



**UNIVERSIDAD DE SONORA**  
**DIVISIÓN DE INGENIERÍA**

**POSGRADO EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA**

**ESTUDIO CINÉTICO DE LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA  
DE AGUAS RESIDUALES DE LA GRANJA PORCINA  
CUEVAS G.S.P.R. DE R.I. DE NAVOJOA, SONORA**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRÍA EN INGENIERÍA**

**PRESENTA:**

**Q.B. MICAELA VERDUGO PACHECO**

**HERMOSILLO, SONORA**

**JUNIO 2021**

# Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos  
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

# UNIVERSIDAD DE SONORA

## APROBACION DEL JURADO

de la tesis presentada por:

**Q.B. MICAELA VERDUGO PACHECO**

Esta tesis ha sido revisada por cada uno de los miembros del Jurado y por mayoría de votos la han encontrado satisfactoria.

9/junio/21  
Fecha

  
\_\_\_\_\_  
M.C. Gilberto García Navarrete  
Presidente

9/junio/21  
Fecha

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Francisco Javier Almendariz Tapia  
Secretario

9/junio/21  
Fecha

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Luis Alonso Almazán Holguín  
Vocal

9/junio/21  
Fecha

  
\_\_\_\_\_  
M.C. Ramón Antonio Castrejón Lemus  
Sinodal Externo



"El saber de mis hijos  
hará mi grandeza"

# UNIVERSIDAD DE SONORA

División de Ingeniería

## Posgrado en Ciencias de la Ingeniería: Ingeniería Química

### AUTORIZACIÓN DEL EXAMEN DE GRADO

18 de Junio de 2021.

Por medio de la presente se hace constar que el estudiante **MICAELA VERDUGO PACHECO**, ha cumplido satisfactoriamente con los requisitos académicos correspondientes para la realización del Examen de grado del programa de Maestría en Ciencias de la Ingeniería.

DR. ABRAHAM ROGELIO MARTÍN GARCÍA

COORDINADOR DE POSGRADO EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA:  
INGENIERÍA QUÍMICA

## RESUMEN

En México la porcicultura ocupa el tercer lugar en importancia como sistema productor de carne, siendo Sonora el exportador número uno, ya que de 10 toneladas que se exportan, nueve provienen de esta entidad. La producción porcina genera productos de valor económico y una serie de residuos que si no son asimilados por la naturaleza imponen a la sociedad un costo en forma de contaminación. Para conocer el potencial de generación de metano de las descargas de agua residual de las salas de destete y engorda de la granja porcina “CUEVAS G, S.P.R. de R.I.” de Navojoa, Sonora, se realizó el estudio del modelo cinético de su degradación anaerobia. A nivel laboratorio se llevó acabo esta investigación, donde se recolectaron muestras de las descargas de agua residual de las salas de destete y engorda. La granja en estudio no presenta diferencia significativa en la caracterización del agua residual de las salas de destete y engorda, con valores promedios de 4,414.3 mg/l de DBO<sub>5</sub> y 8,085.18 mg/l de DQO. Solamente se tuvieron valores diferentes en la concentración de nitrógeno amoniacal de 153.067 mg/L y 7.467 mg/L, para las descargas de aguas residuales de las salas de destete y de engorda respectivamente. Las constantes cinéticas  $K_s$  y  $\mu_m$  obtenidas para el modelo de la ecuación de Monod, fueron muy similares tanto para la degradación de las salas de destete como de las de engorda en la Granja en estudio. Los valores de  $\mu_m$  (0.23 d<sup>-1</sup>) obtenidas están en los rangos reportados en otras investigaciones para desechos ganaderos. Mientras que los valores de la constante de saturación  $K_s$  (4.47 y 4.20 gDQO/L) fueron elevados por los altos contenidos de materia orgánica presente en las aguas estudiadas. Las pruebas de la AME muestran una generación de biogás de 757 ml en las salas de destete y 574 ml de las salas de engorda a los 60 días. Dando como resultado un potencial energético de las de aguas residuales de las salas de destete y engorda de 72.63 HP (54.16 kW) por día, con un índice de operación específico de 6 L de metano por cada litro de agua residual descargada en la granja.

## ABSTRACT

In Mexico, pig farming ranks third in importance as a meat-producing system, with Sonora being the number one exporter, since out of 10 tons that are exported, nine come from this entity. Pig production generates products of economic value and a series of wastes that, if not assimilated by nature, impose a cost on society in the form of pollution. To know the methane generation potential of the wastewater discharges from the weaning and fattening rooms of the pig farm "CUEVAS G, S.P.R. of R.I. " from Navojoa, Sonora, the study of the kinetic model of its anaerobic degradation was carried out. At the laboratory level this investigation was carried out, where samples of the residual water discharges from the weaning and fattening rooms were collected. The farm under study does not present a significant difference in the characterization of the residual water from the weaning and fattening rooms, with average values of 4,414.3 mg / l of DBO<sub>5</sub> and 8,085.18 mg / l of DQO. There were only different values in the ammonia nitrogen concentration of 153,067 mg / L and 7,467 mg / L, for the wastewater discharges from the weaning and fattening rooms, respectively. The kinetic constants K<sub>s</sub> and  $\mu_m$  obtained for the Monod equation model were very similar both for the degradation of the weaning and fattening rooms in the Farm under study. The  $\mu_m$  (0.23 d<sup>-1</sup>) values obtained are in the ranges reported in other investigations for livestock waste. While the values of the saturation constant K<sub>s</sub> (4.47 and 4.20 gDQO / L) were elevated by the high content of organic matter present in the studied waters. The AME tests show a biogas generation of 757 ml in the weaning rooms and 574 ml in the fattening rooms at 60 days. Resulting in an energy potential of the wastewater from the weaning and fattening rooms of 72.63 HP (54.16 kW) per day, with a specific operation rate of 6 L of methane for each liter of wastewater discharged to the farm.

## **DEDICATORIA**

Con mucho cariño para mi princesa  
Sheccid Ariatne Rosas Verdugo

## TABLA DE CONTENIDO

	<b>Página</b>
RESUMEN .....	iv
ABSTRACT .....	v
LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE TABLAS .....	xi
NOMENCLATURA .....	xii
AGRADECIMIENTOS .....	xiii
1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS .....	1
1.1 Introducción .....	1
1.2 Objetivos .....	3
1.2.1 Objetivo general .....	3
1.2.2 Objetivos específicos .....	3
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA .....	4
2.1 Descargas de aguas residuales de granjas porcícolas .....	4
2.1.1 Características del agua residual .....	4
2.1.1.1 Componentes de las heces de cerdos .....	6
2.1.1.2 Producción de heces y orina .....	8
2.1.2 Impactos ambientales de aguas residuales porcinas .....	8
2.2 Métodos de tratamientos de aguas residuales .....	13
2.2.1 Degradación anaeróbica de las aguas residuales de granjas porcícola .....	14
2.2.2 Etapas de la degradación anaeróbica .....	16
2.2.2.1 Hidrolisis y acidogénesis .....	16
2.2.2.2 Acetogénesis .....	20
2.2.2.3 Metanogénesis .....	20
2.2.3 Reacciones involucradas en la degradación anaerobia .....	21
2.2.4 Factores que influyen en el proceso de degradación anaerobia .....	23
2.2.5 Cinética de la degradación anaeróbica .....	28
2.2.5.1 Aplicación del modelo de Monod .....	29
3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO .....	32

3.1 Ubicación de la Granja “CUEVAS G.S.P.R. De R.I.” de Navojoa, Sonora .....	32
3.2 Descripción del proceso de producción .....	32
3.3 Descripción del proceso del tratamiento del agua residual .....	35
3.3.1 Origen del agua residual .....	40
3.4 Flujos de descargas .....	40
4. MATERIALES Y MÉTODOS .....	43
4.1 Materiales .....	43
4.2 Métodos .....	43
4.2.1 Caracterización del agua residual .....	43
4.2.1.1 Determinación respirométrica de la DBO <sub>5</sub> .....	46
4.2.2 Actividad Metanogénica Especifica .....	46
4.2.2.1 Caracterización de los lodos anaerobios .....	48
4.2.2.2 Montaje del dispositivo .....	48
4.2.3 Métodos analíticos .....	51
4.2.3.1 Caracterización del lodo (Solidos Suspendidos Volátiles) .....	51
4.2.3.2 Activación y aclimatación de los lodos anaerobios .....	52
4.2.3.3 Toma de muestra de lodos .....	52
4.2.3.4 Prueba de la actividad metanogénica .....	54
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	56
5.1 Caracterización del agua residual .....	56
5.2 Caracterización del lodo anaerobio .....	56
5.3 Activación y aclimatación de lodos anaerobios .....	56
5.4 Actividad metanogénica .....	61
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	68
6.1 Conclusiones .....	68
6.2 Recomendaciones .....	69
ANEXOS .....	70
ANEXO 1. Normas técnicas mexicanas utilizadas en la caracterización del agua .....	70
ANEXO 2. Procedimiento de la determinación de la DQO según la NMX-AA-030- SCFI-2001 .....	71

ANEXO 3. Presenta la curva estándar de calibración del espectrofotómetro HACH DR/890 Colorimeter para la determinación de DQO .....	72
ANEXO 4. Fotos del trabajo de investigación .....	73
BIBLIOGRAFÍA .....	75

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura</b>	<b>Página</b>
2.1 Esquema de degradación de las heces fecales de los cerdos .....	7
2.2 Etapas de la degradación anaerobia, los microorganismos que intervienen y los productos intermedios generados .....	17
2.3 Influencia de la temperatura en la tasa de crecimiento de los organismos metanogénicos .....	24
2.4 Efecto de la concentración del sustrato sobre la tasa específica de crecimiento.	31
3.1 Localización del área de estudio .....	33
3.2 Ubicación de la Granja “CUEVAS G.S.P.R. De R.I.” de Navojoa, Sonora .....	34
3.3 Bebederos de chupón colgante .....	38
3.4 Diagrama de flujo del proceso de producción de la granja .....	39
3.5 Esquema de las descargas de aguas residuales de la granja “CUEVAS G.S.P.R. De R.I.” de Navojoa, Sonora .....	41
4.1 Esquema de la metodología utilizada .....	45
4.2 Respirómetro usado para determinar en forma continua valores de la DBO ...	47
4.3 Medición de metano por desplazamiento de una solución de NaOH al 3%. A) Botella serológica, B) Botella con solución de NaOH 3% y C) Probeta para medir el NaOH desplazado por el metano .....	50
4.4 Diagrama de las botellas serológicas utilizadas en las pruebas de AMEv.....	55
5.1 Concentración de DQO en mg/L y su eficiencia de remoción .....	60
5.2 Cinética de actividad metanogénica variando la concentración de DQO en la muestra de agua residual de las salas de destete .....	62
5.3 Cinética de actividad metanogénica variando la concentración de DQO en la muestra de agua residual de las salas de engorda .....	63
5.4 Modelo cinético de la degradación anaerobia de las pruebas por lote para la muestra de las salas de destete .....	66
5.5 Modelo cinético de la degradación anaerobia de las pruebas por lote para la muestra de las salas de engorda .....	67

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla</b>		<b>Página</b>
2.1	Kilogramo de heces y orina producidas por cada 100 kilogramos de peso animal por día .....	9
2.2	Procesos unitarios y sistemas de tratamiento utilizados para eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en el agua residual .....	15
2.3	Géneros de bacterias involucradas en la digestión anaerobia .....	18
2.4	Reacciones involucradas en cada una de las etapas de la digestión anaerobia	22
2.5	Intervalos comunes de temperatura para varias bacterias .....	25
3.1	Población de cerdos en las salas de destete .....	36
3.2	Población de cerdos en las salas de engorda .....	37
3.3	Cerdos por tamaño, color y peso .....	37
3.4	Estimación del flujo de descargas del agua residual de la granja .....	42
4.1	Materiales y reactivos .....	44
4.2	Medio mineral propuesto por Visser (1995) para pruebas de AME .....	49
4.3	Medio mineral empleado para la activación .....	53
5.1	Caracterización del agua residual de destete .....	57
5.2	Caracterización del agua residual de engorda .....	58
5.3	Características físicas del lodo anaerobio .....	59
5.4	Actividad metanogénica a partir de datos experimentales .....	65
A1	Parámetros medidos en la caracterización del agua residual de acuerdo a las normas técnicas mexicanas .....	70

## GLOSARIO DE TÉRMINOS

<b>Símbolo</b>	<b>Interpretación</b>
AME	Actividad Metanogénica Específica
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
SF	Sólidos Fijos
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
ST	Sólidos Totales
AR	Aguas Residuales
pH	Potencial de Hidrógeno
DA	Digestión Anaerobia
OHPA	Obligate Hydrogen Producing Acetogen
UASB	Up flow Anaerobic Sludge Blanket
DOF	Diario Oficial de la Federación
NOM	Norma Oficial Mexicana
NMX-AA	Normas Mexicanas
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
TRS	Tiempo de Retención de Sólidos
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
NTK	Nitrógeno Total Kjeldahl

## AGRADECIMIENTOS

A dios, por no abandonarme nunca, gracias por ayudarme a levantarme en mis fracasos, por aprender de cada uno de ellos, pero principalmente permitir realizar uno de los sueños más importantes en mi vida.

Especialmente a mi hija *Sheccid Ariatne*, por su paciencia, comprensión y apoyo incondicional para cumplir una meta más en mi vida profesional. Y por qué te amo mi princesa.

Gracias por compartir mis sueños...

A mi querido esposo *Roel*, por haber llegado a mi vida, tomar mi mano y caminar a mi lado. Por permanecer junto a mí, por compartir mis alegrías e ilusiones. Mil gracias... por apoyarme en esta nueva meta en mi vida profesional.

A mis adorados **padres**, que me motivan a seguir adelante, por los valores transmitidos, por su fuerza, por enseñarme que con esfuerzo todo se logra en la vida, gracias por quererme y apoyarme cuando más lo necesito.

A mis hermanos que me apoyaron en la realización de este trabajo, muy en especial a mi hermanito *Pedro A.* que sin su ayuda no hubiera sido posible. Gracias...

A mi director de tesis *Dr. Gilberto García Navarrete*, al *Dr. Francisco Javier Almendariz Tapia* y Asesores... Gracias... por su Apoyo y Asesoría...

A la granja porcina Cuevas G.S.P.R. DE R.I. de Navojoa, Sonora y a la Universidad de Sonora, Unidad Centro por el apoyo brindado en la realización de esta investigación.

A todos y cada uno de los que participaron para la realización de este proyecto....

Muchas gracias...

## CAPÍTULO 1

### INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

#### 1.1 Introducción

En México la porcicultura ocupa el tercer lugar en importancia como sistema productor de carne, más de la mitad de la producción mundial proviene de los sistemas industriales, los cuales representan el 50% de la producción de cerdos en México. Asimismo, la producción porcina tiene gran importancia a nivel económico debido a la alta demanda de alimentos para consumo humano, ya que de acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), se espera que para el 2050 la población humana aumente de 7.2 a 9.6 mil millones de habitantes, por lo que el consumo de carne se duplicará (Segura, 2020).

La producción de cerdos se lleva a cabo en todos los Estados del País, pero existen regiones donde su concentración es muy grande: Los Estados de Jalisco, Michoacán y Guanajuato aglutinan a 4.3 millones de cabezas; Sonora posee 1.2 millones de cabezas y Yucatán tiene aproximadamente 1.0 millón de cabezas (Escalante E.V.E, 2002).

Jalisco es el principal productor de cerdo en México, pero Sonora es el exportador número uno, ya que de 10 toneladas que se envían al exterior, nueve provienen de esta entidad, que además cuenta con las únicas cinco plantas acreditadas sanitariamente por el gobierno chino para enviar el producto a ese país (Erick Ramírez / El Economista, 2014).

El ganado porcino, a diferencia del bovino, siendo ambos los de mayor explotación y por tanto con más ventajas para el propósito energético, está mayormente concentrado en corrales y no pasta fuera de su espacio confinado, por lo que la recolección de las excretas diarias es más fácil, económica y manejable. Por ello, este trabajo considera que esta fuente de excreta animal es la más importante y viable de manejar (Martínez, 2015).

Las características de las descargas de aguas residuales de las granjas porcícolas dependen del origen de las excretas, raza del animal, alimentación, edad, clima, del tipo y tamaño de la instalación entre otros factores. Valores promedio a partir de instalaciones similares a la de este estudio son los siguientes: Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 23746 mg/l, Demanda Biológica de Oxígeno a los cinco días (DBO<sub>5</sub>) de 6207 mg/l, Sólidos Suspendidos Totales (SST) 16237 mg/l, Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) 12930 mg/l, Ntotal 1300 mg/L, Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) 1401 mg/l, N-NH<sub>4</sub> 962 mg/l, nitritos y nitratos 0.42 mg/l y Ptotal 82.1 mg/l, con un pH promedio de 7.14 (Garzón M. y Buelna G, 2014).

La Digestión anaerobia (DA) es uno de los procesos más antiguos de tratamiento de las excretas de ganado porcino, consta de cuatro etapas en el que se presenta un proceso de bioconversión del cual se puede obtener beneficios para el tratamiento de residuos orgánicos como: recuperación de energía en forma de biogás, producción de fertilizantes orgánicos y control de emisiones de gases de efecto invernadero, convirtiendo esta tecnología en energía renovable (Parra, 2015).

En la actualidad, ha sido poca la atención que se le ha proporcionado al sector primario en cuanto al impacto que este provoca al medio ambiente. La producción porcina conlleva problemas que afectan al medio ambiente debido a la degradación de los recursos de agua, suelo y aires ocasionados por los residuos que estos generan, no obstante, en México, no se cuenta con la legislación para limitar estos impactos ambientales. En particular, el riesgo de impacto negativo y la considerable generación de residuos está dado en mayor parte por la producción porcina de tipo intensivo, los cuales representan el 50% de la producción de cerdos en México (Segura, 2020).

En este trabajo se plantea el estudio del modelo cinético de la degradación anaerobia de las descargas de agua residual de la granja porcina “CUEVAS G, S.P.R. de R.I.” de Navojoa, Sonora, para establecer los límites alcanzables de productividad de metano en el sistema lagunar actual.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 General**

Plantear el modelo cinético de la degradación anaeróbica del agua residual de la granja porcina “CUEVAS G, S.P.R. de R.I.” de Navojoa, Sonora, de acuerdo con resultados experimentales.

### **1.2.2 Específicos**

- Describir las operaciones de la granja “CUEVAS G, S.P.R. DE R.I.” de Navojoa, Sonora.
- Caracterizar el agua residual de las salas de destete y engorda de la granja con el fin de conocer su composición fisicoquímica.
- Caracterizar el lodo anaerobio proveniente de un reactor anaerobio tratando aguas de la industria cervecera, utilizado para las pruebas experimentales.
- Evaluar el comportamiento cinético de la degradación anaeróbica de las aguas residuales de las salas de destete y engorda de la granja.

## CAPÍTULO 2

### REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

#### **2.1 Descargas de aguas residuales de granjas porcícolas**

Aproximadamente 82 % del agua que ingresa en las granjas sale como agua residual, acompañada de heces, orina, alimento desperdiciado y otros materiales, que se arrastran a través de los drenajes (Pérez *et al*, 2015). El sector agroindustrial produce grandes cantidades de desechos orgánicos, que comúnmente poseen nutrientes. Las descargas de aguas de granjas porcícolas contienen como principales componentes las excretas (heces fecales y orina), una cantidad variable de agua proveniente de labores de limpieza y por desperdicio de bebederos, residuo de alimento desperdiciado, cama, suelo y otras partículas (Arias *et al*, 2010).

Las excretas porcinas, son un subproducto de la producción ganadera, que generalmente se cataloga como residuo. Sin embargo, desde el punto de vista de producción limpia, es un material con numerosos usos, entre ellos; para los residuos sólidos: composta, lombricultura, porquinaza seca (abono), porquinaza en alimentación animal, fertilización sólida; en cuanto a las excretas líquidas: fertilizantes líquidos, producción de energía y biomasa, pastos productivos complementarios (Valencia *et al*, 2009).

##### **2.1.1 Características del agua residual**

Los principales ingredientes de aguas residuales porcinas son la orina y las heces fecales. La orina representa aproximadamente el 45% de la excreta y las heces el 55%. El contenido de humedad de la excreta es de alrededor del 88% y el contenido de materia seca es del 12%. Cerca del 90% de los sólidos se excretan en las heces; la orina contiene el 10% de los sólidos.

La densidad de la excreta fresca es levemente menor de 1.0 (aunque son comunes las referencias de valores ligeramente superiores). El total de los sólidos tiene una densidad baja, de 0.84 kg/l. La excreta porcina contiene sólidos que flotan y sólidos que se sedimentan, además de sólidos en suspensión (Arias *et al*, 2010).

Para realizar el montaje de la cinética de la Actividad Metanogénica Específica (AME) es muy importante determinar las características de las aguas residuales porcícolas objeto del proceso. A continuación, se resaltan algunas de las características generales del agua residual en una granja porcina:

- ✓ Materia orgánica, lodos, principalmente excrementos, de olor nauseabundo. La actividad porcina se caracteriza por la producción de aguas residuales con alta concentración de DBO y DQO; la DBO<sub>5</sub> del estiércol líquido es de 10g/l (Gálvez-Chan *et al*, 2013).
- ✓ El material líquido que acompaña a los excrementos en una granja porcina se produce principalmente en las labores de aseo en corrales y pasillos, y en la utilización del agua como medio de arrastre de la materia fecal producida por los cerdos. Se ha cuantificado que se tiene un gasto de 25 a 30 litros de agua diarios por animal, cuando se realizan dos lavadas y de 16 a 20 litros con una lavada (Gálvez-Chan *et al*, 2013).
- ✓ Las principales características físicas de las aguas residuales son: su contenido de sólidos, distribución de partículas por tamaño, turbiedad, color, olor, temperatura, densidad y conductividad. El agua residual contiene muchos tipos de materiales sólidos que varían desde hilachos hasta materiales coloidales. En la caracterización de las aguas residuales los materiales gruesos son removidos generalmente antes de analizar sólidos en la muestra. El color en las aguas residuales es causado por sólidos suspendidos, material coloidal y sustancias en solución (Gálvez-Chan *et al*, 2013).

En las granjas se puede reducir la contaminación de las aguas residuales, recolectando la materia prima (desechos sólidos) en su fuente en forma rápida y procesándola mientras aún esté fresca. Esto debe hacerse especialmente en climas cálidos, pues tiende a descomponerse

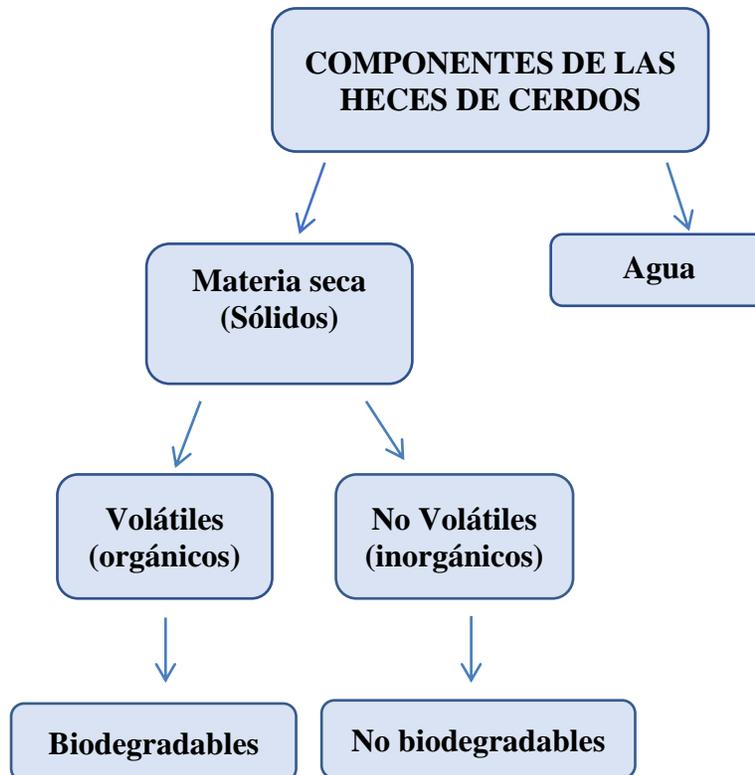
rápidamente, provocando una mayor contaminación de las aguas residuales, medida en términos de la DQO, DBO<sub>5</sub> y los compuestos nitrogenados (Padilla, 2010).

#### **2.1.1.1 Componentes de las heces de cerdos**

Las tasas de excreción de heces y orina dependen de múltiples factores: la edad del animal, su madurez fisiológica, la cantidad y calidad del alimento ingerido, el volumen del agua consumida, el clima y otros factores menos importantes (Maytorena, 2004). Además de nitrógeno, fósforo y potasio, las excretas contienen otros nutrimentos como Ca, Mg, S, Fe, Zn, B, Mo, Cu y Mn, que se adicionan a la dieta de los animales. La excreta porcina contiene sólidos que flotan y sólidos que se sedimentan, además de sólidos en suspensión (Arias *et al*, 2010).

En la Figura 2.1 se muestran los componentes biodegradables y no biodegradables de las heces fecales de los cerdos. Es muy importante que se incluyan programas de alimentación ajustados a los requerimientos del cerdo, lo cual producirá menor cantidad de sólidos que contengan sustancias no biodegradables (fósforo, nitrógeno, potasio, calcio, magnesio, azufre, cobre, zinc y otros), además que se debe utilizar un sistema apropiado de aprovechamiento o tratamiento de los remanentes, para evitar que éstos contaminen (Padilla, 2010).

El nitrógeno y fósforo son nutrientes importantes que pueden ser recuperados con fines agrícolas permitiendo minimizar los residuos en las descargas y el uso de fertilizantes químicos. Durante los procesos anaerobios de tratamiento, una gran cantidad de carbón orgánico biodegradable puede ser convertida en biogás y utilizada como fuente alternativa de energía. Además, se reduce la cantidad de microorganismos patógenos y se reduce la producción de olores desagradables. También, convierte una parte importante del nitrógeno orgánico en NH<sub>3</sub>, de esta forma se puede utilizar directamente como fuente de nitrógeno en plantas (Cabos *et al*, 2010).



**Figura 2.1** Componentes biodegradables y no biodegradables de las heces fecales de los cerdos. (Padilla, 2010).

### **2.1.1.2 Producción de heces y orina**

La producción de heces y orina depende de la etapa productiva del cerdo, a mayor tamaño mayor producción, por lo tanto, en la etapa de finalización hay mayor producción (Padilla, 2010).

Los lechones, destete y hembras lactantes excretan cerca del 8% de su peso vivo por día; los cerdos en crecimiento y finalización excretan del 7% de su peso vivo; sementales y hembras gestantes y secas animales que tienen un acceso limitado al alimento excretan cerca del 3% de su peso vivo (Maytorena, 2004).

Se estima que la producción diaria de excretas porcinas es de 65 kg por cada 1 000 kg de peso vivo. Por lo tanto, en una granja, la producción de excretas estará en función del número de animales en la explotación y de su peso promedio (Sanginés, 2000).

Según un estudio realizado por Drucker *et al*, 2003, muestra los parámetros de producción de excremento por cada 100 Kg de peso vivo de animal por día, para cada fase (Tabla 2.1).

### **2.1.2 Impactos ambientales de aguas residuales porcícolas**

Factores como el calentamiento global, el crecimiento demográfico, la urbanización, el incremento en el consumo de agua en hogares, la agricultura y en general una enorme variedad de procesos industriales y productivos, han aumentado significativamente el uso del agua a nivel global. Un esquema de consumo cada vez mayor que conduce a la escasez. La Porcicultura, a lo largo de todos los eslabones de su cadena de valor, utiliza agua y genera agua residual y es responsabilidad de esta Industria y de cada uno de sus componentes el racionalizar su uso y limpiarla antes de devolverla a la naturaleza (Valenzuela, 2017).

**Tabla 2.1** Kilogramo de heces y orina producidas por cada 100 kilogramos de peso animal por día.

<b>Tipo de porcino</b>	<b>Kilogramos de heces y orina por cada 100 Kg de peso animal al día</b>
<b>Sementales</b>	2.93
<b>Hembras gestantes</b>	3.35
<b>Hembras secas</b>	5.04
<b>Hembras en maternidad (lactantes)</b>	8.08
<b>Crías menores de 21 días (lechones)</b>	9.00
<b>Destete</b>	8.60
<b>Engorda (promedio de crecimiento y finalización)</b>	7.00

**Nota:** El total de hembras en la granja está formado por las gestantes y de maternidad; es decir, no se toma en cuenta el tipo de “hembras secas”

Fuente: Drucker *et al*, 2003.

Para la crianza y el proceso de transformación del cerdo en un producto cárnico, en total por cada animal se requiere alrededor de mil litros de agua. Este valor puede variar dependiendo del tipo de proceso productivo, pero lo vamos a usar solo como guía. Si consideramos que la producción de carne de cerdo en canal en México en 2016 fue de un millón 376 mil toneladas métricas (TM), se podría decir que una cantidad tan importante de producto demuestra con claridad que la industria de la carne de cerdo puede impactar de forma significativa al medio ambiente en el que se desenvuelve (Valenzuela, 2017).

Podemos dimensionar este impacto si consideramos que para lograr esta cantidad se deben producir más de 17 millones de cerdos por año y que estos van a consumir aproximadamente cinco millones de TM de alimento además de 8 a 10 millones de m<sup>3</sup> de agua (Valenzuela, 2017).

En la actualidad, ha sido poca la atención que se le ha proporcionado al sector primario en cuanto al impacto que este provoca al medio ambiente. La producción porcina conlleva problemas que afectan al medio ambiente debido a la degradación de los recursos de agua, suelo y aires ocasionados por los residuos que estos generan, no obstante, en México, no se cuenta con la legislación para limitar estos impactos ambientales. En particular, el riesgo de impacto negativo y la considerable generación de residuos está dado en mayor parte por la producción porcina de tipo intensivo, los cuales representan el 50% de la producción de cerdos en México (Segura, 2020).

El manejo que se ha dado a los animales y a las aguas residuales generadas en la porcicultura ha sido perjudicial en términos tanto ecológicos como sanitarios, debido al escaso o nulo tratamiento de las aguas residuales y a su inadecuada disposición final. Los impactos ambientales más graves son ocasionados por la transmisión de microorganismos patógenos que contaminan las aguas subterráneas y superficiales, así como el suelo superficial (Arias *et al*, 2010). Los residuos orgánicos desechados al suelo aumentan la cantidad de nutrientes como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) que pueden ser beneficiosos para la fertilidad,

pero en exceso también provocan un desequilibrio e inhibición de algunos procesos naturales (Vega, 2015).

Tradicionalmente los estiércoles son utilizados como mejoradores del suelo, pero el utilizarlos sin ningún tratamiento previo, ocasionan una propagación de enfermedades a consecuencia de los patógenos propios de estos residuos (Domínguez *et al*, 2012). Asimismo, se contamina el aire, ya que, los residuos generan gases que afectan la atmósfera tales como: metano, amoníaco, dióxido de carbono y ácido sulfhídrico. Además, los malos olores permiten la proliferación de fauna nociva como moscas y mosquitos (Arias *et al*, 2010). Todas esas afecciones pueden generar rompimientos de las tramas ecológicas que dan soporte al ecosistema en su conjunto y hasta provocar la extinción de especies locales, lo cual suscita un desequilibrio ecológico que difícilmente se puede remediar en el corto plazo (Drucker *et al*, 2003; Arias *et al*, 2010; Domínguez *et al*, 2012).

Otro de los impactos ambientales generados son los malos olores que de ellas y de los campos regados se desprenden como producto de la descomposición de las excretas porcinas (Arias *et al*, 2010).

El control de contaminación por descargas de aguas residuales porcinas está regulado por las siguientes leyes y normas:

- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente – 1988. Última Reforma DOF 18-01-2021.
- Ley Federal de Derechos de 1981 (Parámetros: Demanda Química de Oxígeno, Sólidos Suspendidos Totales). Última reforma DOF 20-05-2021.
- Ley de Aguas Nacionales – 1992- y su Reglamento -1994. Última Reforma 06-01-2020.

- Norma Oficial Mexicana **NOM-001-SEMARNAT-1996**, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar su reúso.
- Norma Oficial Mexicana **NOM-002-SEMARNAT-1996**, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.
- Norma Oficial Mexicana **NOM-003-SEMARNAT-1997**, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
- Norma Oficial Mexicana **NOM-004-SEMARNAT-2002**, protección ambiental-lodos y biosólidos-especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.
- Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, publicado en el DOF del 13 de diciembre de 1989.

Una de las formas más adecuadas para reducir los impactos ambientales es la minimización en el origen, mediante la aplicación de una alimentación de precisión. Esto debido a que los niveles de excreción de los diferentes compuestos contaminantes se pueden modificar con el tipo de alimentación que reciben los animales. Las estrategias de alimentación son básicamente el uso de un mayor número de fases de alimentación, y la reducción del contenido de proteína, fósforo y minerales. Debido a que los animales son capaces de fijar solo una parte de los nutrientes ingeridos en la alimentación (excretando sobre el 60% del nitrógeno y del fósforo en los purines). Por tanto, es evidente que la eficacia en la alimentación del animal, desde el punto de vista medioambiental presenta un gran potencial de mejora (Chia-Fang Hsieh, 2009).

## 2.2 Métodos de tratamientos de aguas residuales

En este sentido, las exigencias de los países en desarrollo difieren en la medida en que existan sistemas de alcantarillado público. Así, se producen diversos grados de tratamiento según las condiciones disponibles. Los niveles de tratamiento que se pueden emplear se clasifican en cuatro categorías, a saber; Pre-tratamiento: se define como el proceso de eliminación de los constituyentes de las aguas residuales cuya presencia pueda provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares (Gamonal, 2011).

Como ejemplos de pretratamientos podemos citar el desbaste y delaceración para la eliminación de sólidos gruesos y trapos, la flotación para la eliminación de grasas y aceites y el desarenado para la eliminación de la materia en suspensión gruesa que pueda causar obstrucciones en los equipos y un desgaste excesivo de los mismos en los tratamientos posteriores (Gamonal, 2011).

En el tratamiento primario se elimina una fracción de los sólidos en suspensión y de la materia orgánica del agua residual. Esta eliminación se lleva a cabo mediante operaciones físicas tales como el tamizado y la sedimentación. El efluente del tratamiento primario suele contener una gran cantidad de materia orgánica y una DBO alta (Gamonal, 2011).

El tratamiento secundario de las aguas residuales está principalmente encaminado a la eliminación de los sólidos en suspensión y de los compuestos orgánicos biodegradables, aunque a menudo se incluye la desinfección como parte del tratamiento secundario. Se define el tratamiento secundario como la combinación de diferentes procesos normalmente empleados para la eliminación de estos constituyentes, e incluye el tratamiento biológico con fangos activados, reactores de lecho fijo, los sistemas de lagunaje y la sedimentación. Este favorece la digestión y consiguiente estabilización de los lodos. Éste puede ser de tipo anaerobio o aeróbico (Gamonal, 2011).

Por último, un tratamiento terciario: es necesario para alcanzar una calidad físico-químico-biológica adecuada, le da una calidad al agua de acuerdo con el reuso que se le pretenda dar a las aguas residuales (remoción de sólidos suspendidos, compuestos orgánicos, compuestos inorgánicos, nutrientes y microorganismos patógenos) (Boburg, 2010).

Para la selección de un método de tratamiento de aguas residuales se deben tomar en cuenta las características de los efluentes, como: tipo y concentración de contaminantes, caudal de la descarga, etc. (Boburg, 2010). En la Tabla 2.2 se presenta un resumen de los diferentes sistemas, operaciones, y procesos unitarios empleados en el tratamiento y remoción de contaminantes de aguas residuales.

### **2.2.1 Degradación anaeróbica de las aguas residuales de granjas porcícolas**

La degradación anaerobia es un proceso bioquímico en el cual un grupo de diferentes tipos de microorganismos, en ausencia de oxígeno molecular, promueve la transformación de compuestos orgánicos complejos (carbohidratos, proteínas y lípidos) en productos más simples, como metano, gas carbónico, gas sulfhídrico y amonio. Los microorganismos que participan en la digestión anaerobia actúan por medio de reacciones específicas secuenciales, las cuales cuentan con bacterias especializadas en cada una de ellas. El proceso se caracteriza por la conversión de los residuos orgánicos a metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), en ausencia de oxígeno (Torres y Pérez, 2010).

**Tabla 2.2** Procesos unitarios y sistemas de tratamiento utilizados para eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en el agua residual.

<b>Contaminantes</b>	<b>Sistema de tratamiento</b>
Sólidos en suspensión	Sedimentación Filtración Flotación Coagulación/sedimentación Desbaste y dilaceración
Materia orgánica biodegradable	Lagunas Variantes de lodos activados sistemas físico-químicos sistemas naturales
Compuestos orgánicos volátiles	Arrastre por aire Tratamiento de gas Adsorción en carbón
Patógenos	Cloración Hipocloración Cloruro de bromo Ozonización Radiación ultravioleta
Nitrógeno	Nitrificación y desnitrificación Arrastre de amoníaco Intercambio iónico Cloración al punto de interrupción
Fósforo	Coagulación y sedimentación con cal Adición de sales metálicas Eliminación biológica de fósforo Eliminación biológica-química de fósforo
Materia orgánica refractaria	Adsorción de carbón Ozonación terciaria
Metales pesados	Precipitación química Intercambio iónico
Sólidos orgánicos disuelto	Intercambio iónico Osmosis inversa Electrodialisis

Fuente: Crites, 2000; Ortiz, 2011.

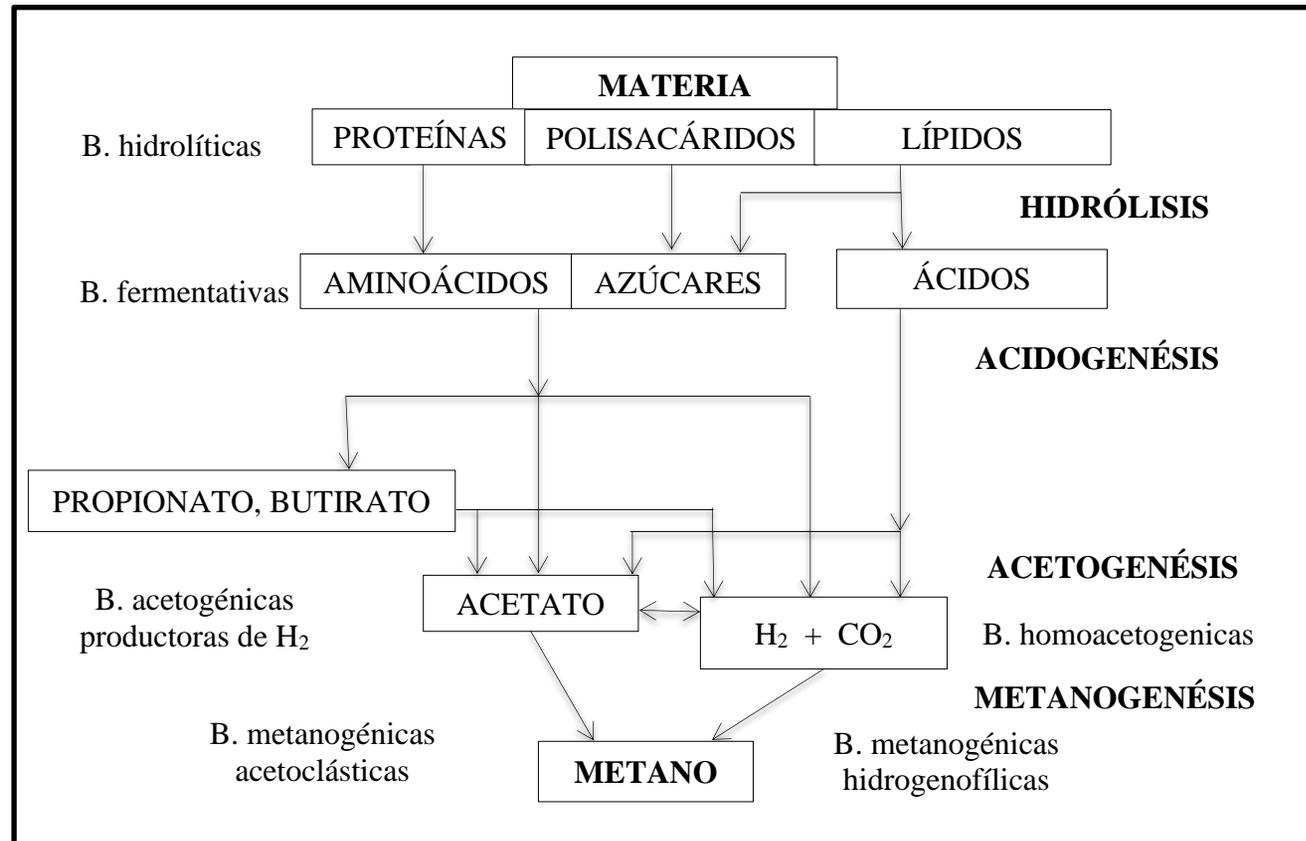
### **2.2.2 Etapas de la degradación anaerobia**

Este proceso de degradación anaerobia se desarrolla en tres etapas principalmente y ocurre secuencialmente con la participación de 5 grupos bacterianos principales. Las etapas son las siguientes: 1) Hidrólisis y Acidogénesis, 2) Acetogénesis y 3) Metanogénesis. La Figura 2.2 detalla la secuencia metabólica y los microorganismos que intervienen en el proceso y los productos intermedios generados, mientras que la Tabla 2.3 muestra los géneros de bacterias involucradas en las diferentes etapas de la degradación anaerobia.

En los procesos anaerobios el 90% de la energía contenida en la materia orgánica (medida como demanda química de oxígeno, DQO), es convertida en biogás y el 10% restante es asimilado por las células.

#### **2.2.2.1 Hidrólisis y acidogénesis**

Cualquier sustrato se compone de tres tipos básicos de macromoléculas: hidratos de carbono, proteínas y lípidos. Las proteínas constituyen un sustrato muy importante en el proceso de digestión anaerobia ya que además de ser fuente de carbono y energía, los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional. Las proteínas son hidrolizadas en péptidos y aminoácidos por la acción de enzimas proteolíticas llamadas proteasas. Parte de estos aminoácidos son utilizados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto son degradados a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrogeno, amonio y sulfuro en posteriores etapas del proceso. La degradación de los lípidos en ambientes anaerobios comienza con la ruptura de las grasas por la acción de enzimas hidrolíticas denominadas lipasas produciendo ácidos grasos de cadena larga y glicerol (Martí, 2002).



**Figura 2.2** Etapas de la degradación anaerobia, los microorganismos que intervienen y los productos intermedios generados (Rodríguez, 2002).

**Tabla 2.3** Géneros de bacterias involucradas en la digestión anaerobia.

HIDROLÍTICAS	FERMENTADORAS	SULFATORREDUCTORAS	ACETOGÉNICAS SINTRÓFICAS (OHPA)	METANOGENICAS ACETOGÉNICAS	METANOGENICAS HIDROGENOFÍLICAS
<i>Clostridium</i>	<i>Lactobacillus</i>	<i>Desulfomonas</i>	<i>Sintrophomonas</i>	<i>Methanotrix</i>	<i>Methanobacterium</i>
<i>Acetovibrio</i>	<i>Zymomonas</i>	<i>Desulfovibrio</i>	<i>Syntrophobacter</i>	<i>Methanosarcina</i>	<i>Methanobrevibacterium</i>
<i>Micrococcus</i>	<i>Escherichia</i>	<i>Desulfobacter</i>		<i>Methanospirillum</i>	<i>Methanoplanus</i>
<i>Staphilococcus</i>	<i>Sarcina</i>	<i>Desulfococcus</i>			
<i>Bacillus</i>	<i>Selenomonas</i>	<i>Desulfosarcina</i>			

Fuente: Almendariz, 2001.

En esta primera etapa de la digestión anaerobia participan bacterias de diferentes grupos y pueden ser anaerobias facultativas o estrictas. Las bacterias hidrolíticas producen enzimas extracelulares responsables de degradar los polímeros presentes en el agua residual, tales como proteínas, hidratos de carbono y lípidos convirtiéndolos a compuestos de bajo peso molecular, como aminoácidos, azúcares, alcoholes, ácidos carboxílicos y compuestos aromáticos (Martí, 2002).

Los productos procedentes de la hidrólisis son metabolizados en el interior celular siguiendo diferentes rutas según su naturaleza. Las bacterias acidogénicas fermentan los compuestos simples como azúcares, aminoácidos y péptidos convirtiéndolos a alcoholes, ácidos orgánicos volátiles como el ácido acético, propiónico, butírico, láctico, valérico, fórmico, etc., produciendo  $H_2$  y  $CO_2$  (Martí, 2002).

Algunas vías metabólicas sólo son posibles a bajas presiones de  $H_2$  y a 5-50 ppm de  $H_2$  existe una preferencia en la formación de acetato. Sin embargo, altas presiones de  $H_2$  pueden dar lugar a que predominen el propionato y el butirato. Incluso, la presión excesiva de hidrógeno puede dar lugar a la inhibición del sistema. En un reactor si no se controla bien esta etapa puede ocurrir una desestabilización del proceso entero, dado que, en caso de una sobrecarga, la hidrólisis de la materia orgánica provoca una sobreproducción de ácidos que va a acidificar exageradamente el medio y bajar el pH hasta niveles inhibitorios (López, 2012).

En la etapa de hidrólisis y acidogénesis se produce más energía y los organismos responsables crecen con mayor velocidad, por lo que la recuperación de las poblaciones frente a alguna alteración del medio es rápida. En las fases de acetogénesis y metanogénesis los rendimientos de energía son tan bajos que la actividad de las bacterias asociadas es extremadamente lenta y cualquier alteración tarda mucho tiempo en corregirse (Torres y Pérez, 2010).

### 2.2.2.2 Acetogénesis

Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos ( $H_2$  y acético), otros (etanol, ácidos grasos volátiles como valeriato, butirato, propionato, etc. y algunos compuestos aromáticos); durante la acetogénesis, los productos de la fermentación son convertidos en acetato, hidrógeno y bióxido de carbono (Guyot, 1990; Almendariz, 2001). Representantes de los microorganismos acetogénicos son *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*.

Las bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno, OHPA (obligate hydrogen producing acetogen) transforman los ácidos grasos de cadena corta en acetato,  $CO_2$  e  $H_2$ , pero se ven inhibidas por el  $H_2$  que ellas mismas producen. Su característica distintiva es que mantienen estrecha relación con las bacterias metanogénicas hidrogenófilas las cuales remueven el  $H_2$  producido, de tal forma que su actividad no se ve inhibida. Esta relación sintrófica recibe el nombre de transferencia interespecie de hidrógeno. Entre las bacterias más estudiadas están *Syntrophomonas wolfei* que oxida ácidos grasos saturados de  $C_4$  a  $C_8$  por mecanismos de  $\beta$ -oxidación *Syntrophobacter wolinii* que actúa sobre propionato, *Clostridium bryantii* que oxida ácidos grasos de  $C_4$  a  $C_{11}$  y *Syntrophomonas sapovorans* que oxida ácidos grasos de  $C_4$  a  $C_{18}$  y algunos insaturados (Saval y Noyola, 1992; Almendariz, 2001).

### 2.2.2.3 Metanogénesis

Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes dentro del consorcio de microorganismos anaerobios, ya que son los responsables de la formación de metano y de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores, esto llevado a cabo por un grupo de *Arqueobacterias* anaeróbicas estrictas. Las bacterias metanogénicas sintetizan el metano a partir de sustratos como: acetato,  $H_2$ ,  $CO_2$  (Ortiz, 2011 y Almendariz, 2001). Las bacterias que producen metano a partir de  $H_2$  crecen más rápido que las bacterias metanogénicas acetoclásticas, por lo que estas últimas generalmente limitan la tasa de transformación de material orgánico complejo presente en el agua residual a biogás,

además de ser las responsables de cerca del 60 – 70% de toda la producción de metano (Torres y Pérez, 2010).

Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea, y, morfológicamente, pueden ser bacilos cortos y largos, cocos de varias ordenaciones celulares, células en forma de placas y metanógenos filamentosos, existiendo tanto Gram positivos como Gram negativos. Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal, dividiéndose en los hidrogenofílicos, que consumen hidrógeno, y los acetoclásticos, que consumen acetato. (Ortiz, 2011).

El proceso de metanogénesis es llevado a cabo por dos vías diferentes dependiendo de los sustratos. Una vía empleada es la metanogénesis hidrogenofílica, en la cual el  $\text{CO}_2$  es reducido a metano, utilizando  $\text{H}_2$  como donador de electrones. Dentro de las bacterias involucradas en este proceso se pueden mencionar principalmente a *Methanobacterium formicium*, *Methanospirillum hungatei*, *Methanobrevibacter sp*; considerándose alrededor del 30% del metano producido. La otra ruta es la metanogénesis acetoclástica donde el acetato es reducido hasta metano y bióxido de carbono; aparentemente esta reducción está limitada al género *Methanosarcina*, entre las que se encuentra *M.barkeri*, *M. mazei*, *M. thermophila*, etc., y al género *Methanosaeta*; considerándose alrededor del 70% del metano producido por esta vía. (López, 2012; Ortiz, 2011 ).

### **2.2.3 Reacciones involucradas en la degradación anaeróbica**

En la tabla 2.4 se presentan las principales reacciones estequiométricas, implicadas en las diferentes etapas de la digestión anaerobia descritas anteriormente.

**Tabla 2.4** Reacciones involucradas en cada una de las etapas de la digestión anaerobia.

Reacciones	G (kJ/mol)
<b>Hidrólisis y acidogénesis</b>	
$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 4H_2 + 2H^+$	-215
$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \longrightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$	-318.1
$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3CH_2CH_2COO^- + 2HCO_3^- + 2H_2 + 3H^+$	-254.6
$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3CH_2OH + 2HCO_3^- + 2H^+$	-225.9
<b>Acetogénesis</b>	
$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \longrightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + 3H_2 + H^+$	+76
$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COO^- + 2H_2 + H^+$	+48.1
$2CO_2 + 4H_2 \longrightarrow 2CH_3COO^- + 2H_2O + H^+$	-95
<b>Metanogénesis</b>	
$CH_3COO^- + H^+ \longrightarrow CO_2 + CH_4$	-36
$4H_2 + CO_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O$	-131

Fuente: López, 2012.

## 2.2.4 Factores que influyen en el proceso de degradación anaeróbica

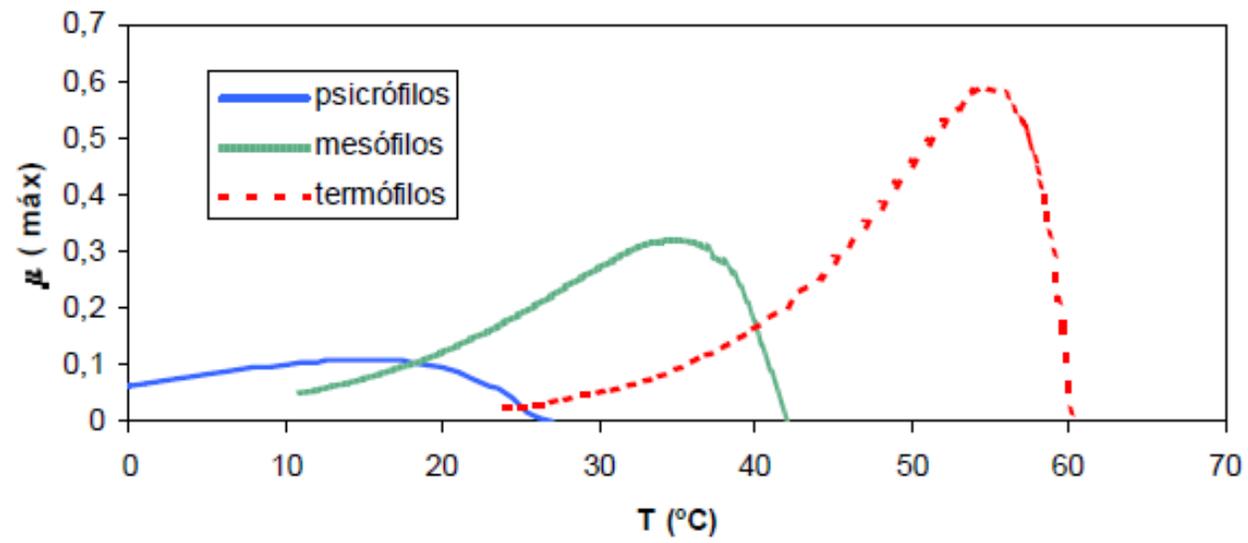
### 1. Temperatura

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que, a su vez, dependen de la temperatura. A medida que aumenta la temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión dando lugar a mayores producciones de biogás (Martí, 2002).

De acuerdo con González, (2012), al igual que en todos los procesos biológicos, el rendimiento de los procesos anaerobios es afectado significativamente por la temperatura de funcionamiento. La temperatura a la que ocurre la digestión anaerobia puede afectar significativamente la cinética, la estabilidad, la calidad del efluente y, por consiguiente, el rendimiento de metano.

Existen 4 rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos anaerobios: psicofílico, mesofílico, termofílico e hipertermofílica, siendo la velocidad máxima específica de crecimiento ( $\mu_{max}$ ) mayor conforme aumenta el rango de temperatura como muestra la Figura 2.3. Dentro de cada rango de temperatura, existe un intervalo para el cual dicho parámetro se hace máximo, determinando así la temperatura de trabajo óptima en cada uno de los rangos posibles de operación como muestra la Tabla 2.5 (Martí, 2002).

El mejor rendimiento se obtiene normalmente en la región de los dos rangos de temperatura óptima, de 32 °C a 42 °C para los procesos de mesofílicos y 55 °C a 65 °C para los termofílicos. Estas dos regiones representan por lo general los óptimos para el crecimiento de la metanogénesis. La degradación anaerobia se ha realizado tradicionalmente a temperaturas mesofílicas (González, 2012). El régimen mesofílico de operación es el más utilizado a pesar de que en la actualidad se está utilizando cada vez más el rango termofílico para conseguir una mayor velocidad del proceso (lo que significa un aumento en la eliminación de materia orgánica y en la producción de biogás) y una mejor eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, el régimen termofílico suele ser más inestable a



**Figura 2.3** Influencia de la temperatura en la tasa de crecimiento de los organismos metanogénicos (Ortega, 2002).

**Tabla 2.5** Intervalos comunes de temperatura para varias bacterias.

<b>Temperatura, °C</b>		
	<b>Intervalo</b>	<b>Óptimo</b>
<b>Psicrofílicas</b>	-10 - 20	12 - 14
<b>Mesofílicas</b>	10 - 50	32 - 42
<b>Termofílicas</b>	40 - 70	55 - 65
<b>Hipertermofílicas</b>	70 - 95	80 - 90

Fuente: Crites, 2000.

cualquier cambio de las condiciones de operación y presenta además mayores problemas de inhibición del proceso por la mayor toxicidad de determinados compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal o los ácidos grasos de cadena larga (Martí, 2002).

### **1. pH**

Al igual que todas las operaciones biológicas, el pH tiene un impacto significativo sobre el rendimiento de los procesos anaerobios, la actividad disminuye a medida que el pH se desvía de un valor óptimo. Según diversos autores este efecto es particularmente importante para los procesos anaerobios, porque los metanógenos se ven afectados en mayor medida que los otros microorganismos en la comunidad microbiana (González, 2012).

Un rango de pH de 6.8 a 7.4 en general, proporciona las condiciones óptimas para la metanógenesis, mientras que un pH entre 6.4 y 7.8 se considera necesario para mantener la actividad adecuada. El pH también afecta a la actividad de las bacterias acidogénicas, sin embargo, el efecto es menos significativo y sobre todo influye en la naturaleza de sus productos (González, 2012).

### **2. Nutrientes**

El proceso anaerobio se caracteriza por los bajos requerimientos de nutrientes, frente al aerobio, debido básicamente a los bajos índices de producción de biomasa que presenta. A pesar de ello, la biomasa requiere para su desarrollo del suministro de una serie de nutrientes minerales, además de una fuente de carbono y energía. Entre los nutrientes minerales del sistema anaerobio destacan nitrógeno, azufre, fósforo, hierro, cobalto, níquel, molibdeno, selenio, riboflavina y vitamina B12 (Speece, 1987). Estos nutrientes deben estar en forma directamente asimilable por los microorganismos. Los principales nutrientes son nitrógeno y fósforo, considerándose que la relación C/N debe oscilar entre 15-35/1 (Lobato, 2012).

### 3. Inhibidores

Existen ciertos inhibidores de la digestión anaerobia, entre estos, se pueden mencionar los compuestos clorados, como el  $\text{CCl}_4$ ,  $\text{CHCl}_3$  y  $\text{CH}_2\text{Cl}_2$  que son tóxicos a bajas concentraciones, el sulfuro, compuestos aromáticos, metales pesados y las altas concentraciones de sales,  $\text{NH}_4^+$  y AGV (Ácidos grasos volátiles), que pueden inhibir el proceso de la digestión en ciertas condiciones (González, 2012).

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal que favorecen los procesos anaerobios están generalmente dentro de rango de 50 a 200 mg/L mientras que las concentraciones entre 1,500 y 3,000 mg/L son inhibitorias cuando los niveles de pH se encuentran por encima de 7.4, y concentraciones superiores a 3,000 mg/L son tóxicos a todos los valores de pH. Para las aguas residuales con alto contenido de amonio o nitrógeno orgánico, el pH puede ser reducido mediante la adición de un ácido. El ácido clorhídrico es el producto químico ideal para este propósito porque ion cloruro tiene poco o ningún impacto sobre la biomasa anaerobia (González, 2012).

Un factor de importancia para estos casos de inhibición es si el sistema tuvo el tiempo necesario para adaptarse. Cuando el sistema logra un tiempo adecuado durante la adaptación, la digestión anaerobia con frecuencia puede tolerar concentraciones relativamente altas de la mayoría de estos compuestos (González, 2012).

### 4. Contenido de sólidos

Es un factor importante en el proceso anaerobio. Si la alimentación es muy diluida, los microorganismos no tienen alimento suficiente para sobrevivir, por el contrario, una alimentación muy concentrada reduce la movilidad de las bacterias y por lo tanto la efectividad del proceso, al dificultar el acceso de aquellas a su fuente de alimentación (De la Torre, 2008).

## **5. Tiempo de retención de los sólidos**

El tiempo de retención de sólidos (TRS) controla los tipos de microorganismos que pueden crecer y la medida en que las diversas reacciones se producen en el proceso. La determinación de la TRS es relativamente sencilla y esta debe ser igual o mayor al tiempo de retención hidráulico (TRH). El TRS también puede ser medido y controlado en UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), lo que se hace con más frecuencia es desechar los sólidos de forma manual para mantener un nivel fijo de lodos para las capas granulares y floculantes (González, 2012).

### **2.2.5 Cinética de la degradación anaeróbica**

La cinética global de un proceso fermentativo incluye tanto las etapas de transporte físico, como las etapas de reacción. En estos casos, si los procesos individuales que afectan a la velocidad global transcurren por caminos paralelos e independientes, la velocidad global será la suma de las diferentes velocidades individuales. Sin embargo, si el proceso global requiere que las diferentes etapas individuales se efectúen sucesivamente (en serie), la velocidad global del proceso vendrá dada por la correspondiente a aquella etapa que transcurre a menor velocidad. En estado estacionario, todas las etapas transcurrirán, por tanto, a la velocidad de la etapa más lenta (Fernández, 2008).

Considerando las características específicas del proceso de degradación anaerobia se deduce que:

1. La degradación anaerobia de la materia orgánica es un proceso heterogéneo y, por tanto, la ecuación cinética global ha de considerar tanto la velocidad intrínseca de reacción como la velocidad de transferencia de materia entre las fases reaccionantes.
2. Desde un punto de vista general, la degradación anaerobia se puede considerar como un conjunto de reacciones en serie y paralelo. El esquema representativo de las reacciones bioquímicas específicas que dan lugar a la transformación deseada comprende la actividad de varios grupos de microorganismos. Las reacciones pueden visualizarse tanto desde el punto de vista de la utilización del sustrato como de la

producción de metano (el sustrato se utiliza en paralelo para la síntesis de los microorganismos de cada grupo bacteriano y en serie para la formación de metano; el metano se genera en serie en cada una de las dos vías fundamentales de producción: acetoclástica y utilizadora de hidrógeno, pero ambas vías están conectadas en paralelo).

Desde el punto de vista cinético, la modelización de los procesos microbianos presenta obstáculos variados. Aunque las responsables últimas de las transformaciones que sufren los sustratos asimilados por los microorganismos son las enzimas celulares, la cinética enzimática no es directamente aplicable al trabajo con los microorganismos. (Fernández, 2008).

Diversos métodos han sido propuestos para evaluar la actividad microbiana anaerobia a partir de la caracterización de la actividad metanogénica específica (AME). Inicialmente el ensayo de AME fue utilizado para la selección del lodo a inocular, pero el ensayo puede ser una importante herramienta para el estudio de procesos anaerobios, según varios autores (Aznola *et al*, 2008).

### 2.2.5.1 Aplicación del modelo de Monod

La relación cinética comúnmente utilizada para la degradación anaerobia es la relación de Monod. De acuerdo con Olguín-Lora y colaboradores (2003), Monod fue el primero en investigar el efecto de la concentración de sustrato sobre la rapidez de crecimiento. Encontró que el ciclo procedía cuando se inoculaba medio nuevo con glucosa como única fuente de carbono y energía y con todos los otros nutrientes en exceso.  $\mu$  es constante durante la fase exponencial, luego tiende a cero en la fase de desaceleración, donde la concentración de sustrato,  $S$ , (Figura 2.4) es una hipérbola con una curva de saturación similar a la que se describe la cinética enzimática tipo Michaelis-Menten. La ecuación propuesta por Monod para describir esta curva.

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S}$$

*Ecuación 2.1*

Donde  $\mu$  es la rapidez específica de crecimiento (1/h),  $S$  es la concentración de sustrato (g/L).  $\mu_m$  es la rapidez específica de crecimiento máxima y  $K_s$  es la constante de Monod (g/L) que representa la concentración de sustrato que produce la mitad de  $\mu_{max}$ .

Según Olgún-Lora y colaboradores (2003) el modelo cinético de Monod se puede ajustar para obtener los parámetros cinéticos en la actividad metanogénica específica.

$$\mu_{DQO-CH_4} = \mu_{max} \frac{C_{acet.}}{K_s + C_{acet.}} \quad \text{Ecuación 2.2}$$

Dónde:

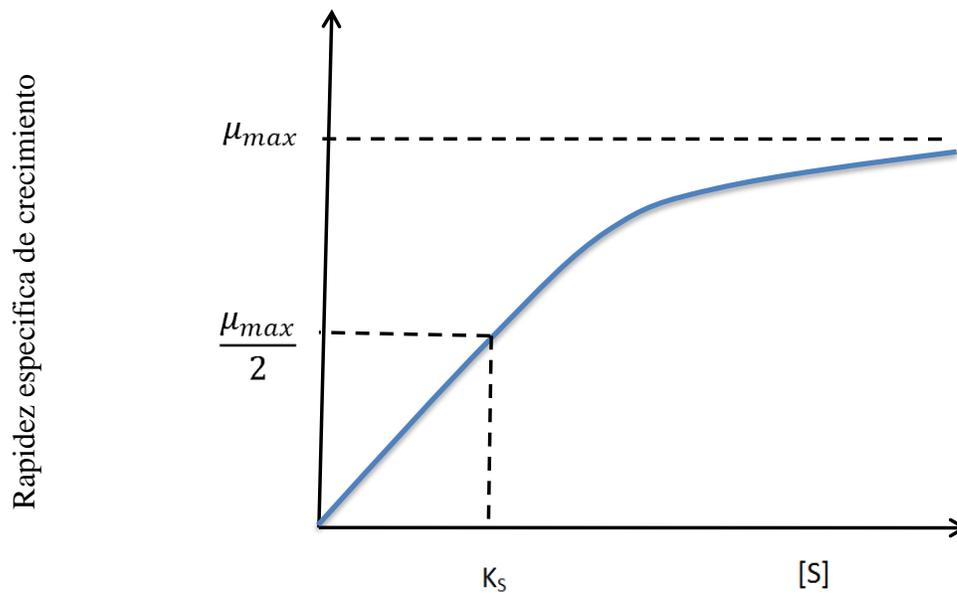
$\mu_{DQO-CH_4}$  Es la actividad metanogénica específica gDQO/gSSV·d.

$\mu_{max}$  Es la máxima actividad metanogénica específica gDQO/gSSV·d.

$C_{acet.}$  Es la concentración del acetato gDQO/L.

$K_s$  Es la constante de saturación media.

Durante la fase de crecimiento exponencial,  $S > K_s$  y, en consecuencia,  $\mu = \mu_m$  es decir en el cultivo intermitente la población crece a la máxima rapidez posible.  $K_s$  representa la afinidad de los organismos por el sustrato.



**Figura 2.4** Efecto de la concentración del sustrato sobre la tasa específica de crecimiento (Olgún-Lora y col., 2003).

## CAPÍTULO 3

### DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

#### 3.1 Ubicación de la Granja “CUEVAS G.S.P.R. DE R.I.” de Navojoa, Sonora.

El municipio de Navojoa está ubicado al sur del estado de Sonora en una extensión de 4380.69 Km<sup>2</sup>, el cual representa el 2.36% del territorio estatal y el 0.22% del nacional. Limita al norte con Cajeme y Quiriego, al este con Álamos, al sureste con Huatabampo y al oeste con Etchojoa (Figura 3.1) (Icedo, 2011).

La granja porcina de engorda “CUEVAS G.S.P.R. DE R.I.” se ubica en el kilómetro 4 de la carretera estatal No. 13 Navojoa- Álamos, a las afueras del este de la ciudad (Figura 3.2). El agua residual total de esta granja proviene de diferentes fuentes: del agua utilizada para el lavado de los cerdos, de las heces y orina producida y del agua para beber que desperdician los animales.

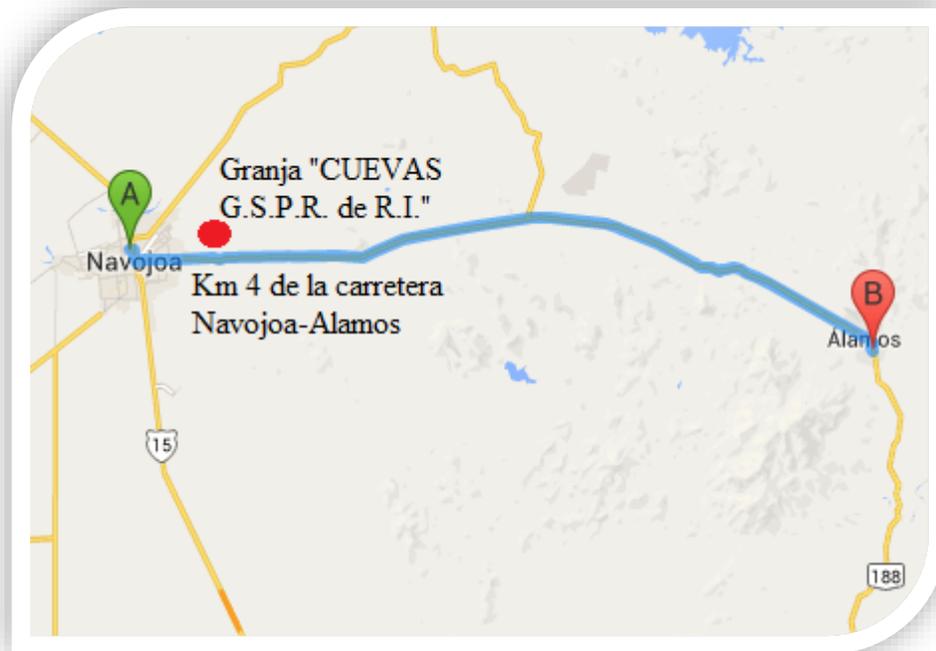
#### 3.2 Descripción del proceso de producción

El inicio del proceso de producción es con la llegada de los animales de la granja de destete. La granja recibe cerdos de 21 días de nacidos y peso aproximado de 4 -7 Kg, la forma del traslado es por medio de remolque. En la granja el crecimiento de los animales es hasta la edad de 265 a 270 días y peso aproximado de 70 Kg. La granja cuenta con dos secciones: la sección de destete y la sección de engorda, para un total de 6000 cerdos aproximadamente.

La sección de destete cuenta con un total de 11 salas en las cuales se distribuyen los cerdos de 21 a 25 días de nacidos que se reciben, cada una de ellas con una capacidad de aproximadamente 235 cerdos por sala. Aquí se da el crecimiento de los animales hasta la edad de 65 – 70 días y peso aproximado de 25 – 30 Kg.



**Figura 3.1** Localización del área de estudio (Icedo, 2011).



**Figura 3.2** Ubicación de la Granja “CUEVAS G.S.P.R. De R.I.” de Navojoa, Sonora.

En la Tabla 3.1 se presenta el número de corrales y la cantidad de cerdos por corral en las once salas de destete.

La sala 8 contiene los cerdos más pequeños, los cuales están distribuidos por color (Tabla 3.3).

En la sección de destete en cada corral se tienen dos bebederos de chupón colgante (Fig. 3.3) y un comedero de lámina galvanizada de cuatro bocas, con capacidad de 80 Kg cada comedero y se lava una o dos veces por semana.

La Tabla 3.2 muestra la sección de engorda la cual cuenta con 4 salas las cuales contienen 28 corrales cada una, con una capacidad aproximada de 40 a 50 cerdos por corral, con un peso de 70 Kg y de dos meses de edad. Esta sección se lava cada tercer día. Cada corral contiene 3 bebederos de chupón colgante (Fig. 3.3) y cuenta con un sistema de alimentación automático.

El esquema básico de producción de la Granja “CUEVAS G.S.P.R. DE R.I.” de Navojoa, Sonora, se ilustra en la Figura 3.4.

### **3.3 Descripción del proceso del tratamiento del agua residual**

La granja porcina “CUEVAS G.S.P.R. De R.I.” de Navojoa, Sonora, le da un tratamiento anaerobio al agua residual que se genera, en este proceso la descomposición de las excretas se lleva a cabo sin la presencia de oxígeno. Las bacterias involucradas son de dos categorías, las que forman ácido o las que sintetizan metano.

La granja con capacidad de 6000 cerdos, generadora de agua residual, cuenta con la instalación de una laguna anaerobia que es utilizada para tratar el agua residual generada. La laguna se encuentra herméticamente cubierta con plástico a fin de coleccionar el biogás producido, para su posterior combustión.

**Tabla 3.1** Población de cerdos en las salas de destete.

<b>SALA</b>	<b>Número de corrales por sala</b>	<b>Cerdos por corral</b>	<b>Subtotal</b>
<b>1</b>	8	27	216
<b>2</b>	12	15	180
<b>3</b>	8	30	240
<b>4</b>	12	18	216
<b>5</b>	8	26	208
<b>6</b>	16	15	240
<b>7</b>	8	22	176
<b>8</b>	8	30	240
<b>9</b>	8	29	232
<b>10</b>	10	40 a 50	450
<b>11</b>	12	15	180
		<b>Total</b>	<b>2278</b>

**Tabla 3.2** Población de cerdos en las salas de engorda.

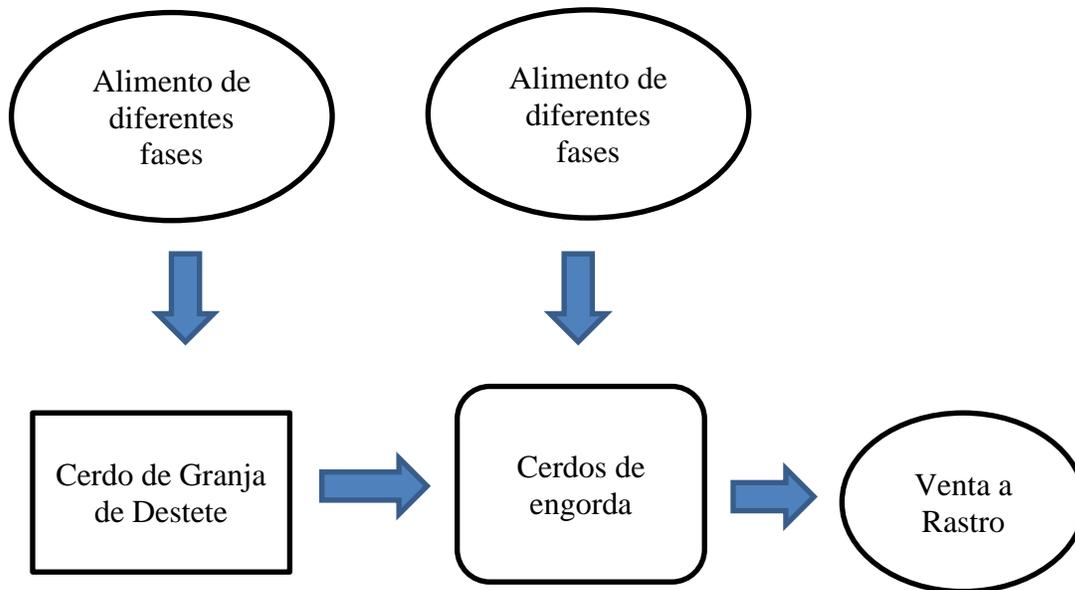
<b>SALA</b>	<b>Número de corrales por sala</b>	<b>Cerdos por corral</b>	<b>Subtotal</b>
<b>1</b>	28	40 a 50	1120
<b>2</b>	28	40 a 50	1120
<b>3</b>	28	40 a 50	1120
<b>4</b>	28	40 a 50	1120
<b>Total</b>			<b>4480</b>

**Tabla3.3** Cerdos por tamaño, color y peso.

<b>Tamaño</b>	<b>Color</b>	<b>Peso</b>
<b>Chico</b>	Rojo	4 kg
<b>Mediano</b>	Lila	5 kg
<b>Grande</b>	Blanco	6 a 7 kg



**Figura 3.3** Bebederos de chupón colgante.



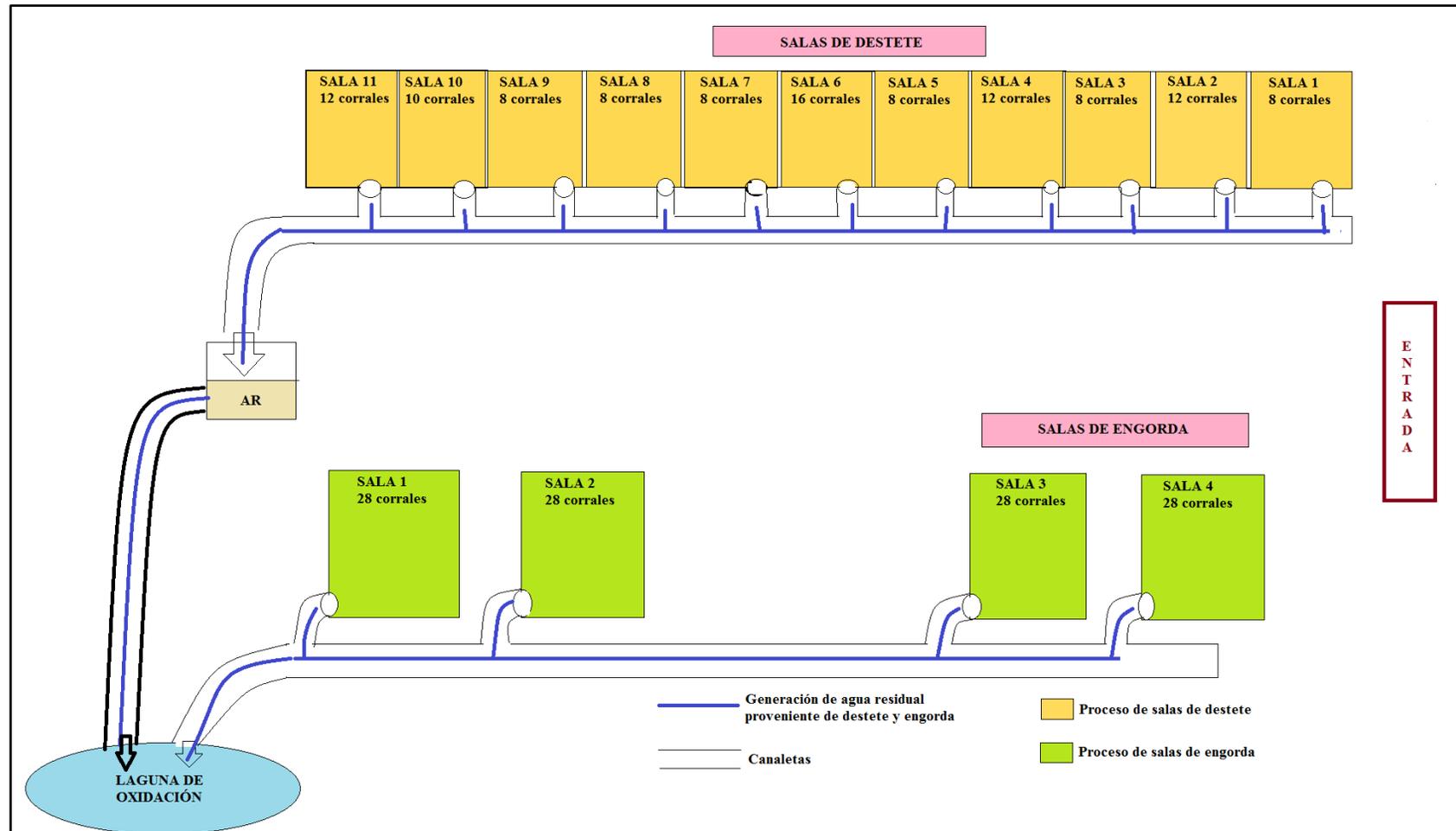
**Figura 3.4** Diagrama de flujo del proceso de producción de la granja.

### **3.3.1 Origen del agua residual**

La Figura 3.5 muestra las descargas de agua residual tanto de las salas de destete como de engorda de la granja “CUEVAS G.S.P.R. De R.I.” de Navojoa, Sonora.

### **3.4 Flujos de descargas**

Hay tres métodos populares para medir el caudal: 1) El uso de un contenedor, 2) El uso de un flotador y 3) El uso de un vertedero o presa medible. El utilizado en este trabajo de tesis fue con el uso de un contenedor. Se seleccionó un día de trabajo regular y se realizaron cada hora 10 mediciones. Para efectos de obtener el flujo horario diario se consideró que el flujo de las 18:00 hasta las 7:00 horas del otro día permanecía constante e igual al de las 8:00, como lo muestra la Tabla 3.4. Con lo que obtendríamos un flujo promedio de 17.69 L/min (25.5 m<sup>3</sup>/día).



**Figura 3.5** Esquema de las descargas de aguas residuales de la granja "CUEVAS G.S.P.R. De R.I." de Navjoa, Sonora.

**Tabla 3.4** Estimación del flujo de descargas del agua residual de la granja.

<b>Hora</b>	<b>Volumen (L)</b>	<b>Tiempo (Min)</b>	<b>Flujo (L/Min)</b>
<b>08:00</b>	16	1.28	12.50
<b>09:00</b>	16	1.36	11.76
<b>10:00</b>	16	1.40	11.43
<b>11:00</b>	16	1.46	10.96
<b>12:00</b>	16	1.02	15.69
<b>13:00</b>	16	0.23	69.57
<b>14:00</b>	16	0.33	48.48
<b>15:00</b>	16	0.56	28.57
<b>16:00</b>	16	0.66	24.24
<b>17:00</b>	16	0.98	16.33
<b>18:00</b>	16	1.28	12.50
<b>19:00</b>	16	1.28	12.50
<b>20:00</b>	16	1.28	12.50
<b>21:00</b>	16	1.28	12.50
<b>22:00</b>	16	1.28	12.50
<b>23:00</b>	16	1.28	12.50
<b>24:00</b>	16	1.28	12.50
<b>01:00</b>	16	1.28	12.50
<b>02:00</b>	16	1.28	12.50
<b>03:00</b>	16	1.28	12.50
<b>04:00</b>	16	1.28	12.50
<b>05:00</b>	16	1.28	12.50
<b>06:00</b>	16	1.28	12.50
<b>07:00</b>	16	1.28	12.50
<b>Flujo promedio</b>			<b>17.69</b>

## CAPÍTULO 4

### MATERIALES Y MÉTODOS

#### 4.1 Materiales

Los materiales y reactivos que se utilizaron para la realización del proyecto se muestran en la Tabla 4.1.

#### 4.2 Métodos

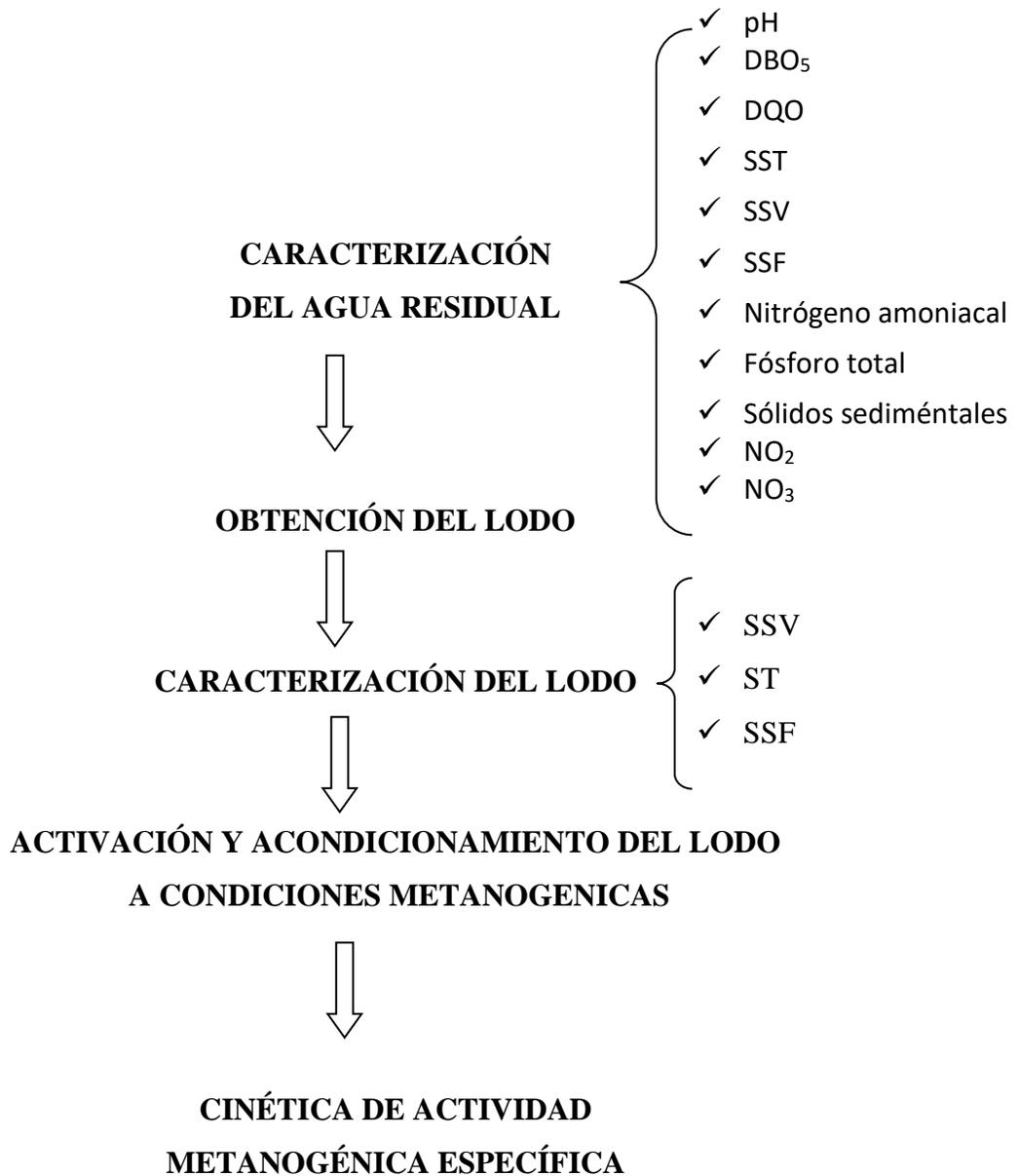
La Figura 4.1 muestra la metodología utilizada para el desarrollo del trabajo.

##### 4.2.1 Caracterización del agua residual

Analizando la operación de la granja porcina “CUEVAS G, S.P.R. de R.I.” de Navojoa, Sonora, se decidió tomar muestras simples de 4 L tanto de las salas de destete como de engorda respectivamente durante el periodo de lavado de los corrales. Para lo anterior se utilizó un recipiente de polietileno previamente lavado y enjuagado con el agua a muestrear. Se transportó al laboratorio de medio ambiente de la Universidad de Sonora, Unidad Centro, para la caracterización y se le determinó DQO, DBO<sub>5</sub>, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos fijos, sólidos suspendidos volátiles, sólidos sedimentables (Standard Methods 1999 y NMX), fósforo total, nitrógeno total y nitrógeno amoniacal (estos tres últimos por métodos HACH del DR 5000). También se determinó la DBO<sub>5</sub> mediante pruebas respirométricas. Para la recolección de la muestra se siguieron las recomendaciones de la norma NMX-AA-003-1980.

**Tabla 4.1** Materiales y reactivos

<b>M a t e r i a l e s:</b>	<b>R e a c t i v o s:</b>
Botellas serológicas de 150 ml	Hidróxido de sodio al 3%
Botellas serológicas de 60 ml	Glucosa
Probeta de 10 ml	Inóculo (lodo)
Baño maría con agitador 35°C	Medio mineral Visser
Soporte de botellas serológicas	Rojo de metilo
Tapones de hule	Agua deionizada
Anillos de aluminio	
Jeringa para insulina 1ml (multifacet)	
Pinzas para sellar anillos de aluminio	
Pinzas para destapar anillos de aluminio	
Pipeta de 10 ml sin punta	
Matraz de aforación 1L	
Balanza analítica	
Jeringas de 10 ml BD Plastipack	
Pipetas de 5 ml	
Placa de agitación	
Embudo de plástico	
Vaso de precipitado de 500 ml	
Mangueras látex (diámetro interno 3.97mm, diámetro externo 6.3mm)	



**Figura 4.1** Esquema de la metodología utilizada.

#### **4.2.1.1 Determinación respirométrica de la DBO<sub>5</sub>**

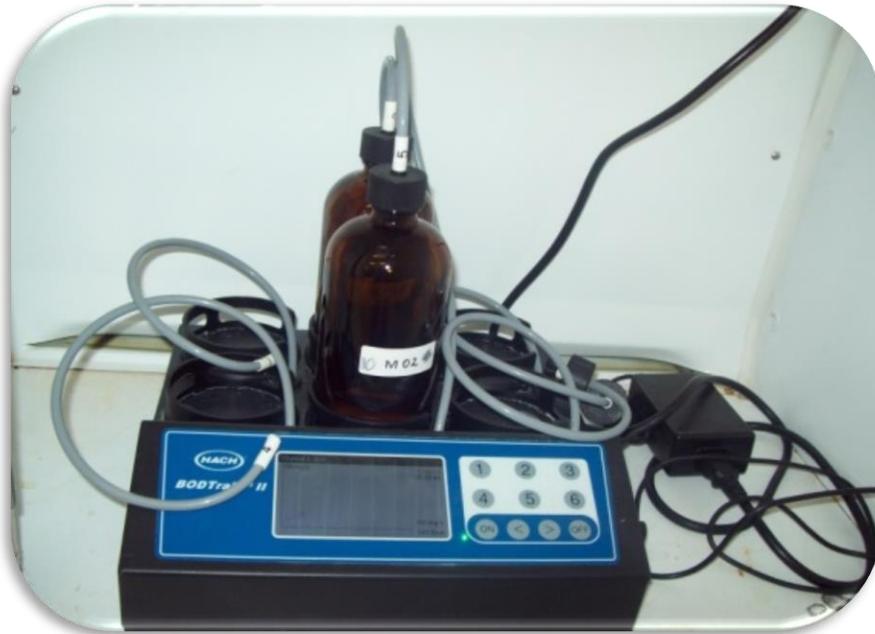
Los métodos respirométricos implican medida de cantidad de oxígeno consumido durante la conversión de la materia orgánica en la muestra, bajo condiciones controladas de temperatura constante, presión y mezcla. Los resultados de las pruebas respirométricas pueden correlacionarse con los resultados de la prueba de DBO<sub>5</sub>, realizada por el método convencional (Crites y Tchobanoglous, 2000). En la figura 4.2 se muestra el respirómetro usado para determinar en forma continua los valores de la DBO a los 10 días.

#### **4.2.2 Actividad metanogénica específica (AME)**

La AME puede definirse como la máxima capacidad de producción de metano por un grupo de microorganismos anaerobios, realizada en condiciones controladas de laboratorio que permita la máxima actividad bioquímica de conversión del sustrato orgánico a metano (Ortiz, 2011).

Las unidades en las que se expresa la AME son mgDQO/gSSV·día, o mlCH<sub>4</sub>/gSSV·día. Es una manera indirecta de evaluar el desempeño de bacterias que intervienen en la digestión anaerobia. Además, el conocimiento de la AME de un lodo permite establecer la capacidad máxima de eliminación de DQO de la fase líquida, permitiendo estimar la carga orgánica máxima que puede ser aplicada a un reactor impidiendo su desestabilización; asimismo, la AME también permite determinar la concentración mínima de biomasa requerida en el reactor para garantizar la reducción de la carga orgánica aplicada y evalúa el comportamiento de la biomasa contaminada (Ortiz, 2011).

Para la prueba de la Actividad Metanogénica Específica, se recolectaron 2 muestras simples de agua residual, la muestra 1 de las salas de destete y la muestra 2 de las salas de engorda, en un horario de 8:00 a 8:30 am horas, las muestras de agua se transportaron en una hielera a una temperatura de 4 °C al laboratorio del Edificio 5C del Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia de la Universidad de Sonora Unidad Centro, en un tiempo no mayor de 5 horas después de su recolección.



**Figura 4.2** Respirómetro usado para determinar en forma continua valores de la DBO.

#### 4.2.2.1 Caracterización de los lodos anaerobios

La biomasa para el montaje de la cinética de la actividad metanogénica específica (AME), se obtuvo del reactor UASB (Up Flow Anaerobio Sludge Blanket) que trataba el agua residual de una Industria Cervecera Tecate de la Cd. Navojoa, Sonora. Al lodo se le determinó las siguientes características físicas: sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos totales (ST), y sólidos fijos (SF), siguiendo los procedimientos del Standard Methods, 1995.

#### 4.2.2.2 Montaje del dispositivo

La prueba de la Actividad Metanogénica Especifica (AME), se llevó a cabo por duplicado en botellas serológicas de 150 ml, con un volumen de operación de 120 ml. Se utilizó una cantidad del inóculo de 3g SSV/L, un blanco de glucosa con 2 gDQO/L, agua residual porcícola muestra 1 con 7.412 gDQO/L, muestra 2 con 8.758 gDQO/L y medio mineral Visser mostrado en la Tabla 4.2. Se prepararon 5 diferentes diluciones de la muestra con una concentración de 1, 2, 3, 4 y 5 gDQO/L. Las botellas fueron selladas con tapones de hule y anillo de aluminio, posteriormente fueron incubadas a una temperatura estándar de 35°C. La producción de metano se midió cada 24 horas por un periodo de 70 días, por desplazamiento de una solución de hidróxido de sodio al 3%, como se muestra en la Figura 4.3.

La Actividad Metanogénica Especifica (AME) se calculó utilizando la ecuación 4.1, obteniendo la pendiente del metano producido respecto al tiempo, calculada en el intervalo de mayor velocidad de producción de metano.

$$AME = \frac{m}{\left(\gamma \frac{CH_4}{DQO}\right)(X)} \quad \text{Ecuación 4.1}$$

Dónde:

$$m = \text{Pendiente} \left( \frac{L_{CH_4}}{d} \right) (\text{STP})$$

X = Biomasa (gSSV)

$$\gamma \frac{CH_4}{DQO} = \text{coeficiente de conversión de metano} = 0.35 \frac{L_{CH_4}}{gDQO}$$

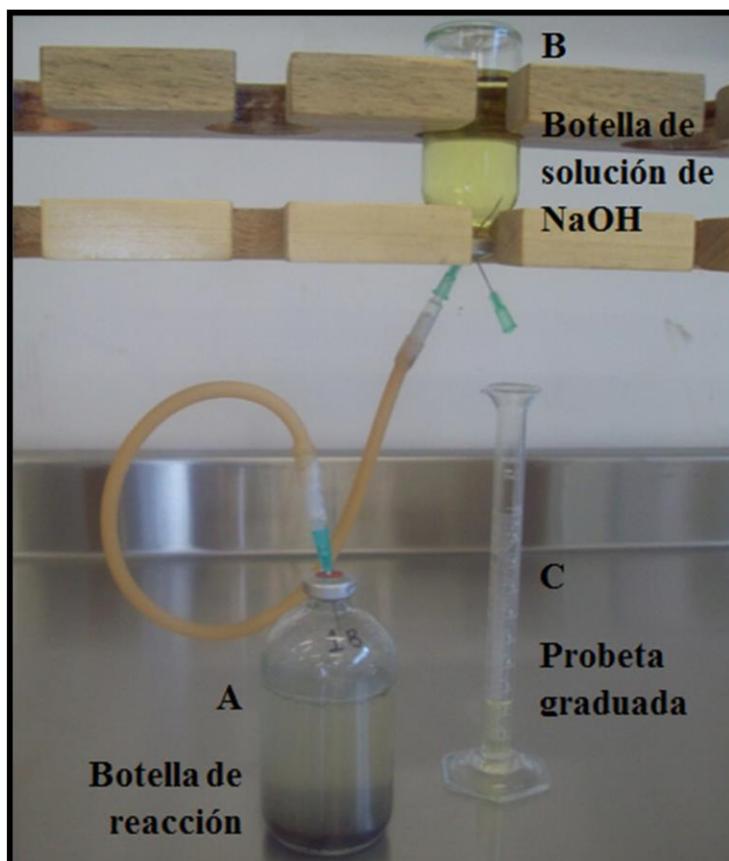
**Tabla 4.2** Medio mineral propuesto por Visser (1995) para pruebas de AME.

<b>Componentes</b>	
<b>NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O</b>	703 mg/L
<b>K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub></b>	600 mg/L
<b>NH<sub>4</sub>CL</b>	280 mg/L
<b>MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O</b>	111 mg/L
<b>CaCL<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O</b>	6 mg/L
<b>Extracto de Levadura</b>	20 mg/L
<b>Elementos traza</b>	1 ml/L
<b>Bicarbonato</b>	2 g/L

<b>Solución de elementos traza</b>	
<b>Compuesto</b>	<b>mg·L-1</b>
FeCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	2000
MnCl <sub>2</sub>	500
EDTA	500
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	100
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	50
ZnCl <sub>2</sub>	50
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> ·4H <sub>2</sub> O	50
AlCl <sub>3</sub>	50
NiCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	50
CoCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	50
CuCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	50
HCl concentrado	1 ml·L-1

EDTA: Ácido Etileno Diamino Tetracético



**Figura 4.3** Medición de metano por desplazamiento de una solución de NaOH al 3%. A) Botella serológica, B) Botella con solución de NaOH 3% y C) Probeta para medir el NaOH desplazado por el metano.

### 4.2.3 Métodos analíticos

#### 4.2.3.1 Caracterización del lodo (Sólidos Suspendedos Volátiles)

##### Fundamento

Se filtró una muestra previamente homogeneizada, mediante un filtro estándar de fibra de vidrio (Whatman 934-AH; tamaño de retención de partículas de 1.5  $\mu\text{m}$ ), previamente tarado en seco. El residuo retenido en el mismo se seca a peso constante a 103 - 105° C. El aumento de peso de filtro representa los sólidos totales en suspensión (NMX-AA-034-SCFI-2001).

##### Procedimiento

- ✓ Se colocó el crisol de porcelana por media hora a 550 °C en mufla después se pasa a un desecador para que enfrié y posteriormente pesarlo (peso del crisol).
- ✓ Se agregaron con una pipeta despuntada 10 ml de lodo anaerobio. Se eliminó toda el agua posible en una parrilla de calentamiento. Posteriormente se pasa a la estufa a 100 °C por un lapso de 2 horas, después se pasó al desecador para que enfrié y se pesó (peso a 100° C).
- ✓ Se colocó el crisol en la mufla a 550 °C por una hora y pasó al desecador y se anotó el peso del crisol (peso a 550 °C).

##### Cálculos

$$ST = \frac{\text{Peso a } 100^{\circ}\text{C} - \text{Peso Crisol}}{\text{Volumen de la muestra}}$$

**NOTA:** Unidades g/L

$$SF = \frac{\text{Peso de } 550^{\circ}\text{C} - \text{Peso Crisol}}{\text{Volumen de la muestra}}$$

$$SSV = ST - SF = g/L$$

#### **4.2.3.2 Activación y aclimatación de lodos anaerobios**

1. Se tomaron tres muestras del lodo (de 300 ml cada una) y se aforo con medio mineral mostrado en Tabla 4.3 en una relación de 1:3 en matraces Erlenmeyer de 1000 ml.
2. Se fijó un periodo de incubación de 12 a 20 días en una incubadora con agitación marca New Brunswisck Scientific modelo C76 a una temperatura de 35 grados centígrados y 50 RPM.
3. Se determinó cada 24 horas la DQO y se reinoculaba medio mineral cada tercer día.
4. A partir de los resultados de DQO se determinó el momento en el cual el lodo alcanzo la mayor actividad.

#### **4.2.3.3 Toma de muestra de lodos**

1. Decantar el sobrenadante y guardarla en un recipiente.
2. Reposar 15 minutos hasta que el contenido de lodos asiente y decantar nuevamente el agua sobrenadante.
3. Homogenizar el lodo y tomar la muestra con una pipeta serológica despuntada.

**Tabla 4.3** Medio mineral empleado para la activación.

		<b>Elementos traza</b>	
<b>Compuesto</b>	<b>g/L</b>	<b>Compuesto</b>	<b>mg/L</b>
NH <sub>4</sub> Cl	1.045	FeCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	2000
KCl	0.27	MnCl <sub>2</sub>	500
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0.17	EDTA	500
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	0.185	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	100
CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.05	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	50
Dextrosa	0.5	ZnCl <sub>2</sub>	50
Extracto de levadura	0.02	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> ·4H <sub>2</sub> O	50
Elementos traza	1 mL/L	AlCl <sub>3</sub>	50
		NiCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	50
		CoCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	50
		CuCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	50
		HCl concentrado	1 mL/L

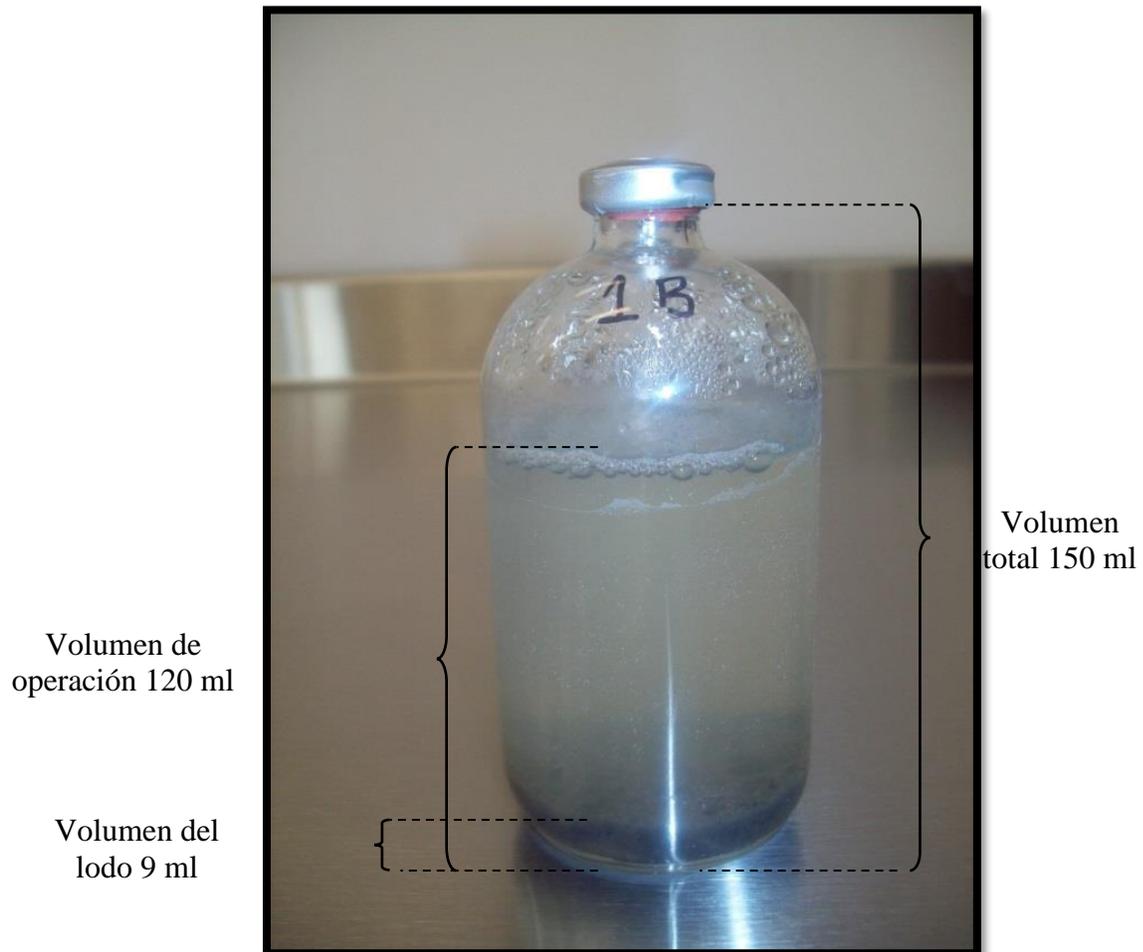
#### 4.2.3.4 Prueba de la actividad metanogénica

##### Fundamento

La Actividad Metanogénica Específica (AME =  $\text{gDQO-CH}_4 \cdot \text{gSSV-1} \cdot \text{d-1}$ ) se basa en la velocidad de producción de metano, expresado como DQO, con respecto a la biomasa expresado como el contenido de sólidos suspendidos volátiles (SSV) por día. Es una manera indirecta de evaluar el desempeño de bacterias que intervienen en la digestión anaerobia (Almendáriz, 2001).

##### Procedimiento

- ✓ Se agregaron 12.68 ml de lodo y medio mineral a las botellas serológicas de 150 ml y se dejaron reposar por 24 horas a 35 °C.
- ✓ Para las pruebas de actividad metanogénica se utilizó un volumen de operación de 120 ml.
- ✓ El volumen de sólidos suspendidos volátiles se fijó a 3 g/L y la concentración de DQO de la muestra de agua residual empleada de 1, 2, 3, 4,5 y directa gDQO/L.
- ✓ Las botellas se sellaron con tapones de hule y anillos de aluminio para botellas serológicas, posteriormente se incubaron a 35 °C.
- ✓ Se midió el volumen desplazado de una solución de NaOH al 3%, lo cual indica los ml de metano generados.



**Figura 4.4** Diagrama de las botellas serológicas utilizadas en las pruebas de AME.

## CAPÍTULO 5

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 5.1 Caracterización de aguas residuales

Los principales contaminantes de estas descargas son: materia orgánica, sólidos suspendidos, sólidos sedimentables, nitrógeno y fósforo total. En la Tabla 5.1 se muestran los resultados de los análisis de la caracterización del agua residual de las salas de destete de la granja, donde se pueden observar valores de 4674.60 mg/l de DBO<sub>5</sub> y 7412.36 mg/l de la DQO. Mientras que en la Tabla 5.2 se muestran los resultados de la caracterización del agua residual de las salas de engorda, observándose valores de 4153.57 mg/l de DBO<sub>5</sub> y 8758 mg/l de la DQO, que se muestran por arriba del límites máximos permisibles (LMP) que especifica la NOM-001-SEMARNAT-1996<sup>(1)</sup> en las salas de destete y engorda.

La mayoría de los parámetros sobrepasan con mucho los LMP de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para su descarga en un cuerpo de agua, siendo el fósforo total el único por debajo de los valores permisibles para la descarga en ríos para uso agrícola.

#### 5.2 Caracterización de lodos

La Tabla 5.3 muestra la caracterización del lodo anaerobio utilizado en este trabajo de tesis, donde se muestra el resultado de 28.38 g/L de los sólidos suspendidos volátiles (SSV). Estos permiten determinar de manera indirecta la biomasa y se obtienen al restar las cenizas (SSF) a los sólidos suspendidos totales (SST).

#### 5.3 Activación y aclimatación de lodos anaerobios

En la Figura 5.1 se presenta el proceso de activación y aclimatación de los lodos empleados en las pruebas de actividad metanogénica, los cuales se incubaron de 12 a 20 días y se le determinó la DQO cada 24 horas hasta que el lodo alcanzó su máxima eficiencia de remoción 82% en 30 días.

**Tabla 5.1** Caracterización del agua residual de destete.

PARAMETRO	Concentración (mg/L)	LMP NOM-001- SEMARNAT-1996 <sup>(1)</sup>	
		PM	PD
pH <sup>(2)</sup>	7.32		
DBO <sub>5</sub>	4674.60	150	200
DQO	7412.36	---	---
SST	13,650	150	200
SSV	12,000	---	---
SSF	1,650	---	---
Sólidos sedimentables	200	1	2
Fósforo total	17.628	20	30
Nitrógeno amoniacal	153.067	---	---
NO <sub>2</sub>	46.3382	---	---
NO <sub>3</sub>	24.7783	---	---
Nitrógeno total	---	40	60

(1) Descarga en ríos uso agrícola (A).

(2) El rango permisible es de 5 a 10 unidades.

LMP Límite máximo permisible.

PM Promedio mensual.

PD Promedio diario.

**Tabla 5.2** Caracterización del agua residual de engorda.

PARAMETRO	Concentración (mg/L)	LMP NOM-001-SEMARNAT-1996 <sup>(1)</sup>	
		PM	PD
pH <sup>(2)</sup>	6.98		
DBO <sub>5</sub>	4153.57	150	200
DQO	8758	---	---
SST	23,375	150	200
SSV	17,925	---	---
SSF	5,450	---	---
Sólidos sedimentables	170	1	2
Fósforo total	17.818	20	30
Nitrógeno amoniacal	7.467	---	---
NO <sub>2</sub>	37.6646	---	---
NO <sub>3</sub>	11.4349	---	---
Nitrógeno total	---	40	60

(1) Descarga en ríos uso agrícola (A).

(2) El rango permisible es de 5 a 10 unidades.

LMP Límite máximo permisible.

PM Promedio mensual.

PD Promedio diario.

**Tabla 5.3** Características físicas del lodo anaerobio.

Parámetro	Concentración (g/L)
Sólidos suspendidos volátiles	28.38
Sólidos suspendidos totales	42.46
Sólidos suspendidos fijos	14.08

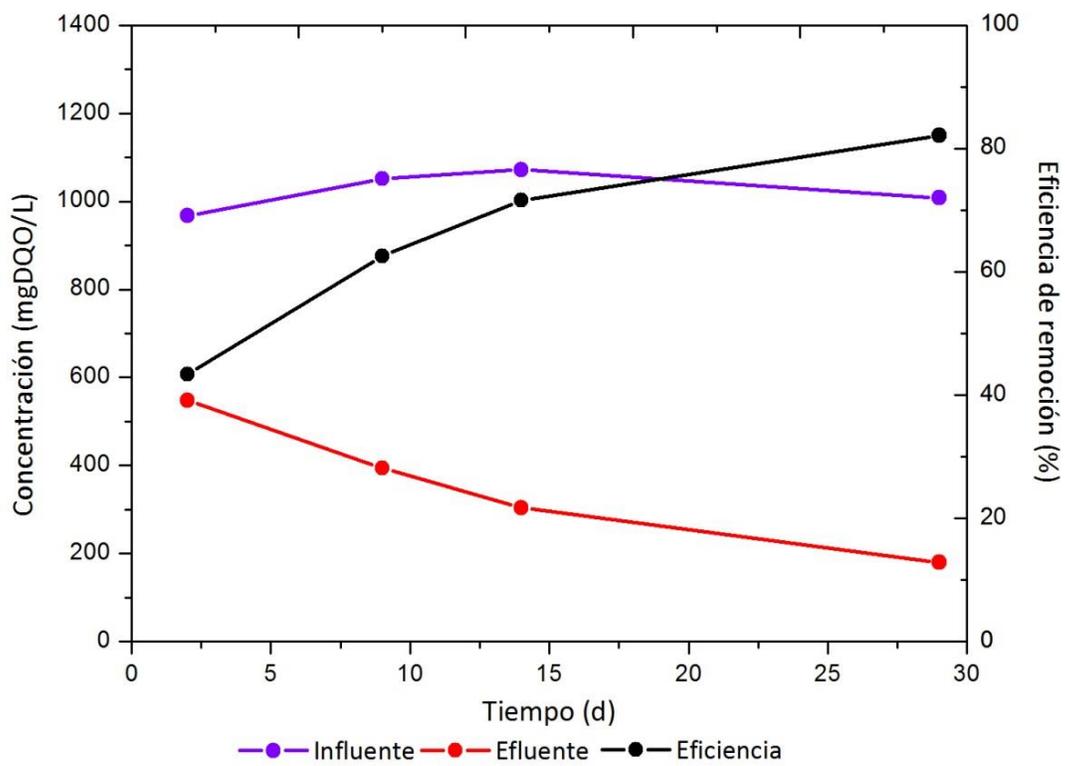


Figura 5.1 Concentración de DQO en mg/L y su eficiencia de remoción.

#### 5.4 Actividad metanogénica

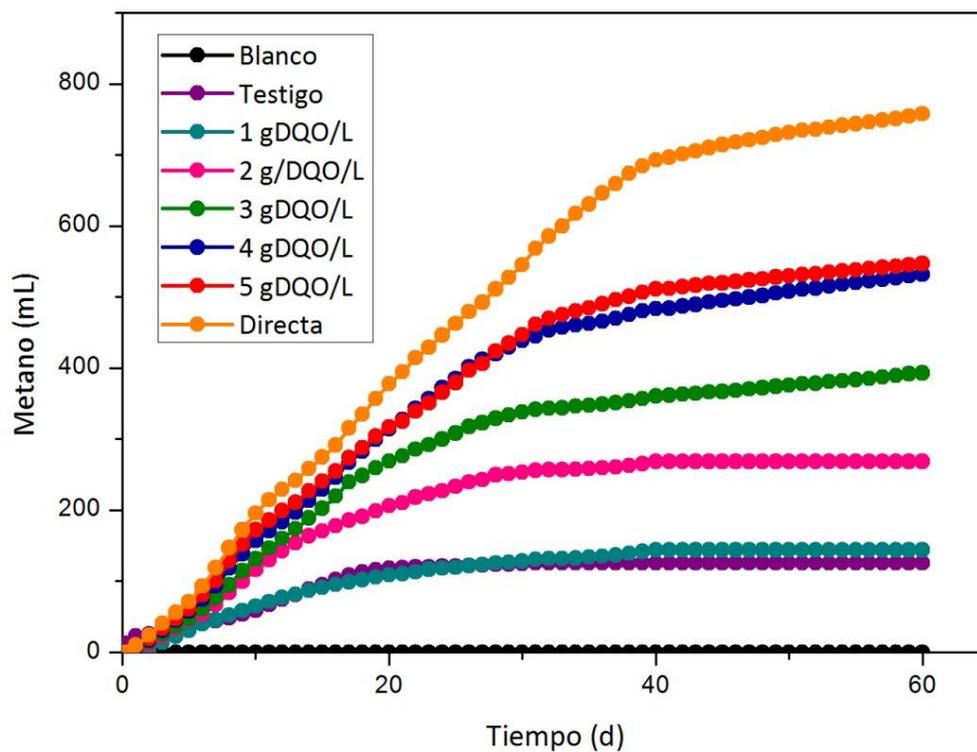
La Actividad Metanogénica Específica (AME) del agua residual de la granja “CUEVAS G, S.P.R. DE R.I.” de Navojoa, Sonora, se evaluó a diferentes concentraciones de DQO.

En las Figuras 5.2 y 5.3 se observa la producción de metano de la degradación anaeróbica del agua residual en las pruebas por lote de las salas de destete y engorda respectivamente. Las mediciones de la generación de biogás fueron hechas cada 24 horas. Es posible observar que, al aumentar la concentración del agua residual en términos de la DQO, la producción de metano aumenta, obteniéndose una producción de metano a los 60 días de 757 mL para la muestra directa de la sala de destete y de 574 mL a los 62 días para la muestra directa de la sala de engorda.

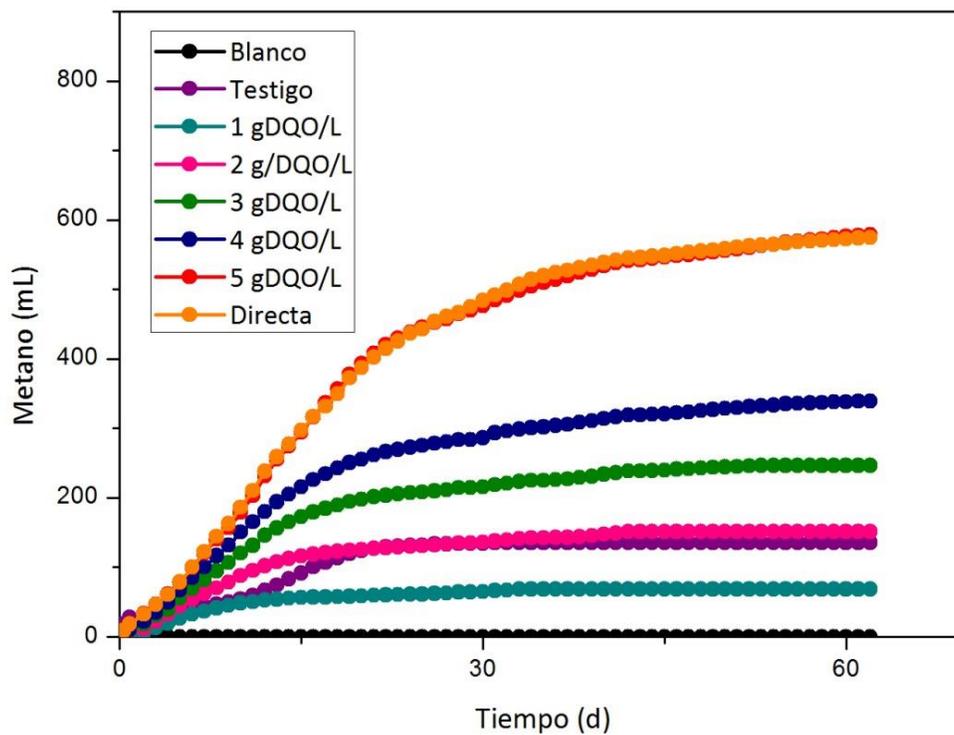
Con estos valores se obtuvieron el promedio de 665.5 mL de metano generado en aproximadamente 60 días por cada 111 mL de agua residual de muestra directa, lo cual representa una generación específica de 6 litros de metano por cada litro de agua residual.

De acuerdo con la cantidad promedio estimada de las descargas de agua residual de 25.5 m<sup>3</sup>/día, y a la generación de 6 litros de metano por cada litro de agua residual, se esperaría una generación promedio de 153 m<sup>3</sup> de metano generado por día en condiciones de 1 atm de presión y 25 °C.

Se estima que la emisión de metano para el sector ganadero en México es de 116 Kg CH<sub>4</sub>/año por cabeza, según un estudio realizado por Zúñiga en el 2016, en el estado de México. La emisión de metano en el estado de Sonora es de 0.0030 – 0.0155 Mton, en el 2015 (INECC, 2018).



**Figura 5.2** Cinética de actividad metanogénica variando la concentración de DQO en la muestra de agua residual de las salas de destete.



**Figura 5.3** Cinética de actividad metanogénica variando la concentración de DQO en la muestra de agua residual de las salas de engorda.

El poder calorífico promedio del metano es de 33386 kJ/m<sup>3</sup> bajo condiciones de presión de 1 atm y 273 K (García, 2006). Considerando el metano como gas ideal (Z=0.99802, a 1 atm y 15 °C) el volumen ajustado es de 140.16 m<sup>3</sup> por día. Obteniendo un cálculo de 4.69 GJ por día de energía, lo cual es equivalente a mantener encendidos 541 focos de 100 Watts todo el día; o bien 72.63 motores de 1 HP funcionando todo el día. Es decir, la instalación de aprovechamiento de metano tendría una potencia energética de 72.63 HP (54.16 kW).

En la Tabla 5.4 se representan los cálculos de la actividad metanogénica específica para cada concentración de DQO a partir de la ecuación 4.1 de la página 48. Con estos datos se elaboran las Figuras 5.4 y 5.5, cuyas gráficas ajustadas les representan los modelos de la degradación anaerobia de las pruebas por lotes en los frascos de 150 mL tanto para la muestra de la sala de destete como la de engorda. Los parámetros de cada modelo se establecen en las propias figuras, quedando ambas ecuaciones como:

Ecuación 5.1

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad \text{Para el modelo cinético de las aguas de destete}$$

Ecuación 5.2

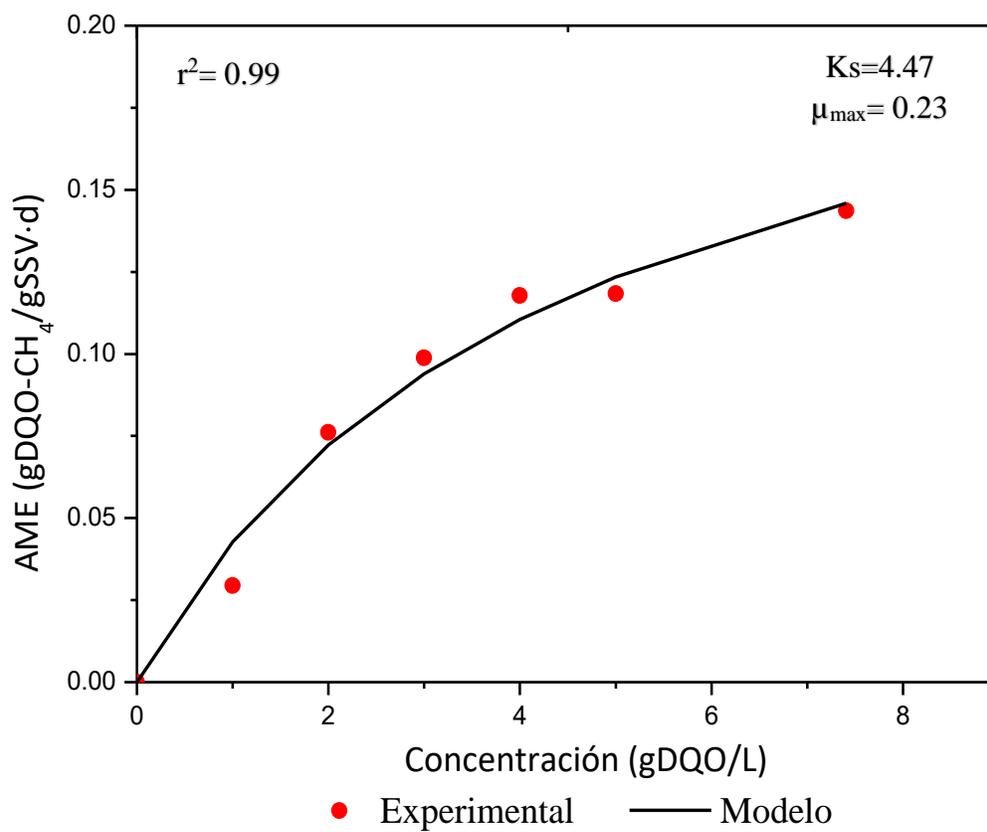
$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad \text{Para el modelo cinético de las aguas de engorda}$$

$$\mu = 0.23 \frac{7.41}{4.47 + 7.41} = 0.14346 \quad \text{Salas de destete}$$

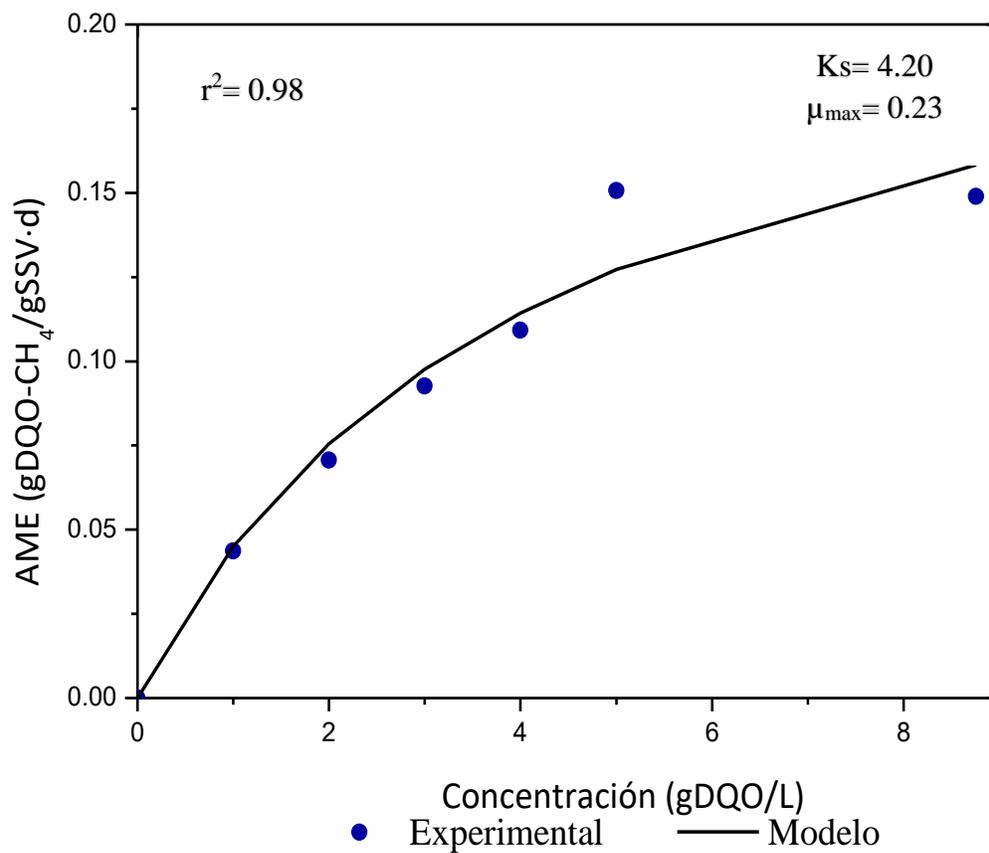
$$\mu = 0.23 \frac{8.75}{4.20 + 8.75} = 0.15541 \quad \text{Salas de engorda}$$

**Tabla 5.4** Actividad Metanogénica Especifica a partir de datos experimentales.

<b>SUSTRATO (gDQO/L)</b>	<b>ACTIVIDAD METANOGENICA ESPECÍFICA, gDQO/(gSSV•d)</b>	
	<b>DESTETE</b>	<b>ENGORDA</b>
1	0.02938	0.04362
2	0.07614	0.07070
3	0.09881	0.09260
4	0.11780	0.10925
5	0.11836	0.15068
7.41	0.14255	0.14895
8.75	0.15223	0.15541



**Figura 5.4** Modelo cinético de la degradación anaerobia de las pruebas por lote para la muestra de las salas de destete.



**Figura 5.5** Modelo cinético de la degradación anaerobia de las pruebas por lote para la muestra de las salas de engorda.

## CAPÍTULO 6

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

#### 6.1 Conclusiones

La granja en estudio no presenta diferencia significativa en la caracterización del agua residual de las salas de destete y engorda, solo en el parámetro de nitrógeno amoniacal de las de las salas de destete (153.067 mg/L) comparado con las de engorda (7.467 mg/L).

La Actividad Metanogenica Especifica muestra que el agua residual de las salas de destete (757 mL) de la granja generan un mayor volumen de biogás que las salas de engorda (574 mL) a los 60 días.

El modelo cinético obtenido para este tipo de aguas residuales explica el comportamiento de la degradación anaeróbica de posible tipo de descargas de dos etapas de granjas porcinas. Los valores de  $\mu_m$  ( $0.23 \text{ d}^{-1}$ ) obtenidas están en los rangos reportados en otras investigaciones para desechos ganaderos (Tabla 2.6). Mientras que los valores de la constante de saturación  $K_s$  (4.47 y 4.20 gDQO/L) fueron elevados por los altos contenidos de materia orgánica presente en las aguas estudiadas.

De los resultados listados en el párrafo anterior, podemos establecer que las constantes cinéticas  $K_s$  y  $\mu_m$  obtenidas para el modelo de la Ec. 1 fueron muy similares tanto para la degradación de las aguas residuales de las salas de destete como de las de engorda en la Granja en estudio.

Los cerdos de las salas de engorda generan muestras más concentradas y eso hace que se comporte igual que el testigo (Fig. 5.4). El comportamiento cinético de las muestras de aguas residuales de las salas de destete y engorda presentan mucha concordancia con el comportamiento del Modelo de Monod a diferentes concentraciones de sustrato inicial (Fig. 5.5).

Utilizando el dato del poder calorífico promedio del metano de  $33386 \text{ kJ/m}^3$  bajo condiciones de presión de 1 atm y 273 K (García, 2006), y considerando el metano como gas ideal ( $Z=0.99802$ , a 1 atm y  $15 \text{ }^\circ\text{C}$ ) para obtener la tasa de generación de metano de  $140.16 \text{ m}^3$  por día. Tenemos un valor de generación promedio de energía de 4.69 GJ, lo cual es equivalente a mantener encendidos 541 focos de 100 Watts todo el día; o bien 72.63 motores de 1 HP funcionando todo el día. Es decir, la instalación de aprovechamiento de metano tendría una potencia energética de 72.63 HP (54.16 kW).

## **6.2 Recomendaciones**

Realizar este estudio para aguas residuales recolectadas en diferentes periodos estacionales, así como, identificar la influencia de productos de limpieza e higiene en el lavado de los corrales en la generación de metano.

Iniciar el mantenimiento y reparación del biodigestor anaeróbico para asegurar condiciones de hermeticidad que aseguren mayor rendimiento y continuidad de la generación de metano, así como descargas de agua al subsuelo.

# ANEXOS

## ANEXO 1: Normas técnicas mexicanas utilizadas en la caracterización del agua residual.

Tabla A.1 Parámetros medidos en la caracterización del agua residual de acuerdo a las normas técnicas mexicanas.

<b>PARAMETRO</b>	<b>NORMAS</b>
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
DBO5	NMX-AA-028-SCFI-2001
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001
SST	NMX-AA-034-SCFI-2001
SSV	NMX-AA-034-SCFI-2001
SSF	NMX-AA-034-SCFI-2001
Fósforo total	NMX-AA-029-SCFI-2001
Nitrógeno total	NMX-AA-026-SCFI-2001
Nitrógeno amoniacal	LMP NOM-001-SEMARNAT-1996
Sólidos sedimentales	NMX-AA-004-SCFI-2000

**ANEXO 2:** Procedimiento de la determinación de la DQO según la NMX-AA-030-SCFI-2001.

Fundamento

La demanda química de oxígeno (DQO) es la cantidad de oxígeno consumido por las materias existentes en el agua, que son oxidables en condiciones operatorias definidas. La medida corresponde a una estimación de las materias oxidables presentes en el agua, ya sea su origen orgánico o inorgánico (NMX-AA-030-SCFI-2001).

Procedimiento

- ✓ En un matraz balón fondo plano de 250 ml agregar:
  - Perlas de vidrio
  - 0.4 g de sulfato de mercurio
  - 20 ml de muestra (agua residual)
  - 10 ml de dicromato de potasio 0.25 N
  - 30 ml de mezcla de ácido sulfúrico-sulfato de amonio
- ✓ Se colocaron a reflujo por 2 horas y se tomó el tiempo cuando empezó a hervir.
- ✓ Se correr un blanco con agua deionizada y todos los reactivos
- ✓ Después de ese tiempo se retiró el matraz de la plancha de calentamiento y se dejó enfriar, cuando ya estaba frío se le agregaron 100 ml de agua deionizada.
- ✓ Se agregaron 4 gotas del indicador orto-fenantrolina.
- ✓ Se tituló con sulfato ferroso amoniacal.

NOTA: La normalidad del sulfato ferroso amoniacal se realiza con el blanco, por lo tanto, es importante conocer la normalidad del dicromato de potasio.

Cálculos: 
$$\text{mg/L DQO} = \frac{(a-b)N \times 8 \times 1000}{\text{ml de la muestra}}$$

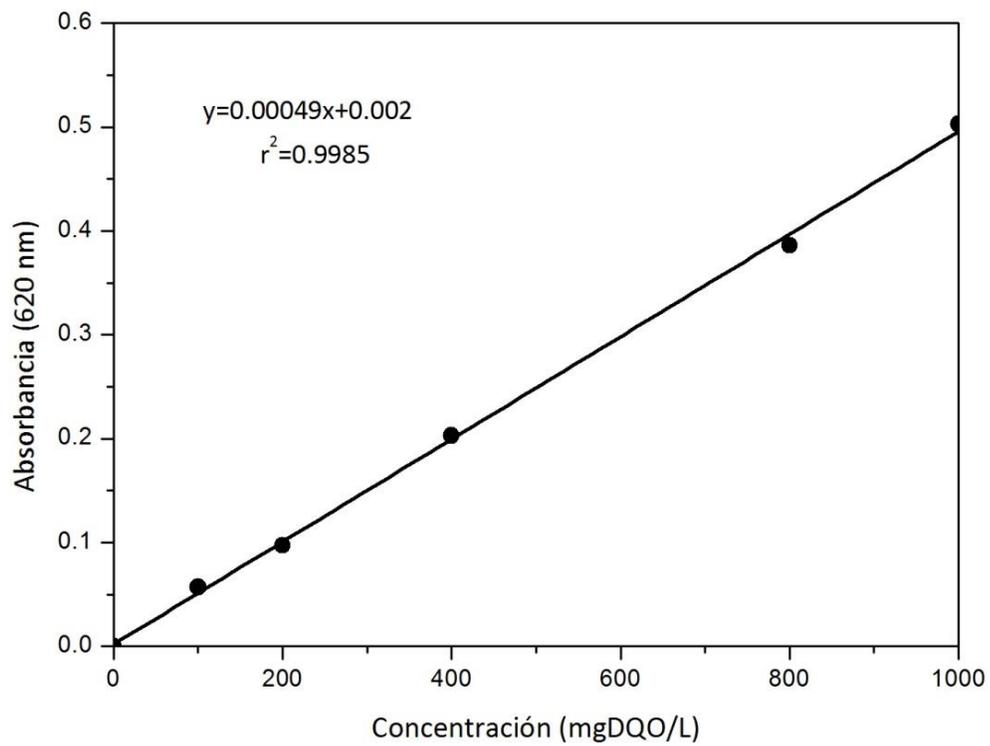
Dónde:

a= ml de sulfato ferroso amoniacal del blanco

b=ml del sulfato ferroso amoniacal de la muestra

N= normalidad del sulfato ferroso amoniacal.

**ANEXO 3:** Presenta la curva estándar de calibración del espectrofotómetro HACH DR/890 Colorimeter para la determinación de DQO.



**Figura A. 3** Curva estándar de calibración para DQO.

**ANEXO 4:** Fotos del trabajo de investigación.

Bebedores y comedor de cerdos de la granja.



Botellas serológicas de la AME



Botellas con NaOH al 3%



Mediciones de AME

## BIBLIOGRAFÍA

1. Almendariz-Tapia, F.J. (2001). Degradación del alquilbencen sulfonato lineal (LAS) en un reactor acidogénico bioaumentado con una cepa de *Pseudomonas aeruginosa* M113. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Metropolitana - Iztapalapa, México D.F.
2. Almendariz-Tapia, F.J. (2005). Tratamiento de sosas gastadas en un reactor de lecho expandido de lodos granulares anaerobios (EGSB). Tesis de doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana - Iztapalapa, México D.F.
3. Arias Martínez S. A., Betancur Toro F. M., Gómez Rojas G., Salazar Giraldo J. P., Hernández Ángel M. L. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Informador Técnico (Colombia)* Vol. 74, p 12 – 22.
4. Anzola R., Mérida del Pilar; Oliveira N., Antonio y Zaiat, Marcelo. (2008). Actividad metanogénica específica en un reactor anaerobio - aerobio aplicado al tratamiento de agua residual doméstica. *INCI*. vol.33, n.4, pp. 284-289. ISSN 0378-1844.
5. Boburg Morales Carlos Federico Guillermo. (2010). Propuesta de tratamiento de las aguas residuales y de su reutilización para un rastro de porcinos. Tesis. Universidad de San Carlos de Guatemala.
6. Cabos Sánchez J., Bardales Vásquez C. B., León Torres C. A. y Gil Ramírez L. A. (2019). Evaluación de las concentraciones de Nitrógeno, Fósforo y Potasio del biol y biosol obtenidos a partir de estiércol de ganado vacuno en un biodigestor de geomembrana de policloruro de vinilo. *Arnaldoa* 26 3): 1165-1176.
7. Castilla Hernández P. (2006). Biodegradación Anaerobia de Compuestos Petroquímicos. Universidad Autónoma Metropolitana. Tesis doctoral. México, D. F. 390 pp.

8. Chia-Fang Hsieh. (2009). Toxicidad metanogénica de purín de cerdo mediante ensayos discontinuos. Memoria realizada en: Centro EULA-Chile. Universidad de La Serena.
9. Celis García M de L.B. (2004). Bioeliminación de Óxidos de Azufre de Efluentes. Universidad Autónoma Metropolitana. Iztapalapa, D.F. Doctor en biotecnología. 123 pp.
10. Crites, R., Tchobanoglous G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. *McGraw-Hill Interamericana S.A.*
11. De la Torre-Caritas, N. (2008). Digestión Anaerobia en comunidades rurales. Universidad Carlos III de Madrid, escuela politécnica.
12. Del Real-Olvera, J. (2007). Evaluación y modelación de la cinética de depuración anaerobia de vinazas de la industria alcoholera. Tesis doctoral. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca de Soto, Hidalgo.
13. Del Real Olvera J., Prieto García F., Santos López E.M., Román Gutiérrez A.D. Y Alberto José Gordillo Martínez A.J. (2009). Simulación matemática de un digestor anaerobio tipo tanque agitado para el tratamiento de vertidos residuales. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 25 (1) 33-41.
14. Documento de Trabajo. (2007). Aprovechamiento de Biogás para la Generación de Energía Eléctrica en el Sector Agropecuario. Secretaria de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. Firco.
15. Domínguez Araujo G., Salazar Gutiérrez G., Galindo Barboza A. J., Xelhuantzi Carmona J., Castañeda Castillo M., Sánchez García F. J. y Hernández Vega P. (2012). Implementación de biodigestores para pequeños y medianos productores porcícolas. Folleto para Productores Núm. 1. ISBN: 978-607-425-784-7. Primera edición. México.

16. Drucker Adam G., Roberto Escalante Semerena, Verónica Gómez González y Sergio Magaña Rueda. (2003). La industria porcina en Yucatán: un análisis de la generación de aguas residuales. *Revista Latinoamericana de Economía. Problemas del desarrollo*. Vol. 34.num.135. pp 105-124.
17. Escalante Estrada V.E. y Alarcón Hernández D. E. (2002). Tratamiento de efluentes porcícolas en lagunas de estabilización. México. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
18. Fernández Güelfo, Luis Alberto. (2008). Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo. Para optar al grado de Doctor por la Universidad de Cádiz. España.
19. Gálvez-Chan R. A., Gómez-Ibarra O.H., Silva-Encinas G., Ríos-Moiza F. Ríos-Moiza y Quintero-Sotelo D. (2013). Tratamiento con extracto de *Azadirachta indica* en aguas residuales porcinas contaminadas con *Salmonella typhi*. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 9 (1): 62-69.
20. Gamonal Repiso Pablo. (2011). Tratamiento de aguas residuales mixtas para una población superior a 100.000 habitantes equivalentes. Memoria. Extraído de: [Índex \(upc.edu\)](http://www.upc.edu).
21. García Posada, Jorge Mario; Amell Arrieta, Andrés; Burbano Martínez, Hugo Javier. (2006). Análisis comparativo de las propiedades de combustión de las mezclas metano-hidrógeno con respecto al metano. *Ingeniería y Desarrollo*, núm. 20, pp. 19-34 Universidad del Norte Barranquilla, Colombia. 006 ISSN: 0122-3461.
22. Garzón, M. y Buelna, G. (2014). Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México. *Rev. Int. Contam. Ambiental*, 30 (1) p. 65-79.

23. Giraldo Gómez Eugenio. (1993). Tratamientos Anaerobios De Las Aguas Residuales Domésticas. Limitaciones y Potencialidades. University Of Massachusetts. Ingeniería Ambiental.
24. González-Canché, I. de los A. (2012). Tratamiento de aguas residuales porcinas por un sistema anaerobio secuencial pulsado. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México.
25. Gracia M. C. y Díaz Báez M. C. (2003). Evaluación de la toxicidad de un efluente cervecero mediante ensayos de inhibición de la actividad metanogénica. Revista colombiana de biotecnología. Vol. V, numero 002. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. Pp. 23-31.
26. Guerrero Saldes, Lorna; Rivadeneira, Cecilia; Chamy Maggi, Rolando. (2004). Estudio de la etapa hidrolítica de la degradación anaerobia de almidón en residuos de maíz. Presentado en: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 29, San Juan. In: AIDIS. Forjando el Ambiente que Compartimos. San Juan, AIDIS. p.1-7, Ilus. CEPIS . CD; 0013, V29. 040317, 20041118.
27. Guyot, J.P. (1990). Introducción a la Microbiología de los Digestores Anaerobios. Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina. Ciudad Universitaria, México D. F., 8 y 9 de noviembre.83-95.
28. Icedo García R. (2011). Reducción de cloruros y dureza mediante intercambio iónico, en agua del pozo no.1Bis de Navojoa, Sonora. Tesis de maestría Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora.
29. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (2018). Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGYCEI) Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (GYCEI).

30. Lobato- Fuertes, Á. (2012). Estudio de La Co-Digestión Anaerobia de Residuos Ganaderos con otros Substratos Agroindustriales. Tesis de doctorado. Universidad de León.
31. López Avilés, G. (2012). Estudio de metanogénesis y desnitrificación simultánea en un reactor de lecho expandido de lodos anaerobios granulares (EGSB). Tesis de maestría Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora.
32. Martí Ortega, Nuria. (2002). Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process. Copyright. All rights reserved.
33. Martínez Lozano Miguel. (2015). Producción potencial de biogás empleando excretas de ganado porcino en el estado de Guanajuato. Revista de investigación de la Universidad De La Salle Bajío. Nova Scientia. México.
34. Martínez J. (2000). Evaluación del desempeño de lagunas anaerobias en el tratamiento de efluentes industriales. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental. pp 1- 6.
35. Maytorena Quintero, Francisco Javier. (2004). Diseño de sistemas de tratamiento para las descargas de las granjas porcícolas en el Estado de Sonora. Hermosillo, Sonora: Editorial Universidad de Sonora. División de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia. 99 h.: Il., Fotog.; 28 cm.
36. Moreno Andrade I. y Buitrón Méndez G. (2002). Cuantificación de los grupos bacterianos de cinco inoculos usados en la prueba de biodegradabilidad anaerobia. México, D.F.
37. Olguin-Lora P., Puig-Grajales L. y Razo-Flores E. (2003). Inhibition of the acetoclastic methanogenic activity by phenol and alkyl phenols. *Environmental Technology*. (24): 999-1006.

38. Ortiz Jordá, V. (2011). Puesta punto de una metodología para la determinación de la actividad metanogénica específica (ame) de un fango anaerobio mediante el sistema oxitop. Influencia de las principales variables experimentales. Universidad Politécnica de Valencia. Master en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. pp 112.
39. Padilla, Manuel P. (2010). Consideraciones sobre el manejo y utilización de remanentes en Granjas Porcinas. Manual para el productor. Tecnologías sostenibles para el manejo de remanentes en granjas porcinas. Programa de Investigación y Transferencia de Tecnología en Cerdos. Fundación SWISSCONTACT. Elaboración y recopilación: Alejandra Urbina Bravo y Johanna Avendaño Mena.
40. Parra Huertas R. A. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. Producción + Limpia. Vol.10, No.2 - 142•159.
41. Pérez-Gutiérrez A., Dzul-Mukul C.R., Borges-Gómez L. del C., Latournerie-Moreno L., Ruiz-Sánchez E. y Ayora-Ricalde G. (2015). Uso potencial de aguas residuales de criaderos de cerdo en la producción de *Capsicum chinense*. Rev. Fitotec. Mex. Vol. 38 (4) 383 -387.
42. Ramírez Erick. (2014). Sonora Acapara Exportación de carne de cerdo. El Economista. Extraído de: <https://www.economista.com.mx/empresas/Sonora-acapara-exportacion-de-carne-de-cerdo-20130606-0101.html>
43. Rodríguez Victoria Jenny Alexandra. (2002). Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Universidad el Valle. Cali – Colombia. pp. 1-15. Extraído de <http://www.ingenieroambiental.com/4014/tratamiento545.pdf>
44. Sanginés García, José Roberto. (2000). Uso del agua residual generada en las granjas porcinas para la producción de forrages. Instituto Tecnológico Agropecuario de Conkal, km 16.3 Antigua Carretera Mérida Motul, Conkal, Yucatán, Apdo Postal 53 D. Col. Itzimná, Mérida, Yucatán. C.P. 97100.

45. Saval, S. y Noyola, A. (1992). Aportaciones de la Biotecnología al Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. *Biotecnología*. 2: 155-172.
46. Segura Peñafiel María José. (2020). Impacto ambiental de la producción porcina y estrategias para su mitigación. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Extraído de: Impacto ambiental de la producción porcina y estrategias para su mitigación (porcicultura.com).
47. Speece R. E. (1996). *Anaerobic biotechnology: For industrial wastewater*. Ed. Archea Press, Nashville, Tennessee, USA. 274-286.
48. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1995). 19th edn. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
49. Torres Lozada, Patricia; Pérez, Andrea. (2010). Actividad metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, núm. 9, Universidad del Valle Cali, Colombia. pp. 5-14.
50. Torres Lozada P., Rodríguez Victoria J. A., Cajigas Cerón A. A. y Pérez Vidal A. (2002). La actividad metanogénica como herramienta para optimización del proceso anaerobio en el tratamiento de aguas residuales fácilmente acidificables. Universidad del Valle, Facultad de Ingeniería, Escuela EIDENAR.
51. Valencia G. E., Artunduaga M. W. y Gordillo P. L. A. (2009). Recuperación Parcial del Concentrado de la Porquinaza, una Alternativa Ambiental y Económica. *Revista Ingeniería y Región* Vol: 6 No. 1.
52. Valenzuela Sánchez M. L. (2017). Tratamiento del agua residual en granjas porcícolas Parte I - Problemática e Importancia. Extraído de:

<http://www.ciap.org.ar/Sitio/Archivos/Tratamientodelaguaresidualengranjasporcicolas.pdf>

53. Vega García K. B. (2015). Elaboración de composta a partir de residuos de pescado, utilizando el método de pilas con aireación mecánica. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C.
54. Zúñiga González N. (2016). Estimación de las emisiones en bovinos en los sistemas de producción lechera en pequeña escala a través del factor de conversión de metano. Tesis de doctorado. El Cerrillo Piedras Blancas Toluca, Estado de México.