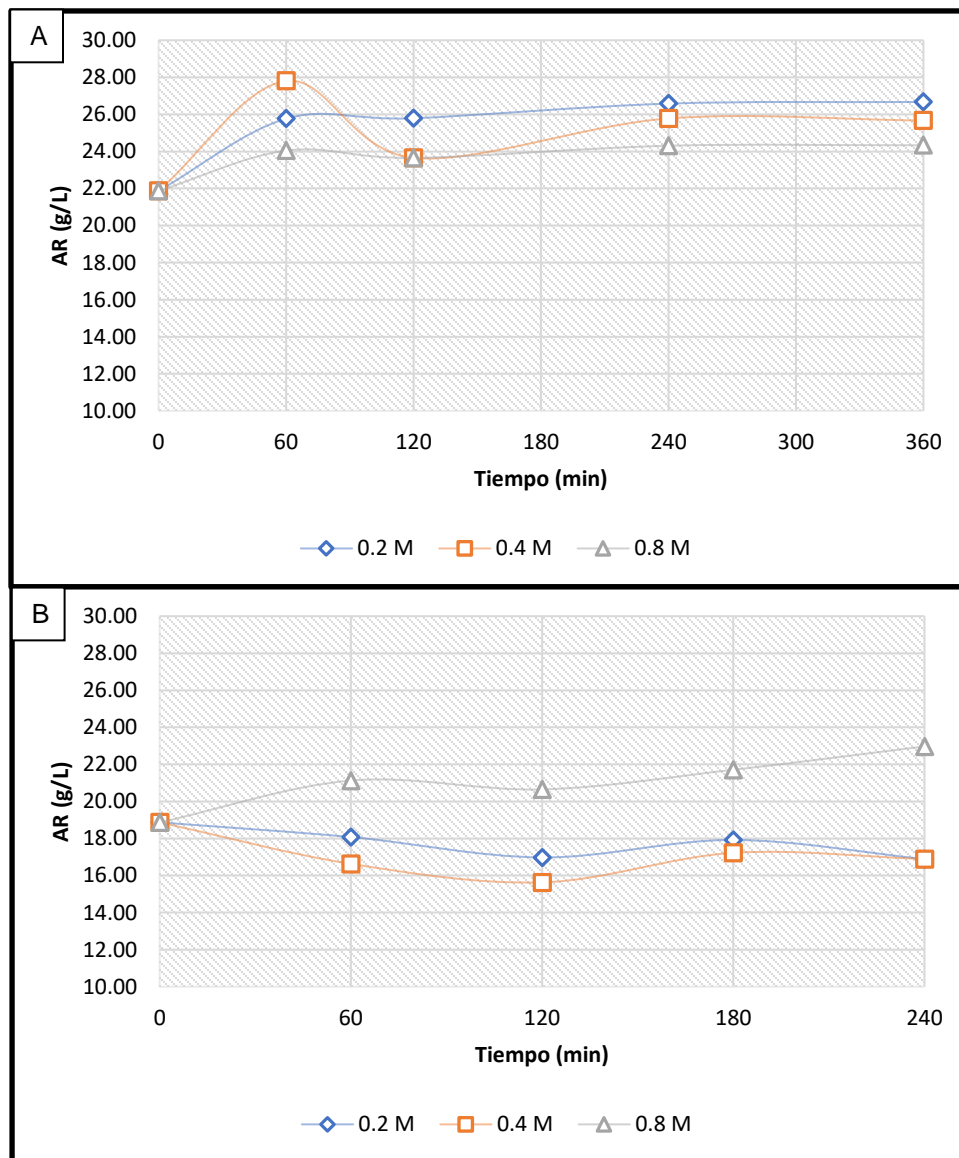


Figura 3.6 AR después del pretratamiento: A) 30 % v/v; B) 50 % v/v

En la Figura 3.6 B, se muestran los resultados del pretratamiento a 50 % v/v, hubo una ligera pérdida de AR con 0.2 M y 0.4 M de hasta 3 unidades lo cual puede ser debido a que se usa una mayor proporción de ácido acético, esto concuerda a lo reportado por Saha *et al.* (2016), reportan pérdidas significativas de azúcares fermentables al incrementar la concentración de ácido y el tiempo de exposición durante el pretratamiento, provocando la formación de furfural y sus derivados.

### 3.2.7 Grado de solubilización

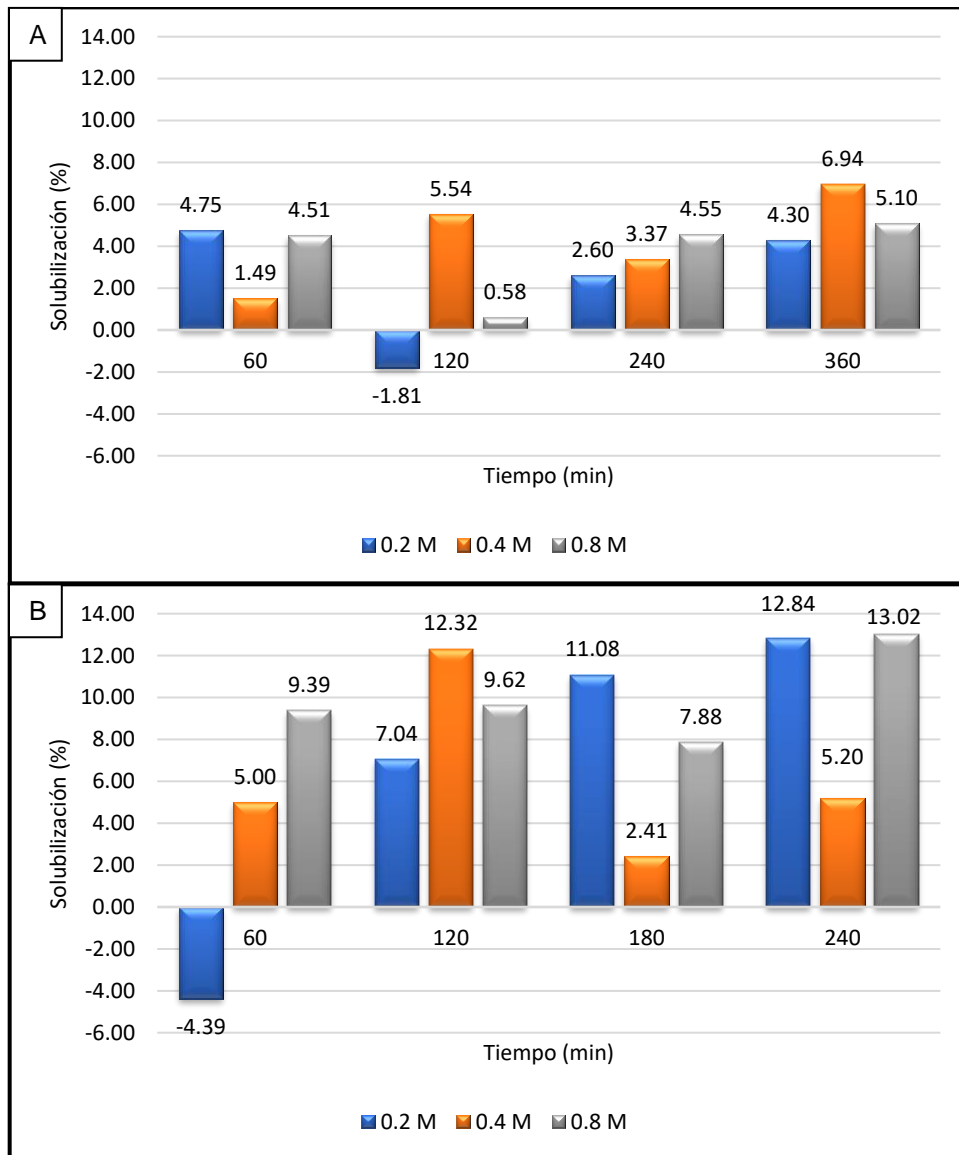


Figura 3.7 Grado de solubilización DQO después del pretratamiento: A) 30 %v/v; B) 50 % v/v

El grado de solubilización es un parámetro que nos indica la eficiencia de la hidrólisis o del pretratamiento. En la Figura 3.7 se muestra el grado de solubilización con respecto a la DQO, el comportamiento es muy similar al de la DQO<sub>s</sub> sin embargo, esta nos muestra el porcentaje de materia orgánica medida como DQO que fue solubilizada.

En la Figura 3.7 A, se presentan los resultados del grado de solubilización al aplicar 30 % v/v, donde se observa la mejor solubilización del 6.94 % al usar una concentración de 0.4 M a 360 minutos de exposición. En la Figura 3.7 B, podemos observar que la mejor solubilización fue de 13.02 % que se obtuvo con una concentración de 0.8 M a 240 minutos de exposición usando una proporción de 50 % v/v, también observamos un valor negativo, esto se debe a que en ese caso hubo una disminución de la DQO<sub>s</sub> durante el pretratamiento a diferencia de los demás casos, caso similar a lo reportado por Appels *et al.* (2010). Al comparar las gráficas en la Figura 3.7, se obtiene mejor solubilización al usar 50 % v/v de ácido acético

Del mismo modo se evaluó el grado de solubilización de la materia orgánica en base a carbohidratos, en la Figura 3.8 se presentan los resultados. En la Figura 3.8 A, se presentan los valores al usar una proporción del 30 % v/v, podemos observar que el mejor porcentaje de solubilización fue de 18.94 % y se obtuvo con una concentración de ácido de 0.4 M a los 60 minutos de exposición. En la figura 3.8 B, se presentan los resultados al usar una proporción del 50 % v/v, el mejor porcentaje fue de 7.55 % que se obtuvo con una concentración de 0.8 M a 60 minutos de exposición. Al comparar las gráficas en la Figura 3.8 se encontraron porcentajes similares en ambos casos, aunque se obtuvieron porcentajes más altos con una proporción del 30 % v/v.

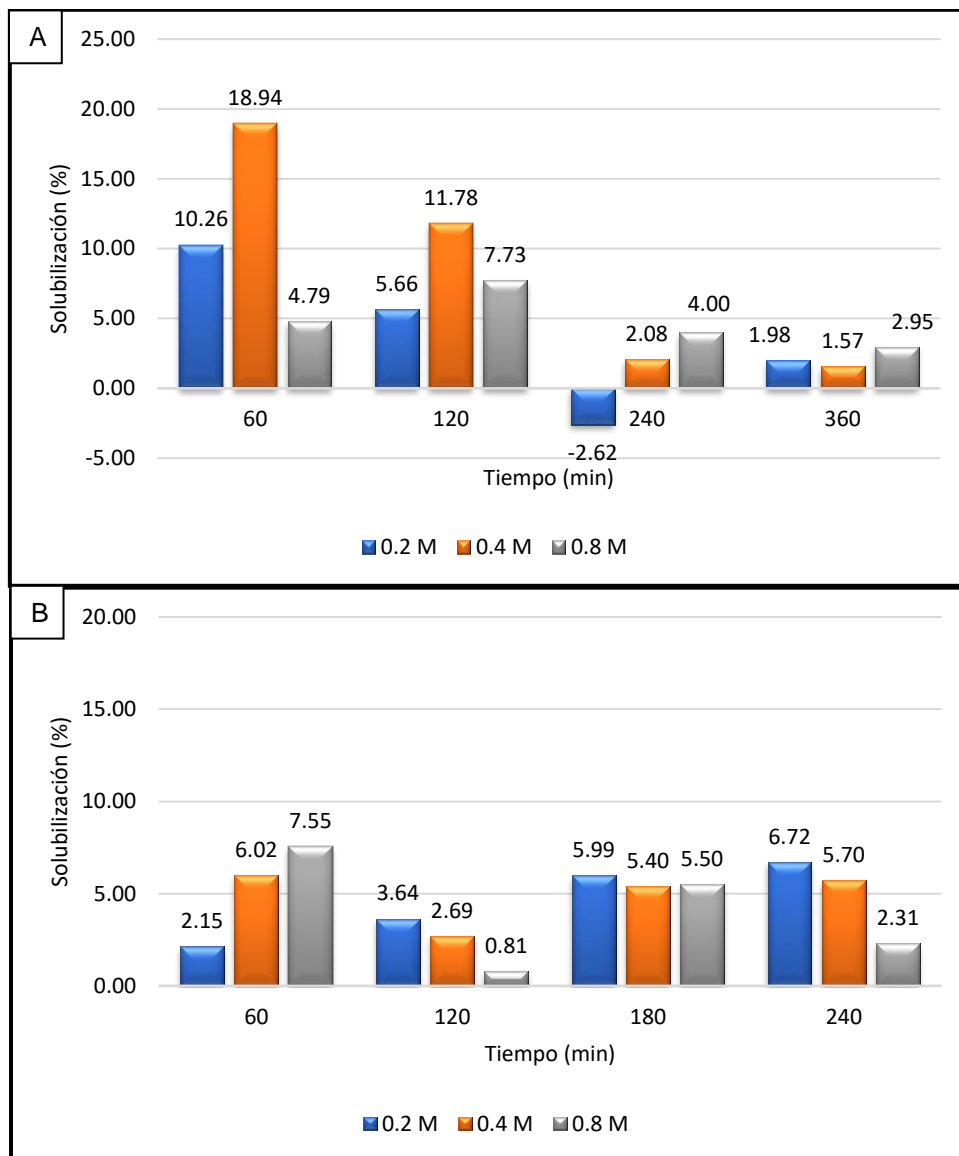


Figura 3.8 Grado de solubilización HC después del pretratamiento: A) 30 %v/v; B) 50 % v/v

### 3.3 Análisis estadístico

Al realizar el ANOVA de los hidrolizados con el pretratamiento a 30 % v/v, se observó que, para la DQOs, los factores de tiempo de exposición y concentración, así como la interacción entre ellos no son significativos en la Figura 3.9 se muestra el ANOVA obtenido con el software NCSS 2007, por lo tanto, al realizar las pruebas de

comparaciones múltiples de Tukey nos indica que no hay diferencias entre los grupos de tiempo y concentración.

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: Concentración	2	8.692133	4.346066	0.64	0.546343	0.132452
B: Tiempo	3	27.48658	9.162194	1.34	0.307365	0.269925
AB	6	38.20627	6.367711	0.93	0.506709	0.240238
S	12	82	6.833333			
Total (Adjusted)	23	156.385				
Total	24					

\* Term significant at alpha = 0.05

Figura 3.9 ANOVA de la DQOs a 30 % v/v

Sin embargo, al realizar el ANOVA para los carbohidratos solubles (HCs), resultó afectar de forma significativa el tiempo mientras que la concentración y la interacción entre ambos factores fue no significativa (Figura 3.10). Al realizar las pruebas de comparaciones múltiples de Tukey se observa que el mejor resultado se obtiene con la concentración de 0.4 M a 60 minutos de exposición.

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: Concentración	2	29.61303	14.80652	3.70	0.055955	0.563880
B: Tiempo	3	127.6267	42.54224	10.64	0.001069*	0.987117
AB	6	56.23243	9.372072	2.34	0.098703	0.574587
S	12	48	4			
Total (Adjusted)	23	261.4722				
Total	24					

\* Term significant at alpha = 0.05

Figura 3.10 ANOVA de los HCs a 30 % v/v

Al igual que la DQOs el mismo resultado se obtuvo con los azúcares reductores, no se ven afectados significativamente por ningún factor (Figura 3.11).

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: Concentración	2	13.46903	6.734517	2.24	0.148530	0.368566
B: Tiempo	3	10.12165	3.373883	1.12	0.377901	0.230768
AB	6	13.3935	2.23225	0.74	0.625229	0.195872
S	12	36	3			
Total (Adjusted)	23	72.98418				
Total	24					

\* Term significant at alpha = 0.05

Figura 3.11 ANOVA de los AR a 30 % v/v

Al realizar el ANOVA de los hidrolizados con el pretratamiento a 50 % v/v, se observó que, para la DQOs, los factores tiempo de exposición y concentración, así como la interacción entre ellos son significativos, por lo que influyen en el cambio de la DQOs después del pretratamiento (Figura 3.12). Al realizar las pruebas de comparación de Tukey indicó que, si hay diferencias entre variar las concentraciones y el tiempo de exposición, la media más alta se obtiene al aplicar la concentración de 0.8 M a un tiempo de 240 minutos.

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: Concentración	2	26.07343	13.03672	8.69	0.004641*	0.915187
B: Tiempo	3	69.98454	23.32818	15.55	0.000195*	0.999228
AB	6	121.4254	20.23756	13.49	0.000103*	0.999929
S	12	18	1.5			
Total (Adjusted)	23	235.4833				
Total	24					

\* Term significant at alpha = 0.05

Figura 3.12 ANOVA de la DQOs a 50 % v/v

Para los carbohidratos solubles, el ANOVA nos indica que los factores no influyen de forma significativa en los valores de los carbohidratos después del pretratamiento (Figura 3.13), además, la prueba de Tukey indica que no hay diferencias entre los grupos de concentración y tiempo. Mientras que los azúcares reductores al realizar el ANOVA resultaron que se ven afectados significativamente por la concentración de



ácido (Figura 3.14). Al realizar las pruebas de comparaciones múltiples de Tukey se observó que la media más alta se obtuvo con la concentración de 0.8 M y que si hay diferencia entre aplicar dicha concentración.

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: Concentración	2	0.6732333	0.3366167	0.09	0.917369	0.060406
B: Tiempo	3	7.09805	2.366017	0.61	0.620926	0.141370
AB	6	14.3261	2.387683	0.62	0.714212	0.166859
S	12	46.5	3.875			
Total (Adjusted)	23	68.59738				
Total	24					

\* Term significant at alpha = 0.05

Figura 3.13 ANOVA de los HCs a 50 % v/v

Analysis of Variance Table						
Source		Sum of	Mean		Prob	Power
Term	DF	Squares	Square	F-Ratio	Level	(Alpha=0.05)
A: Concentración	2	115.1024	57.55122	26.56	0.000039*	0.999967
B: Tiempo	3	5.61285	1.87095	0.86	0.486508	0.184453
AB	6	5.5577	0.9262834	0.43	0.846948	0.126494
S	12	26	2.166667			
Total (Adjusted)	23	152.273				
Total	24					

\* Term significant at alpha = 0.05

Figura 3.14 ANOVA de los AR a 50 % v/v

Aunque no es necesario debido a que en la mayoría de los casos los tres parámetros no se ven afectados por los factores de concentración y tiempo de exposición, a continuación, se presenta un resumen de los resultados de la prueba de comparaciones múltiples de Tukey, donde se observan las mejores condiciones de concentración (Tabla 3.4) y tiempo de exposición (Tabla 3.5) para cada tratamiento, en las celdas sombreadas se encuentran los valores más altos y los valores subrayados muestran que el parámetro se ve afectado significativamente por el factor. De acuerdo al valor de las medias con lo que se recomienda manejar para el pretratamiento con 50 % v/v una concentración ácido acético de 0.8 M a 360 minutos

de exposición y para el pretratamiento al 30 % v/v se recomienda usar una concentración de ácido acético de 0.4 M a 180 minutos. Sin embargo, como ya se mencionó, debido a que los factores no afectan en la mayoría de los casos a los azúcares reductores, carbohidratos y DQO, se considera como mejor opción por economía la concentración más baja (0.2 M) a 30 % v/v a 6 horas de tiempo de exposición.

Tabla 3.4 Prueba de comparaciones múltiples de Tukey (concentración)

	DQOs			Carbohidratos			Azúcares reductores			
	A*	B**	C***	A*	B**	C***	A*	B**	C***	Recomendado
<b>30%</b>	65.36	66.81	66.32	57.35	59.93	57.91	26.20	25.72	24.42	B - B - A
<b>50%</b>	<u>61.84</u>	<u>61.59</u>	<u>63.92</u>	44.29	44.56	44.15	<u>17.46</u>	<u>16.59</u>	<u>21.61</u>	C - B - C

\*0.2 M; \*\*0.4 M; \*\*\*0.8 M

Tabla 3.5 Prueba de comparaciones múltiples de Tukey (tiempo)

	DQOs				Carbohidratos				Azúcares reductores				
	A*	B**	C***	D****	A*	B**	C***	D****	A*	B**	C***	D****	Recomendado
<b>30%</b>	66.24	64.61	66.18	67.63	<u>61.42</u>	<u>59.83</u>	<u>55.90</u>	<u>56.44</u>	25.86	24.36	25.55	26.01	D - A - D
<b>50%</b>	<u>59.79</u>	<u>63.72</u>	<u>62.14</u>	<u>64.15</u>	44.52	43.42	44.86	44.54	18.61	17.75	18.95	18.91	D - C - C

\*60 min; \*\*120 min; \*\*\*240 min; \*\*\*\*360 min

\*\*\*180 min; \*\*\*\*240 min

### 3.4 Demanda de ácido acético

Como se mencionó en el capítulo 2, se utilizó ácido acético diluido para el pretratamiento, éste se obtuvo de un vinagre comercial. A continuación, en la Tabla 3.6 se presentan las cantidades de ácido acético, vinagre y un ácido concentrado para preparar ácido acético a tres diferentes concentraciones.

Tabla 3.6 Cantidades para preparar 1 L de Hac diluido

Concentración de ácido acético (Hac)	Cantidad de Hac		
	g de Ácido acético	L de Vinagre al 5 %	L de Ácido acético al 99.7 %
<b>0.2 M</b>	12 g/L	0.25 L	0.011 L
<b>0.4 M</b>	24 g/L	0.5 L	0.023 L
<b>0.8 M</b>	48 g/L	1 L	0.045 L

En la Tabla 3.7 se presentan las cantidades de vinagre y ácido acético concentrado para pretratar 1 L de FL, usando 30 % v/v y 50 % v/v.

Tabla 3.7 Cantidades de Hac para tratar 1 L de FL

Concentración	Cantidad de Hac para tratar 1 L de FL usando 50 % v/v		Cantidad de Hac para tratar 1 L de FL usando 30 % v/v	
	L de Vinagre al 5 %	L de Hac al 99.7 %	L de Vinagre al 5 %	L de Hac al 99.7 %
<b>0.2 M</b>	0.25 L	0.011 L	0.107 L	4.81 mL
<b>0.4 M</b>	0.5 L	0.023 L	0.214 L	9.63 mL
<b>0.8 M</b>	1 L	0.045 L	0.428 L	19.26 mL

Para tratar 100 L de sustrato usando la concentración más baja de 0.2 M aplicando 50 % v/v se requieren 25 L de vinagre y 1.1 L de ácido acético al 99.7 %. Usando la concentración más baja de 0.2 M y aplicando 30 % v/v se necesitan 10.7 L de vinagre o 481 mL de ácido acético al 99.7 %. De acuerdo a los resultados anteriores presentados en el análisis estadístico y por economía se decidió usar una concentración más baja de 0.2 M a 30 % v/v, utilizando vinagre como fuente de ácido acético.

### 3.5 Monitoreo del RH

Se alimentó el RH con 100 L diarios de FLRSOM diluida al 1:1 con agua durante 30 días. Durante este periodo se monitoreo el pH, DQO<sub>T</sub> y DQO<sub>s</sub> de entrada y salida. Además, se midió la concentración de AGV's y alcalinidad del sistema. Debido a las características del sustrato siempre presentó un pH ácido que en promedio fue de 3.99. En trabajos anteriores se había reportado que el pH óptimo que favorecía la etapa de hidrolisis y acidogénesis se encontraba entre 5.5 y 6.5 según Kim *et al.* (2003), por lo que era necesario ajustar el pH con NaOH hasta un pH de 5.5, sin embargo, se decidió alimentar después de 10 días con un pH más bajo, sin la adición de NaOH ya que el efluente del RH presentaba un pH alto de alrededor de 7.85, con lo que se demuestra que el reactor cuenta con una capacidad buffer suficiente para elevar el pH desde 5.5 a un pH cercano a 8, lo cual nos podría llevar a romper el equilibrio ácido-base del amoniaco y ácido acético, ya que al elevarse el pH favorece la producción de amoniaco que en grandes cantidades es un inhibidor del crecimiento microbiano, por lo que al alimentar a un pH más bajo el valor del pH en el efluente de salida fue de 7.34 en promedio. En la Figura 3.15 se observan los valores de entrada y salida.

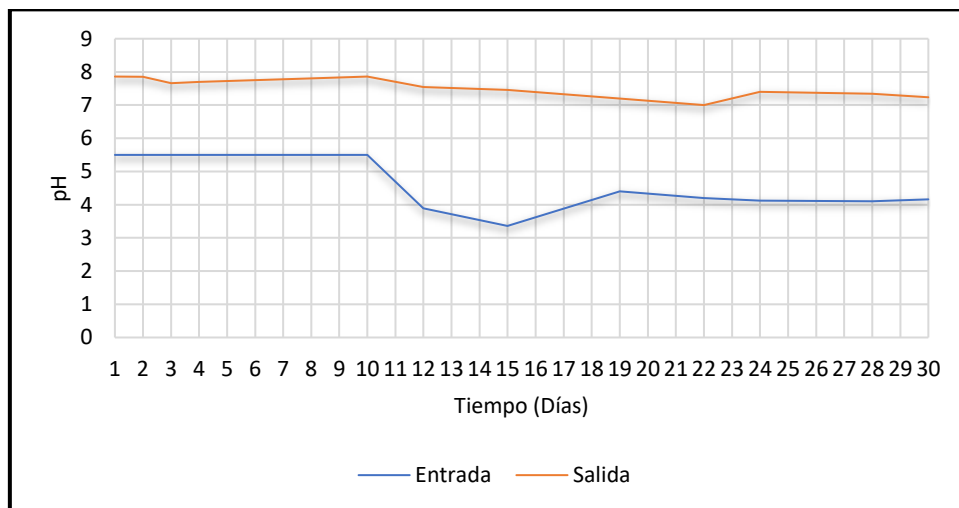


Figura 3.15 pH de entrada y salida del RH

También se monitoreó la  $DQO_T$  y  $DQO_S$  de entrada y salida, donde a lo largo de este periodo se obtuvo una remoción de  $DQO_T$  promedio de 24.40 %, en la Figura 3.16, se muestra la gráfica donde se observa el comportamiento de la remoción durante los 30 días de operación. Los resultados obtenidos de  $DQO_T$  y  $DQO_S$ , nos sirvieron para calcular el rendimiento de hidrólisis (HY) en el RH con la Ecuación 2.8 descrita en el capítulo 2, en la Figura 3.17 se muestran los resultados durante 30 días de operación, donde se obtuvo un promedio de 55.63 %.

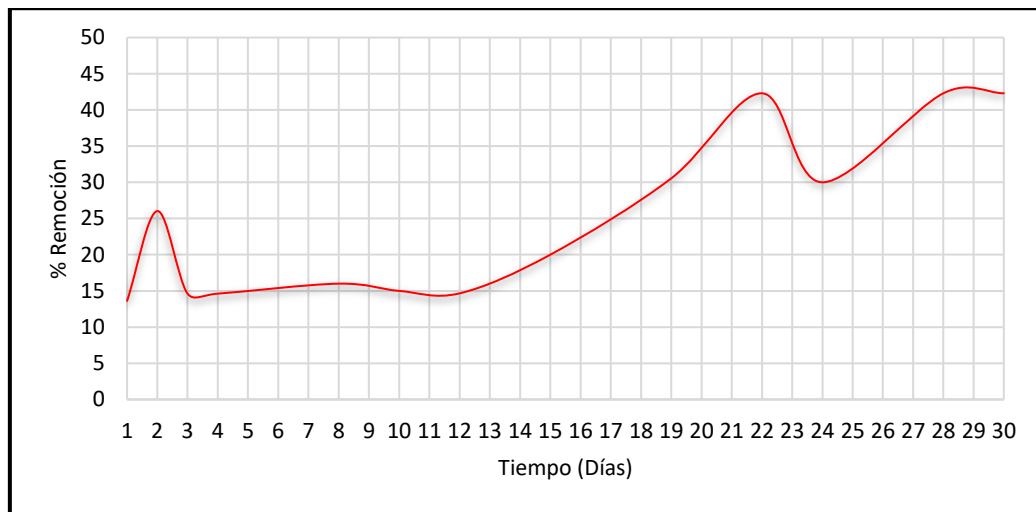


Figura 3.16 Remoción de DQO en el RH

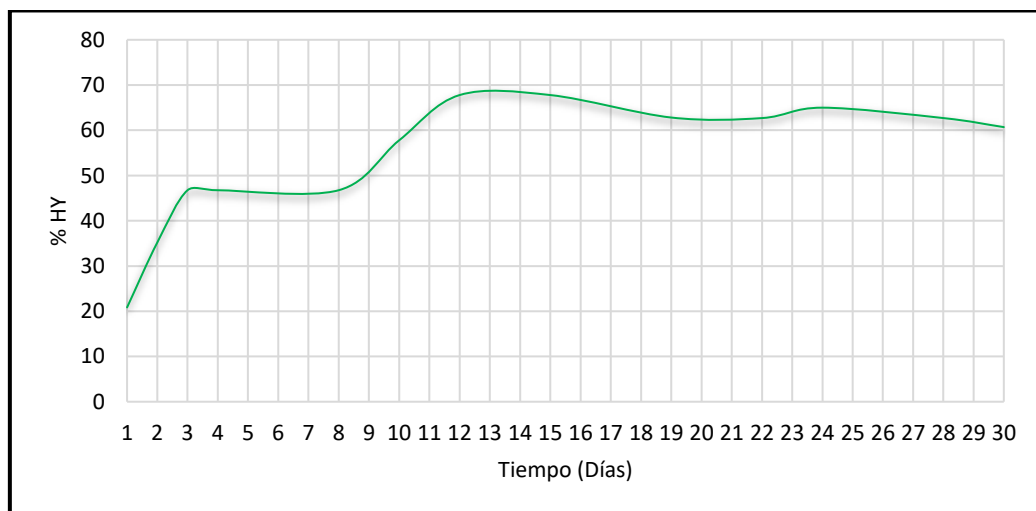


Figura 3.17 Rendimiento de hidrólisis en el RH

En cuanto a las concentraciones de AGV's y alcalinidad se analizaron las muestras al alimentar el RH, la muestra se tomó después de 15 minutos de recirculación y al efluente del RH después de 6 horas de recirculación durante los 30 días de operación, dando un promedio de AGV's de entrada de 1455 mg CH<sub>3</sub>COOH/L y a la salida de 1243 mg CH<sub>3</sub>COOH/L, mientras que la alcalinidad promedio de entrada fue 1547 mg CaCO<sub>3</sub>/L y de 1890 mg CaCO<sub>3</sub>/L a la salida. En la Figura 3.18 se observa el comportamiento de los AGV's y la alcalinidad en el RH.

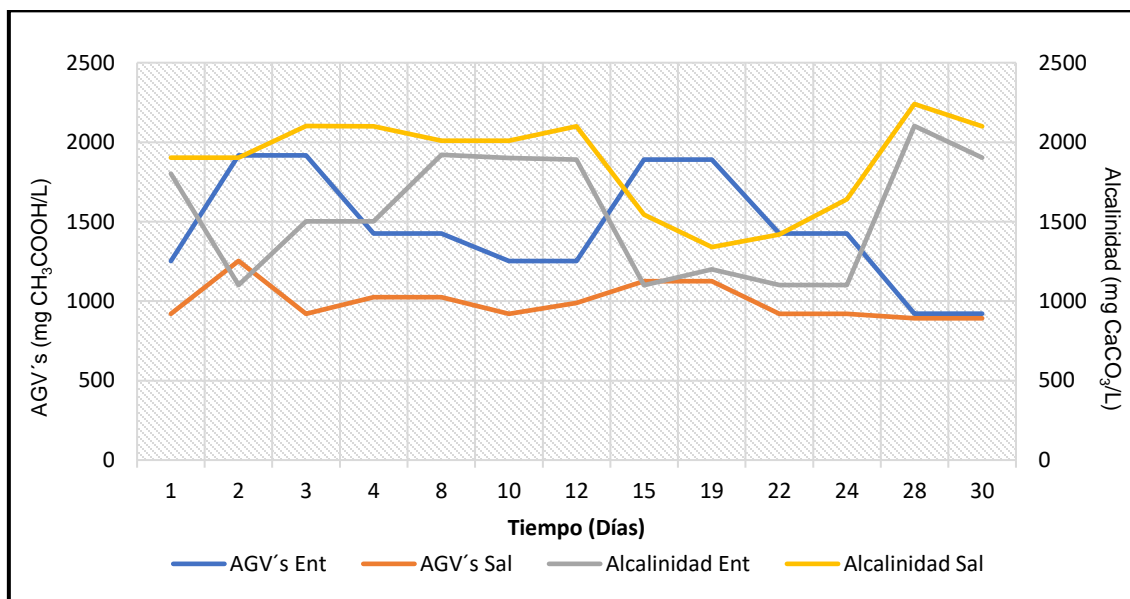


Figura 3.18 AGV's/alcalinidad en el RH

Podemos observar que la cantidad de AGV's a la salida del RH disminuyen ligeramente mientras que la alcalinidad a la salida se incrementa. Esta puede ser la explicación a porque el pH se incrementa en el RH, ya que el sistema tampón o buffer, generalmente es el sistema carbonico, en el cual el ion bicarbonato, principalmente, reacciona con los patrones, H<sup>+</sup>, de los AGV's, produciendo la respectiva sal e impidiendo así el descenso del pH por el aumento de hidrogeniones en el RH.

### 3.6 Aplicación del pretratamiento a nivel piloto y evaluación de la hidrólisis

Una vez aplicado el pretratamiento en el Reactor Hidrolítico (RH), se evaluó la remoción de DQO y se calculó el rendimiento de hidrólisis con la Ecuación 2.8. El pretratamiento se llevó a cabo cuatro veces. En la Tabla 3.8 se muestra los resultados de algunos parámetros después del pretratamiento ácido.

Tabla 3.8 Parámetros evaluados después del pretratamiento a nivel piloto

Corrida	pH Entrada	pH Salida	AGV's Entrada (mg/L)	AGV's Salida (mg/L)	Alcalinidad Entrada (mg/L)	Alcalinidad Salida (mg/L)	% Remoción DQO	% HY
1	3.52	6.64	1752	1834	1075	1100	15.48	35.03
2	3.52	6.9	1585	1845	800.7	1000.9	59.64	48.63
3	3.86	6.68	1650	1865	921	1021	60.1	52.19
4	3.60	6.72	1820	1921	1021	1090	49.64	86.87
Promedio	3.62	6.73	1701.75	1866.25	954.42	1052.97	46.21	55.68

En cuanto a la producción de AGV's se incrementó ligeramente el valor a la salida del RH, a diferencia de los valores que se obtuvieron durante 30 días sin aplicar el pretratamiento, de igual forma las concentraciones de AGV's fueron más altas con el pretratamiento debido a que se agregó más ácido acético al medio. Sin embargo, la alcalinidad en el medio se incrementa con las horas de operación, del mismo modo como ocurrió en los 30 días de operación sin pretratamiento, igual que en el caso anterior es la explicación al incremento del pH en el efluente del RH, aunque en esta ocasión los valores a la salida fueron menores a 7, debido a que también se incrementó la concentración de AGV's.

Del mismo modo, al comparar los valores de remoción de DQO en el RH sin pretratamiento y después del pretratamiento podemos observar una remoción del 24.40 % sin la adición de ácido durante 30 días de operación, mientras que al

agregar ácido la remoción se incrementó a 46.21 % en solo 4 días. Del mismo modo podemos comparar rendimiento de hidrólisis, donde prácticamente los valores promedio fueron similares; 55.63 % sin pretratamiento y 55.68 % con el pretratamiento, sin embargo, la tendencia de los resultados con pretratamiento muestra un comportamiento exponencial en tan solo 4 días, por lo que se puede asegurar que el rendimiento se puede mejorar si se continúa aplicando el pretratamiento.

### 3.7 Monitoreo del RLSFI

Como ya se mencionó en el capítulo anterior en la sección 2.5, el RLSFI se operó durante un periodo de 11 días alimentándose con el efluente del RH sin pretratamiento y 11 días con el efluente del RH pretratado con ácido acético diluido, éste se operó a una Cva constante de 8 g DQO/L\*día. Durante los 22 días de operación se alimentó a un pH promedio de entrada de 6.9 y se obtuvo un pH a la salida en promedio de 7.4.

En cuanto a las concentraciones de AGV's disminuyó a la salida del RLSFI, ya que se tuvo una concentración promedio de entrada de 1826 mg CH<sub>3</sub>COOH/L y a la salida de 921 mg CH<sub>3</sub>COOH/L, en cuanto a la alcalinidad esta incrementó, ya que se tuvo una concentración promedio de entrada de 1100 mg CaCO<sub>3</sub>/L y a la salida de 2101 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Esto podría explicar la razón por la cual el pH se incrementa, gracias a la generación de CaCO<sub>3</sub> a partir de los ácidos orgánicos en el reactor.

Se midió la materia orgánica mediante DQO de entrada y salida y se calculó el porcentaje de remoción. Al alimentar con el sustrato sin pretratamiento se obtuvo una remoción de DQO promedio de 54.57 %, mientras que con el sustrato pretratado se obtuvo una remoción promedio del 55.10 %. En la Figura 3.19 se observa la gráfica para los porcentajes de remoción al alimentar con el sustrato sin pretratamiento y con



pretratamiento. En la figura 3.19 podemos observar como a partir del día 8 la remoción es ligeramente más alta con el sustrato con pretratamiento.

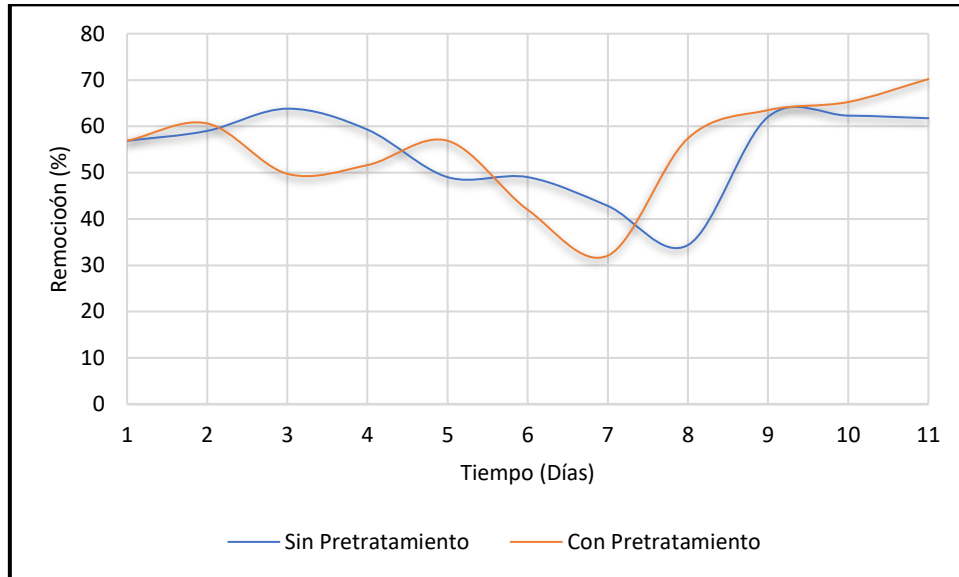


Figura 3.19 Remoción de DQO en el RLSFI

### 3.8 Cuantificación y composición del biogás generado

Durante los 22 días de operación se cuantificó el biogás generado por el RLSFI como se describe en la sección 2.7 del capítulo anterior. A continuación, en la Figura 3.20 se muestra la generación en mL/h de biogás al operarse con el sustrato sin pretratamiento y con pretratamiento. Podemos observar en los primeros cuatro días una producción baja de biogás con el sustrato pretratado, esto en teoría es por el hecho de venir alimentando por un largo tiempo con su sustrato sin pretratamiento y el hacer un cambio en el tipo de sustrato las bacterias tardan un tiempo en aclimatarse a las nuevas características. En promedio se obtuvo una generación de 191.63 mL/h con el sustrato sin pretratamiento y 216.89 mL/h con el sustrato con pretratamiento. Podemos observar en la gráfica que a partir del día 8 la generación de biogás es más alta con el sustrato con pretratamiento.

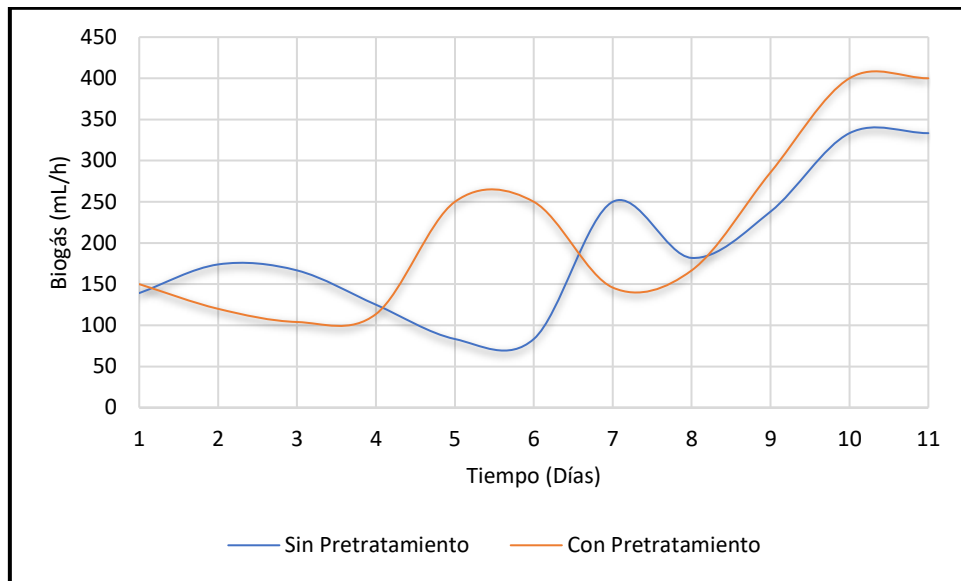


Figura 3.20 Generación de biogás en el RLSFI

En cuanto a la composición del biogás esta se analizó en un cromatógrafo de gases como se describe en la sección 2.7. Al analizar el contenido de metano se encontró un valor promedio de contenido de metano del 35.94 % cuando se alimentó con el sustrato sin pretratamiento y del 37.01 % con el sustrato pretratado, podemos constatar que el contenido de metano fue ligeramente mayor con el sustrato pretratado. Sin embargo, los resultados cambian al calcular el rendimiento de metano ( $Y_{CH_4}$ ), que es un coeficiente que permite conocer el grado de conversión de materia orgánica removida que se convierte activamente en metano, expresado en  $L_{CH_4}/g$  DQO removidos. Los componentes orgánicos removidos en los reactores biológicos se transforman esencialmente en dos componentes principales: biogás y biomasa. Un reactor biológico estabilizado debe exhibir rendimientos de metano cercanos a  $0.35 L_{CH_4}/g$  DQO. En la Figura 3.20 se observa el comportamiento de los rendimientos de metano cuando se operó con el sustrato sin pretratamiento y con pretratamiento. Se obtuvo un rendimiento de metano promedio de  $0.20 L_{CH_4}/g$  DQO removida al alimentar con el sustrato sin pretratamiento y un promedio de  $0.19 L_{CH_4}/g$  DQO removida al alimentar con el sustrato con pretratamiento.

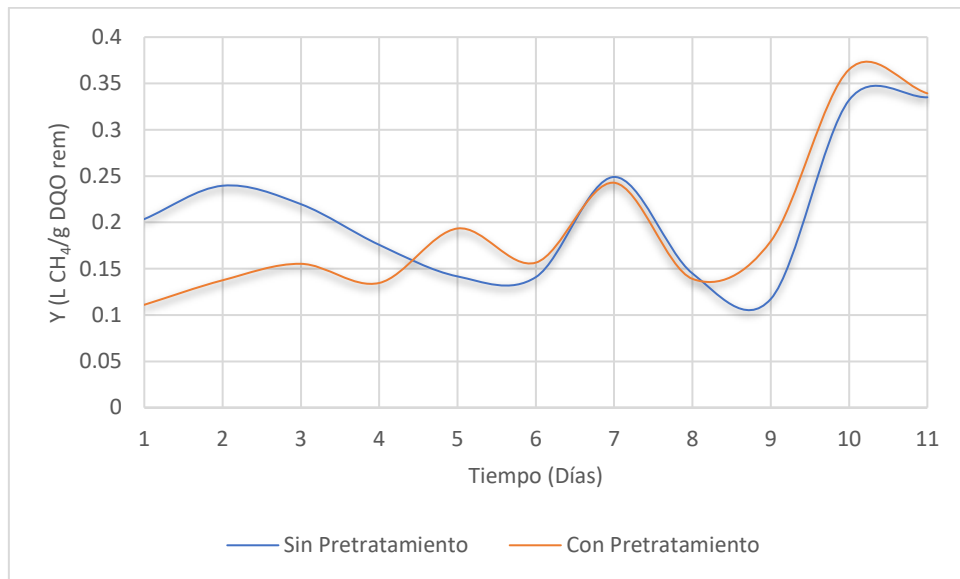


Figura 3.21 Rendimiento de metano en el RLSFI

En la Figura 3.21 se observa como el rendimiento de metano en los primeros días es más bajo cuando se alimenta con el sustrato pretratado lo que afecta en el promedio general, esto se debe, al cambio de sustrato como se mencionaba anteriormente en la generación de biogás. Sin embargo, partir del día 6 el rendimiento de metano es ligeramente más alto al alimentar con el sustrato pretratado que con el sustrato sin pretratamiento.

## **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

### CONCLUSIONES

Se preparó una mezcla estandarizada de RSOM compuesta principalmente de frutas y verduras, la cual, según los resultados de la caracterización fisicoquímica, presentó un alto contenido en materia orgánica, principalmente carbohidratos. Se aplicó el pretratamiento a la FLRSOM a tres diferentes concentraciones (0.2, 0.4 y 0.8 M), usando dos proporciones v/v (30 % y 50 %), dando como resultado una mejora de la solubilización de la materia orgánica a las diferentes condiciones del pretratamiento en la mayoría de los casos. Después del análisis estadístico se demuestra que, en la mayoría de los casos, los factores de concentración y tiempo no afectan los resultados obtenidos después del pretratamiento, por lo que por economía se prefiere elegir como mejor opción el pretratamiento a 30 % v/v usando la concentración más baja de 0.2 M a 6 h de exposición.

Durante un periodo de 30 días se operó y monitoreó el Reactor Hidrolítico (RH) a nivel piloto, con parámetros fisicoquímicos de DQO, pH y AGV's de entrada y salida, se alimentó con la FLRSOM sin ningún pretratamiento, durante este periodo se obtuvo una remoción promedio de DQO del 24.40 % y un rendimiento de hidrólisis del 55.63 %. Posteriormente se aplicaron cuatro corridas del pretratamiento con ácido acético diluido a las condiciones establecidas, con lo que se mejoró la remoción de DQO, dando un valor promedio de 46.21 %, en cuanto al rendimiento de hidrólisis fue muy similar dando un valor promedio de 55.68 %, aunque es un valor similar se debe considerar que se alcanzó en cuatro días de operación a diferencia de cuando se operó sin pretratamiento, ya que en los primeros 10 días se obtuvo un promedio de 42.34 %. Al medir los AGV's y la alcalinidad en el RH, se verificó la razón por la cual el pH ácido de la FLRSOM se neutralizó al ser alimentado al RH, ya que la concentración de la alcalinidad medida como Carbonato de Calcio incrementó y es ligeramente mayor a la concentración de AGV's. Con lo que pudimos concluir que el pH se ajustó gracias a la acción de agentes amortiguadores que forman con

los ácidos generados en el proceso de fermentación, sales neutras que impiden la acidificación del medio por acumulación de ácidos orgánicos. Con esto podemos concluir que se obtiene una mejor respuesta en el rendimiento de hidrólisis y una mayor remoción de DQO en un tiempo menor gracias al pretratamiento con ácido acético diluido, además se demuestra que el usar ácido no desestabiliza el RH gracias a su efecto buffer, lo que nos puede garantizar que se puede mejorar el desempeño del RH con los días de operación y mejorar los resultados obtenidos al operar sin pretratamiento.

En cuanto al desempeño del reactor metanogénico, una vez estabilizado se monitoreó por 22 días, 11 días se alimentó con el efluente del RH sin pretratamiento y 11 días con el efluente pretratado con ácido acético diluido, a una Cva constante de 8 g/L\*día. Al alimentar con el sustrato sin pretratamiento se obtuvo una remoción de DQO promedio de 54.57 % y una generación promedio de biogás de 191.63 mL/h con un rendimiento promedio de metano de 0.20 L CH<sub>4</sub>/g DQO removida, mientras que con el sustrato pretratado se obtuvo una remoción de DQO promedio del 55.10 %, y una generación promedio de biogás de 216.89 mL/h con un rendimiento de metano promedio de 0.19 L CH<sub>4</sub>/g DQO removida. Al observar el comportamiento en las gráficas de remoción de DQO, generación de biogás y rendimiento de metano se muestran valores bajos en los primeros 5 días de operación cuando se alimenta con el sustrato pretratado; sin embargo, después del día 6 los valores rebasan a los obtenidos con el sustrato sin pretratamiento, estos valores bajos en los primeros días se debe a la afectación que sufren las bacterias al hacer el cambio al sustrato pretratado, una vez aclimatadas al nuevo sustrato a partir del día 6 rebasan los valores que se obtienen con el sustrato sin pretratamiento, con lo que podemos concluir al observar la tendencia de los resultados después del día 6, que se incrementa el porcentaje de remoción de DQO, la generación de biogás y el rendimiento de metano al alimentar con el sustrato pretratado con ácido acético diluido, lo que nos puede asegurar que el pretratamiento puede mejorar su rendimiento con los días de operación.

### RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar un análisis más sofisticado, para conocer la estructura química de la FLRSOM después del pretratamiento con ácido acético a nivel laboratorio, como la espectroscopia infrarroja por transformadas de Fourier.

Se recomienda la instalación de un indicador de nivel para tener un control más exacto del volumen que existe en el interior del Reactor Hidrolítico a nivel piloto.

Se recomienda operar por un tiempo más prolongado el RLSFI con el sustrato pretratado para obtener mejores resultados y poder evaluar su rendimiento.

## **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**



**REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Alvarado-García R. 2011. Hidrólisis de la fracción soluble de los residuos sólidos municipales. Tesis de maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Alvarado-Lassman A., Méndez-Contreras J. M., Martínez-Sibaja A., Rosas-Mendoza E. S. and Vallejo-Cantú N. A. 2017. Biogas production from the mechanically pretreated, liquid fraction of sorted organic municipal solid wastes. *Environmental Technology*. 38 (11):1342-1350.

Amnuaycheewa P., Hengaroonprasan R., Rattanaporn K., Kirdponpattara S., Cheenkachorn K. and Sriariyanun M. 2016. Enhancing enzymatic hydrolysis and biogas production from rice straw by pretreatment with organic acids. *Industrial Crops and Products*. 87:247–254.

Appels L., Degrève J., Van de Bruggen B., Van Impe J. and Devil R. 2010. Influence of low temperature thermal pre-treatment on sludge solubilization, heavy metal release and anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 101:5743–5748.

APHA. 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. American Public Health Association. Washington DC.

Ariunbaatar J., Panico A., Esposito G., Pirozzi F. and Lens P. N. L. 2014. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*. 123:143-156.

Bouallagui H., Lahdheb H., Ben Romdan E., Rachdi B. & Hamdi M. 2009. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and

stability with co-substrates addition. *Journal of Environmental Management*. 90:1844–1849.

Bouallagui H., Torrijos M., Godon J.J., Moletta R., Ben Cheikh R., Touhami Y., Delgenes J.P. and Hamdi M. 2004. Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance. *Biochemical Engineering Journal*. 21:193–197.

Bouallagui H., Touhami Y., Ben Cheikh R. and Hamdi M. 2005. Review bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*. 40:989–995.

Campuzano R. and González-Martínez S. 2016. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*. 54:3-12.

Carlsson M., Lagerkvist A. & Morgan-Sagastume F. 2012. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review. *Waste Management*. 32:1634–1650.

Carrere H., Antonopoulou G., Affes R., Passos F., Battimelli A., Lyberatos G. and Ferrer I. 2016. Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. *Bioresource Technology*. 199: 386–397.

Cesaro A. and Belgiorio V. 2014. Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chemical Engineering Journal*. 240:24-37.

Chen X., Gu Y., Zhou X. and Zhang Y. 2014. Asparagus stem as a new lignocellulosic biomass feedstock for anaerobic digestion: Increasing hydrolysis rate, methane production and biodegradability by alkaline pretreatment. *Bioresource Technology*. 164:78–85.

Dale V. H., Kline K. L., Buford M. A., Volk T. A., Smith C. T. and Stupak I. 2016. Incorporating bioenergy into sustainable landscape designs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 56:1158-1171.

Ding, H.H., Chang, S., Liu, Y. 2017. Biological hydrolysis pretreatment on secondary sludge: enhancement of anaerobic digestion and mechanism study. *Bioresource Technology*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.064>

Edwiges, T., Frare, L., Mayer, B., Lins, L., Mi Triolo, J. & Silva de Mendonça Costa, M. S. 2018. Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Management*. 71: 618–625.

FAO. 2011. Manual de biogás. Ed. Proyecto CHI/00/G32. Chile. 115 p.

García-Peña E. I., Parameswaran P., Kang D. W., Canul-Chan M. & Krajmalnik-Brown R. 2011. Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: Process and microbial ecology. *Bioresource Technology*. 102:9447–9455.

Giudicianni P., Bozza P., Sorrentino G. and Ragucci R. 2015. Thermal and mechanical stabilization process of the organic fraction of the municipal solid waste. *Waste Management*. 44:125-134.

INEGI ((Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2011. Residuos sólidos urbanos. Censo nacional de gobiernos municipales y delegacionales. [www3.inegi.org.mx/sistemas/temas](http://www3.inegi.org.mx/sistemas/temas) (Consultada el 01 de Julio de 2017).

INEGI ((Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2015. Producción de RSU por entidad federativa. [www3.inegi.org.mx/sistemas/temas](http://www3.inegi.org.mx/sistemas/temas) (Consultada el 01 de Julio de 2017).

Jain S., Jain S., Wolf I. T., Lee J. and Tong Y. W. 2015. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 52:142-154.

Jimenez M. N. M. 2015. La gestión integral de residuos sólidos urbanos en México: entre la intención y la realidad. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*. No. 17: 29-56.

Ma J., Duong T.H., Smits M., Verstraete W., Carballa, M. 2011. Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments. *Bioresour Technol*. 102 (2), 592–599.

Matzakas L., Gao Q., Jansson S., Rova U. and Christakopoulos P. 2017. Green conversion of municipal solid wastes into fuels and chemicals. *Electronic Journal of Biotechnology*. 26:69-83.

Miller GL. 1959. Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar. *Analytical Chemistry*. 13:426–8.

Molino A., Nanna f., Ding Y., Bikson B. & Braccio G. 2013. Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. *Fuel*. 103:1003–1009.

Montoya R. J. D. J. 2016. Producción de biogás a partir de paja de frijol sometida a diferentes pretratamientos. Tesis profesional. Instituto Politécnico Nacional. Unidad profesional interdisciplinaria de ingeniería campus Zacatecas. México. 100 p.

Nghiem L. D., Wickham R. And Ohandja D. 2017. Enhanced biogas production and performance assessment of a full-scale anaerobic digester with acid phase digestion. *International Biodeterioration & Biodegradation*.30:1-7.

Norma Mexicana NMX-AA-026-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Diario Oficial de la Federación.

Pavi S., Kramer L.E., Gomes L. P. and Schiavo Miranda L. A. 2017. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. *Bioresource Technology*. 228:362-367.

Pérez-Mayet. O. 2017. Evaluación del desempeño de un reactor de biopelícula a escala piloto en el proceso de conversión de RSOM en bioenergéticos. Tesis de maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Saha S., Kurade M. B., El-Dalatony M. M., Chatterjee P. K., Lee D. S. and Jeon B. 2016. Improving bioavailability of fruit wastes using organic acid: An exploratory study of biomass pretreatment for fermentation. *Energy Conversion and Management*. 127:256-264.

SEMARNAT, 2014. Residuos. El medio ambiente en México 2013-2014. [http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe\\_resumen14/07\\_residuos/7\\_1\\_2.htm](http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen14/07_residuos/7_1_2.htm) (Consultada el 10 de abril de 2018).

Solís R. D. J. 2012. Evaluación del efecto de la pre-hidrólisis (térmica, enzimática y ácida) en el proceso de co-digestión anaerobia de lodos residuales-residuos sólidos orgánicos municipales (LR-RSOM). Tesis de maestría. Instituto Tecnológico de Orizaba. México. 115 p.

Tao X., Li J., Zhang P., Nabi M., Jin S., Li F, Wang S. and Ye J. 2017. Reinforced acid-pretreatment of *Triarrhena lutarioriparia* to accelerate its enzymatic hydrolysis. *International journal of hydrogen energy*. 42:18301-18308.

Wu Y., Wang C., Liu X., Ma H., Wu J., Zuo J. & Wang K. A new method of two-phase anaerobic digestion for fruit and vegetable waste treatment. *Bioresource Technology*. 211:16–23.

Zhang Q., Hu J. and Lee D. 2016. Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates. *Renewable Energy*. 98:108-119.