

OPTIMIZACIÓN DEL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PROVENIENTES
DE RASTRO MEDIANTE DIGESTIÓN ANAEROBIA PARA MAXIMIZAR
LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

Maestra en Ciencia y Tecnología en la Especialidad de Ingeniería
Ambiental

PRESENTA

IBQ. Miriam del Rocío Medina Herrera

RESUMEN

En estudios anteriores se determinó que la digestión anaerobia es una tecnología factible para estabilizar a los residuos sólidos generados en los rastros y que además se obtienen cantidades considerables de biogás. El biogás es considerado como un combustible limpio y renovable, por lo cual es importante mejorar el proceso de digestión con el objetivo tanto de eliminar la materia orgánica presente como maximizar la producción de biogás. Para este fin, el estudio se dividió en tres etapas, la primera consistió en evaluar el efecto de pretratar térmicamente el sustrato e inocular los biorreactores con lodo granular ya previamente adaptado, para esto se diseñó un experimento de 2 factores, temperatura de pretratamiento e inóculo, el primero tuvo 5 niveles (25, 50, 60, 70 y 80 °C) y el segundo 2 niveles (con y sin inóculo), y se hicieron tres repeticiones del experimento. El porcentaje de remoción de DQOt (57 %) y la mayor producción neta de biogás (753 mL) se obtuvo de la muestra que fue pretratada a 60 °C e inoculada. La segunda etapa consistió en inducir la separación de las etapas de la digestión anaerobia, fermentación y metanización, para lo cual se dio seguimiento al comportamiento de los AGVs, ya que cuando estos se producen la etapa predominante es la fermentación y cuando se consumen da paso a la metanización, en el día 9 de operación finaliza la fermentación e inicia la metanización. La última etapa consistió en comparar el proceso en una y dos etapas, con lo cual se obtuvo que la remoción de materia orgánica es la misma (56 % de DQOt) pero la productividad de biogás ($0.376 \text{ m}^3 / \text{m}^3 \cdot \text{d}$) es mayor para el proceso de dos etapas con respecto al de una etapa ($0.278 \text{ m}^3 / \text{m}^3 \cdot \text{d}$) indicando que en este proceso maximiza la producción de biogás.

ABSTRACT

Previous studies determined that anaerobic digestion is a viable technology to stabilize the organic waste generated by slaughterhouses and also produces considerable amount of biogas. Biogas is considered a clean and renewable fuel, so the purpose of this study is to improve the treatment of organic waste generated by slaughterhouse through anaerobic digestion to obtain a stable waste and to increase the production of biogas. Accordingly, the study was divided into three steps, the first step consisted in to evaluate the effect of to pretreat thermally the substrate and to inoculate bioreactors whit granular sludge previously adapted by means of a design of experiments with two factors, temperature of pretreatment and use of inoculum, the first factor had five levels (25, 50, 60, 70, 80 °C) and the second only two levels (with and without inoculum), and three repetitions. The highest percentage of elimination of tCOD (57%) and the highest production of biogas (753 mL) were generated by the sample pretreated at 60 °C and inoculated. In the second step was carried out separation of the process of anaerobic digestion in two stages, fermentation and methanogenic stage, through to analyze the behavior of the concentration of VFAs. The VAFs are produced during the fermentation and are consumed in the methanogenic stage, for the ninth day of operation the fermentation stage finished and the methanogenic stage began. The last step of this study consisted of developing the process in one and two stages to compare their efficiencies of biogas's productivity and degradation of organic matter. The removal of organic matter is the same (56% of tCOD) but the biogas productivity is higher for the two-step process ($0.376 \text{ m}^3 / \text{m}^3 \cdot \text{d}$) than one-step ($0.258 \text{ m}^3 / \text{m}^3 \cdot \text{d}$) indicating that this process maximizes the production of biogas.

INDICE GENERAL

RESUMEN	2
ABSTRACT	3
ÍNDICE GENERAL	4
ÍNDICE DE FIGURAS	5
ÍNDICE DE TABLAS	9
SIMBOLOGÍA Y ABREVIATURAS	10
CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN	11
CAPÍTULO 2. JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y		
OBJETIVOS	16
2.1 Justificación	17
2.3 Hipótesis	17
2.2 Objetivo General	18
2.3 Objetivos Específicos	18
CAPÍTULO 3. FUNDAMENTO TEÓRICO		19
3.1 Digestión Anaerobia	20
3.1.1 Historia del Proceso	20
3.1.2 Biología del Proceso	22
3.1.2.1 Hidrólisis	22
3.1.2.2 Acidogénesis	23
3.1.2.3 Acetogénesis	23
3.1.2.4 Metanogénesis	25
3.1.3 Parámetros del Proceso	27
3.1.3.1 pH, alcalinidad y relación ácidos volátiles / alcalinidad	27
3.1.3.2 Temperatura	28
3.1.3.3 Tiempo de retención hidráulico y de sólidos	28
3.1.3.4 Carga orgánica	29

3.1.3.5	Tipo de sustrato	29
3.1.3.6	Nutrientes	30
3.1.3.7	Sustancias tóxicas e inhibidoras	30
3.1.3.7.1	Oxígeno	31
3.1.3.7.2	Compuestos azufrados	31
3.1.3.7.3	Ácidos grasos volátiles	32
3.1.3.7.4	Nitrato	32
3.1.3.7.5	Amonio y amoniaco	33
3.1.3.7.6	Metales pesados	33
3.1.4	Productos de la digestión anaerobia	34
3.1.4.1	Biogás	35
3.1.4.2	Bioabono	36
3.2	Pretratamiento al Sustrato	36
3.2.1	Pretratamiento térmico	38
3.2.2	Pretratamiento químico	38
3.2.2.1	Hidrólisis ácido - base	39
3.2.2.2	Oxidación avanzada	39
3.2.3	Pretratamiento ultrasónico	41
3.2.4	Pretratamiento biológico	41
3.3	Inoculación del Proceso	42
3.4	Sistemas de Dos Etapas	43
CAPÍTULO 4. MÉTODOS EXPERIMENTALES		45
4.1	Residuos	46
4.1.1	Recolección de los residuos	46
4.1.2	Acondicionamiento de los residuos	47
4.1.3	Caracterización de los residuos	48
4.2	Inóculo	49
4.3	Pretratamiento al Sustrato e Inoculación del Proceso	49
4.4	Proceso de Digestión Anaerobia en Una y Dos Etapas	52
4.5	Análisis de Sustentabilidad del Sistema de Tratamiento de Residuos Propuesto	56

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIONES	57
5.1 Caracterización del Residuo	58
5.2 Caracterización del Inóculo	59
5.3 Pretratamiento Térmico al Sustrato e Inoculación del Proceso	60
5.3.1 Diseño de experimentos para evaluar el pretratamiento térmico al sustrato y el uso de inóculo en el proceso	60
5.3.2 Efecto del pretratamiento térmico	66
5.3.3 Efecto de la inoculación del proceso	69
5.4 Proceso Anaerobio en Una y Dos etapas	74
5.4.1 Inducción de la separación del proceso de digestión anaerobia en dos etapas: Fermentación y Metanización	74
5.4.1.1 Fermentación	74
5.4.1.1.1 Parámetros de control de la fermentación	78
5.4.1.2 Metanización	82
5.4.1.2.1 Parámetros de control de la metanización	84
5.4.2 Comparación de los sistemas en una y dos etapas	86
5.5 Producto de la investigación y evaluación de autosustentabilidad	89
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	91
6.1 Conclusiones	92
6.2 Perspectivas	94
CAPÍTULO 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
ANEXOS	105
A Técnicas Físicoquímicas	106
B Tablas y figuras complementarias	114
C Hoja de Cálculo del Programa Determinación de la Autosustentabilidad del Proceso	117
D Análisis Físicoquímico del Sustrato	118

INDICE DE FIGURAS

Figura	Título	Pag.
1.1	Mala disposición de los residuos de rastro: a) Desagüe del agua de lavado y la sangre de un rastro y b) Disposición de los residuos sólidos de rastro en un tiradero a cielo abierto	14
3.1	Fases de metabólicas de la digestión anaerobia	22
3.2	Formación de monómeros	23
3.3	Transferencia de hidrógeno interespecies	24
3.4	Vía metabólica para la formación de metano a partir de acetato y CO ₂	26
4.1	Muestreo de los residuos dentro del rastro	47
4.2	Acondicionamiento de los residuos	47
4.3	Lodo granular anaerobio maduro utilizado como inóculo en el proceso	49
4.4	Pretratamiento térmico al residuo de rastro	50
4.5	Agitador orbital con incubadora utilizado controlar la temperatura del proceso biológico en la primera etapa del proyecto	51
4.6	Sistema de medición de metano por desplazamiento volumétrico de una columna de sosa	52
4.7	Reactores anaerobios utilizados para el proceso en una etapa	55
4.8	Sistema anaerobio de dos etapas: la imagen de la izquierda es la que corresponde a la etapa de fermentación y la de la derecha es la etapa de metanización	55
5.1	Evolución de la DQOt durante el proceso para el diseño de experimentos	61
5.2	Gráfica temperatura de pretratamiento – inoculación para el diseño de experimentos con el % de remoción de DQOt como variable de respuesta	72
5.3	Producción acumulada de metano para el diseño de experimentos	73
5.4	Gráfica de temperatura de pretratamiento – inoculación para el diseño de experimentos con la producción de metano como variable de respuesta	74
5.5	Comportamiento de la DQOt y DQOs con el pretratamiento térmico	76
5.6	Efecto del pretratamiento térmico en la solubilidad de la materia orgánica (relación DQOs / DQOt)	77
5.7	Efecto del pretratamiento térmico en SV	78
5.8	Comportamiento de la DQOt al inocular el proceso	79

5.9	Comportamiento de la DQOs al inocular el proceso	79
5.10	Evolución de los ST con la inoculación del proceso	80
5.11	Evolución de los SV con la inoculación del proceso	80
5.12	Producción de metano con respecto a la inoculación del proceso	81
5.13	Evolución de los AGVs durante el proceso de digestión anaerobia en una sola etapa	84
5.14	Comportamiento de la DQOt y DQOs en la fermentación	86
5.15	Producción acumulada de biogás durante la fermentación	86
5.16	Comportamiento de los AGVs y el ph en la fermentación	87
5.17	Comportamiento de la alcalinidad total (AT) durante la fermentación	89
5.18	Comportamiento de la alcalinidad parcial (AP) durante la fermentación	90
5.19	Evolución del parámetro alfa (α) para la etapa de fermentación	90
5.20	Comportamiento del nitrógeno amoniacal para la etapa de fermentación	90
5.21	Comportamiento de la DQOs y DQOt en la metanización	92
5.22	Producción de biogás durante la metanización	93
5.23	Comportamiento de los AGVs en la metanización	94
5.24	Comportamiento de alcalinidad total y parcial, relación alfa y nitrógeno amoniacal	95
5.25	Producción de biogás para los sistemas de tratamiento de residuos	97
5.26	Diagrama del sistema propuesto para el tratamiento de los residuos provenientes de rastro	98
A.1	Curva de calibración para la DQO	109
A.2	Ecuación para determinar la DQO	110
A.3	Análisis de varianza de los datos de % Remoción de DQOt	115
A.4	Análisis de varianza de los datos de producción de metano	115
A.5	Análisis de varianza para la prueba de pretratamiento térmico al sustrato en función a la DQOs	115
A.6	Análisis de varianza para la prueba de pretratamiento térmico al sustrato en función a la solubilización de la materia orgánica (DQOs / DQOt)	116
A.7	Análisis de varianza para la prueba de inoculación con respecto a la remoción de materia orgánica	116
A.8	Análisis de varianza para la prueba de inoculación con respecto a la productividad de metano	117

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Título	Pag.
1.1	Número de cabezas de ganado sacrificado	13
1.2	Fuentes de generación de los residuos dentro del rastro	13
3.1	Reacciones de degradación metanogénicas	26
3.2	Parámetros y composición de diferentes fuentes de gases combustibles	35
3.3	Resumen de estudios de pretratamientos térmicos	37
3.4	Resumen de estudios de pretratamientos químicos: hidrólisis ácido – base	40
3.5	Resumen de estudios de pretratamiento con ozonización	41
3.6	Resumen de estudios de pretratamiento ultrasónico	41
3.7	Diferentes fuentes de inóculos para reactores anaerobios	42
4.1	Técnicas fisicoquímicas utilizadas para la caracterización del residuo	48
4.2	Técnicas fisicoquímicas utilizadas para la caracterización del inóculo	49
4.3	Diseño de experimentos temperatura de pretratamiento – inoculación	50
4.4	Condiciones de operación para los procesos de una y dos etapas	53
4.5	Condiciones de operación particulares para la fermentación y la metanización del proceso de dos etapas	54
5.1	Resultados de la caracterización de los residuos de rastro	58
5.2	Resultados de la caracterización del lodo granular maduro	59
5.3	Resumen de los resultados obtenidos para el diseño de experimentos	65
5.4	Porcentajes de remoción de la materia orgánica, rendimiento y productividad del metano para el proceso con y sin inóculo	73
5.5	Resumen de los resultados obtenidos para cada uno de los sistemas de tratamiento	87
5.6	Análisis de auto – sustentabilidad del tren de tratamiento de residuos	90
A.1	Tabla de diluciones para determinar la curva estándar de la DQO	111
A.2	Solución mineral de macro y micronutrientes	114
A.3	Resumen de los parámetros de los pretratamientos térmicos	114

SIMBOLOGÍA Y ABREVIATURAS

AGV	Ácidos grasos volátiles
AL	Amoniacal libre
AME	Actividad metanogénica específica
AP	Alcalinidad parcial
AT	Alcalinidad total
DQO	Demanda química de oxígeno
DQOs	Demanda química de oxígeno soluble
DQOt	Demanda química de oxígeno total
IVL	Índice volumétrico de lodos
NA	Nitrógeno amoniacal
OLR	Carga orgánica volumétrica
pH	Potencial de hidrógeno
PIB	Producto interno bruto
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
TIF	Tipo inspección federal
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TRS	Tiempo de retención de sólidos

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

No cabe duda que hoy en día hablar de problemas ambientales se ha convertido en un tema de interés y de gran importancia para el mundo, debido al impacto que tiene la continuidad de la vida en un medio equilibrado mediante un desarrollo sustentable. El acelerado desarrollo industrial y tecnológico junto con el incremento de la población humana han provocado graves problemas de contaminación, escasez y agotamiento de los recursos naturales, alteraciones climáticas y desequilibrio en los diferentes ecosistemas.

La ganadería es una actividad del sector primario que se refiere a la crianza y explotación de animales (cerdos, vacas, borregos, etc.) para obtener el mayor provecho de estos. Aunque el objetivo primordial de esta actividad es proveer alimento al hombre, principalmente carne y leche, también se aprovechan la piel, la lana, el cuero, las cerdas, la grasa, los huesos y el excremento de los animales para obtener infinidad de subproductos útiles tales como zapatos, mantas, cepillos, jabones, pegamento, artesanías y últimamente composta. En México, esta actividad es una de las más importantes del sector agropecuario, representando el 3.2 % del PIB (INEGI, 2009a).

La producción de carne en condiciones sanitarias adecuadas es una necesidad colectiva de suma importancia, la industria encargada de satisfacer dicha necesidad en nuestro país es conocida como rastro. Un rastro o matadero es todo aquel establecimiento donde se lleva a cabo el sacrificio y faenado de animales para abasto (NOM-194-SSA1-2004).

En los rastros, además de los productos principales mencionados anteriormente, diversos residuos sólidos y líquidos son generados como vísceras, pelo, pezuñas, cuernos, carne rechazada, contenido ruminal e intestinal, sangre y el agua de lavado. Estos residuos por su naturaleza son considerados de manejo especial, que son aquellos generados en los procesos productivos que no reúnen las características para ser considerados como residuos peligrosos pero tampoco son considerados como residuos sólidos urbanos según la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR, 2007).

En las estadísticas de sacrificio de ganado en rastros por entidad federativa para el 2008, se contabilizaron 910 rastros municipales, así como 155 rastros tipo inspección federal (TIF), distribuidos en el territorio nacional excluyendo al Distrito Federal. Existe otra cantidad de rastros que no están contabilizados porque funcionan de manera clandestina. El número de cabezas de cada tipo de ganado sacrificado (bovino, porcino, ovino y caprino) en el periodo 2003-2008, dentro del territorio mexicano se puede observar en la Tabla 1.1 (INEGI, 2009b).

Tabla 1.1 Número de cabezas de ganado sacrificado (INEGI, 2009b)

Ganado sacrificado	2003	2004	2005	2006	2007	2008
	Número de cabezas					
Bovino	3 084 837	3 100 150	2 747 560	2 646 449	2 684 407	2 750 608
Porcino	5 082 637	4 808 893	4 707 199	4 838 674	5 185 523	4 996 011
Ovino	187 325	193 414	212 329	192 832	180 425	157 680
Caprino	304 817	222 327	175 914	150 193	142 100	142 938

La cantidad y composición de los residuos líquidos y sólidos generados en los procesos de sacrificio dependen del tipo de animal que se sacrifique, de los métodos de sacrificio y del tipo de equipo utilizado. En la Tabla 1.2 se presentan las principales fuentes de generación dentro de un rastro típico.

Tabla 1.2 Fuentes de generación de los residuos dentro del rastro

PROCESO	RESIDUO GENERADO
Encorralamiento de animales	Animales muertos, estiércol, paja y forraje
Matanza (desangrado)	Sangre
Remoción de pieles (desollado)	Sangre, pelo
Inspección de carne	Carne rechazada
Manejo de canales	Residuos de corte, trozos de carne, grasa
Manejo de vísceras	Contenido estomacal o intestinal
Limpieza general	Trozos de carne, coágulos de sangre
Curado de pieles	Aguas residuales con alto contenido de sales
Servicios (oficinas, sanitarios)	Papel usado, residuos domésticos, agua residual

El manejo y la disposición de los residuos del sacrificio de los animales generalmente se han llevado a cabo de manera inadecuada (Figura 1.1). Este proceso genera agua residual compuesta por sangre y el agua de lavado, y se vierte directamente en el drenaje y a los cuerpos de agua a pesar de tener concentraciones mayores a los 30000 mg de DQO/L. Esto provoca graves problemas en el cuerpo receptor, como la eutrofización (Castañeda, 2007). Por otra parte, los residuos sólidos son llevados a rellenos sanitarios o tiraderos a cielo abierto, los cuales no cuentan con las medidas necesarias para captar lixiviados, ni los gases de efecto invernadero (GEI) producidos en la descomposición anaerobia de la materia orgánica, además de las consecuencias directas e indirectas en la salud humana.



Figura 1.1 Mala disposición de los residuos de rastro: **a)** Desagüe del agua de lavado y la sangre de un rastro y **b)** Disposición de los residuos sólidos de rastro en un tiradero a cielo abierto

Para solucionar este problema los residuos deben ser tratados antes de su disposición final. El tratamiento de residuos de rastro por vía anaerobia no ha sido estudiado a profundidad, teniéndose en su mayoría información acerca del tratamiento de la fracción líquida, Marcos *et al*, 2003, realizaron un estudio con residuos sólidos de rastro (con una proporción de 6 % sólidos, 10 % purines y 84 % sangre y agua de limpieza) en un reactor de mezcla completa en continuo en donde se obtuvieron eficiencias de remoción de materia orgánica del 22 % así como rendimientos de biogás de 7.84 L por kg de residuo añadido. Álvarez, 2004, realizó una codigestión entre residuos provenientes de rastro y residuos de mercado, comparó diferentes cargas de

sólidos donde determinó que la concentración más adecuada fue de 4 % de SV obteniendo una productividad de 557 L de metano por kg de SV alimentado. Posteriormente, se llevó el proceso a escala laboratorio, se investigó el efecto en la producción de biogás y la reducción de sólidos volátiles sobre los siguientes factores: temperatura, composición de la mezcla, tiempo de retención y porcentaje de SV en la alimentación. De aquí se determinó que la temperatura más adecuada fue de 36 °C, con una proporción del 17 % residuos de mercado, 67 % de la mezcla de rumen / sangre y 17 % de estiércol. El rendimiento del metano fue de 634 L por kg de SV adicionado. En CIDETEQ, Flores (2008) estudió a la digestión anaerobia como tratamiento de residuos de rastro, realizó pruebas en lote y continuo obteniendo eficiencias de 58 y 81 % para la remoción de DQO, respectivamente, así como rendimientos de biogás de 16.4 L por kg de residuo alimentado. Al final concluyó, que este tratamiento disminuye la cantidad de los contaminantes orgánicos presentes en este tipo de residuos, biogás y se obtiene un producto estabilizado, susceptible de ser empleado como fertilizante o mejorador de suelos.

La digestión anaerobia se debe considerar como un sistema reactivo heterogéneo con reacciones en serie: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. La manera de mejorar el proceso es conociendo cual de las etapas reactivas es la que controla a las demás, hasta el momento todas las investigaciones se refieren a la hidrólisis como la etapa limitante del proceso (Demirer y Chen, 2005). En base a esto, se propone optimizar el proceso mediante un pretratamiento térmico al sustrato y la separación de las etapas “fermentación y metanización” del proceso. Se espera maximizar la producción de biogás y al mismo tiempo mejorar la remoción de la materia orgánica. También se analizará la autosustentabilidad del proceso al determinar si con el biogás generado la planta puede satisfacer sus requerimientos energéticos.

CAPÍTULO 2

JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2. JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1 Justificación

La sociedad ha adquirido en las últimas décadas una mayor conciencia sobre el deterioro que algunas prácticas y tecnologías tradicionales han ocasionado al medio ambiente y a la calidad de vida. Como consecuencia de ello, la comunidad y los mercados exigen que se establezcan prácticas y procesos que preserven los recursos naturales y al medio ambiente, asegurando una oferta de bienes de consumo limpios para las presentes y futuras generaciones.

Es por todo esto que la implementación de sistemas de tratamiento de residuos de rastro óptimos, auto-sustentables y amigables con el medio ambiente es hoy en día una necesidad inminente y también una oportunidad. Este sistema no solo contribuirá a la solución de la problemática ocasionada por el mal manejo y la inadecuada disposición de los residuos orgánicos generados dentro de los rastros, sino también en la generación de una fuente de energía renovable la cual puede ser utilizada en el mismo proceso. Con esto se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera además de que se disminuirán en gran medida los daños ocasionados al suelo y los sistemas acuáticos.

2.2 Hipótesis

- Mediante el adecuado diseño de un sistema de tratamiento para los residuos de rastro, es posible mejorar la remoción de materia orgánica y maximizar la producción de biogás.
- Mediante el conocimiento bioquímico del proceso de digestión anaerobia es posible desarrollar un prototipo donde las etapas de fermentación y metanización se llevarán a cabo por separado con lo que se maximizará la producción de biogás.

2.3 Objetivo General

Desarrollar un sistema de tratamiento para los **residuos provenientes de rastro** enfocado tanto a la remoción y estabilización de la materia orgánica como a maximizar la producción de biogás.

2.3.1 Objetivos Particulares

- a. Evaluar el efecto del pretratamiento térmico a los residuos tanto en la producción de biogás como en la remoción de materia orgánica.
- b. Evaluar la necesidad de inocular el reactor con lodo granular anaerobio para maximizar la producción de biogás.
- c. Inducir la separación de las etapas de la digestión anaerobia “fermentación y metanización” para maximizar la producción de biogás.
- d. Determinar y comparar la eficiencia del proceso biológico en una y dos etapas tanto para la remoción de materia orgánica como en la producción de biogás.
- e. Proponer un sistema de tratamiento anaerobio eficiente tanto para la estabilización de los residuos de rastro como para la producción de biogás.
- f. Evaluar si con el biogás producido el sistema es autosustentable.

CAPÍTULO 3

FUNDAMENTO TEÓRICO

3. FUNDAMENTO TEÓRICO.

3.1 Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso biológico donde un conjunto de diferentes microorganismos en ausencia de oxígeno son capaces de degradar la materia orgánica produciendo una mezcla de gases principalmente dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4), llamada biogás, y sólidos estabilizados (Chen *et al.*, 2008). Utilizando el proceso de digestión anaerobia es posible convertir gran cantidad de residuos, ya sean vegetales o animales como los estiércoles, aguas residuales municipales, efluentes de la industria alimentaria y fermentativa, de la industria papelera y de algunas industrias químicas, en subproductos útiles (Nishio y Nakashimada, 2007).

3.1.1 Historia del proceso

El proceso anaerobio ocurre de forma espontánea en la naturaleza para degradar la materia orgánica, produciendo por ejemplo, el gas de los pantanos, el gas natural de yacimientos subterráneos o incluso el gas metabólico producido en el estómago de los rumiantes.

En 1776 Alessandro Volta colectó gas del Lago Como para examinarlo y encontró que la formación del gas depende de un proceso de fermentación. El físico inglés, Faraday también desarrolló algunos experimentos con este gas e identificó hidrocarburos como parte de él. Un poco más tarde, alrededor del año 1800, Dalton, Henry y Davy describieron la estructura química del metano. Sin embargo, la estructura final del metano (CH_4) fue establecida por Avogadro en 1821.

En la segunda mitad del siglo XIX, científicos franceses empezaron a estudiar el proceso de la fermentación anaerobia para eliminar el mal olor de las aguas cloacales. Durante sus investigaciones, identificaron algunos microorganismos esenciales en este proceso. Beauchamp, fue quien identificó en 1868 que un consorcio microbiano es requerido para convertir etanol en metano y que dependiendo del sustrato se pueden formar varios productos finales en la fermentación.

Propoff, en 1875, descubrió que la formación de biogás sólo se producía en condiciones anaerobias. En 1876, Herter reportó que el acetato, encontrado en las aguas cloacales, estequiométricamente forma metano y dióxido de carbono en cantidades iguales. Louis Pasteur y su estudiante Gavon, en 1884, generaron biogás del estiércol de caballo colectado en los establos de París, en un digestor de 1 m³ a 35 °C. Pasteur propuso que la velocidad de producción de biogás era suficiente para iluminar las calles de París.

En 1904, Travis trató de implementar un proceso en dos etapas que combinaba la purificación de las aguas residuales con la producción de biogás. Sohngen, en 1906, acumuló acetato en un proceso de dos etapas encontrando que el metano era formado de tres materiales básicos: formiato, hidrógeno y dióxido de carbono. En el mismo año Imhoff inició la construcción de una unidad para el tratamiento de agua residual anaeróbico en Ruhr, Alemania. El proceso anaerobio alcanzó una especial importancia durante la segunda guerra mundial debido a la escasez de combustibles. Al llegar el fin de la guerra y al existir una fácil disponibilidad de combustibles fósiles la mayoría de las instalaciones de biogás fueron abandonadas.

En la India, a partir de la década de los 60, se impulsó notablemente la tecnología de producción de biogás a partir de estiércol bovino con el doble objetivo del aprovechamiento energético y mantenimiento de las propiedades fertilizantes. En China se ha fomentado, también, desde los años 70, la construcción de digestores, mediante programas de ámbito nacional. En los países industrializados, la historia ha sido diferente y el desarrollo ha sido motivado más por cuestiones medioambientales que puramente energéticas, siendo un método clásico de estabilización de lodos activos residuales. A partir de la crisis energética de 1973, y durante la década de los ochenta, volvió a adquirir cierta importancia como forma de recuperación energética en explotaciones agropecuarias y agroindustriales. En los países latinoamericanos, como es el caso de México, la implementación de plantas de biogás está apenas iniciando. Las instalaciones existentes son simples y similares a las que están en Asia (Muñoz Valero *et al*, 1987; Deublein y Steinhauser, 2008).

3.1.2 Biología del proceso

La digestión anaerobia es un proceso complejo, que puede ser dividido en cuatro fases de degradación, llamadas hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, ver Figura 3.1 (Deublin y Steinhauser, 2008). Las fases individuales son llevadas a cabo por diferentes grupos de microorganismos, que mantienen una interrelación sintrófica, puesto que cada población causa beneficios y se beneficia de otras, cada grupo tiene diferencias específicas en sus requerimientos ambientales (Mann *et al*, 2004).

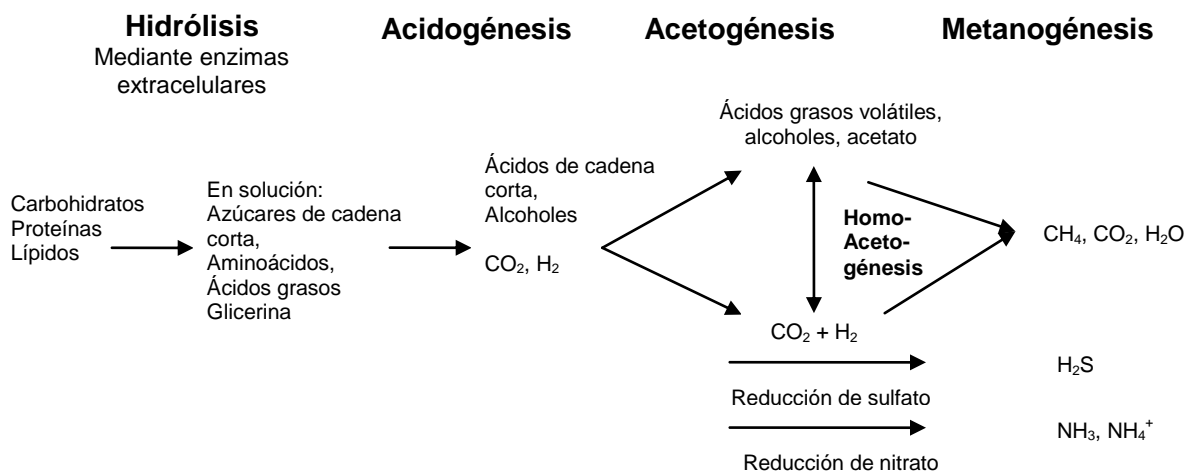


Figura 3.1 Fases metabólicas de la digestión anaerobia (Deublin y Steinhauser, 2008)

3.1.2.1 Hidrólisis

Los complejos poliméricos como proteínas, polisacáridos y lípidos son hidrolizados a monómeros (fragmentos solubles como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos) por acción de las enzimas extracelulares, éstas pueden ser celulolíticas, proteolíticas, etc., producidas por bacterias fermentativas que pueden ser facultativas o anaerobias (Angenent *et al*, 2004). Los enlaces covalentes son rotos en una reacción química con agua como se muestra en la Figura 3.2.

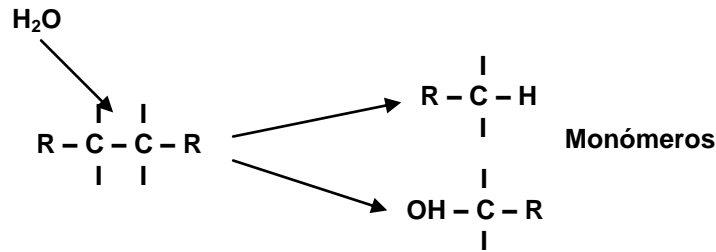


Figura 3.2 Formación de monómeros (Deublin y Steinhauser, 2008)

La hidrólisis es considerada por varios autores el paso limitante del proceso (Eastman *et al*, 1981; Veecken *et al*, 2000; Myint *et al*, 2006) y es dependiente del pH, la temperatura, productos intermediarios como ácidos orgánicos y en ocasiones del tipo de microorganismos existentes en el medio sobre todo en sustratos sólidos e insolubles como los compuestos lignocelulósicos. La constante de hidrólisis es de 0.14 a 0.39 d^{-1} a 40°C para pasto, con ayuda de microorganismos provenientes del rumen la constante hidrolítica para rastrojo de maíz es de 0.94 d^{-1} (Hu y Yu, 2005).

3.2.1.2 Acidogénesis

Los monómeros formados en la fase hidrolítica sirven como sustrato a las bacterias acidógenas que pueden ser anaerobias o facultativas, estas los transforman a una mezcla de ácidos orgánicos llamados ácidos grasos volátiles (AGVs), alcoholes, hidrógeno (H_2) y dióxido de carbono (CO_2) (Angenent *et al*, 2004). Ninguna de estas bacterias puede producir un único producto a partir de glucosa, por lo general la producción de ácido acético va acompañada de ácido propiónico y/o butírico (Playne, 1985).

3.2.1.3 Acetogénesis

Los productos de la fermentación, principalmente los ácidos grasos son oxidados a ácido acético e H_2 por las bacterias acetogénicas productoras de H_2 . Además la acetogénesis involucra la producción de acetato a partir de H_2 y CO_2 por acetógenos y homoacetógenos. Estas reacciones se caracterizan por ser endergónicas, por ejemplo, para la degradación del ácido propiónico y la del etanol se requieren $\Delta G_f' = + 76.11$ y $+ 76.11$ KJ / mol, respectivamente.

La formación de acetato por oxidación de los ácidos grasos (por ejemplo, ácido propiónico) corre por sí misma y solo es termodinámicamente posible a presiones parciales muy bajas. Por lo que las bacterias acetógenas pueden obtener la energía necesaria para su crecimiento solo a muy bajas concentraciones de H_2 .

Las bacterias acetogénicas y las productoras de CH_4 viven en simbiosis, ya que los segundos pueden sobrevivir solo con presiones parciales de hidrógeno altas. Estos constantemente remueven los productos del metabolismo de las acetógenas y por lo tanto existe un control de la presión parcial del hidrógeno, p_{H_2} , a niveles bajos para los acetógenos (Transferencia de hidrógeno interespecies, Figura 3.3).

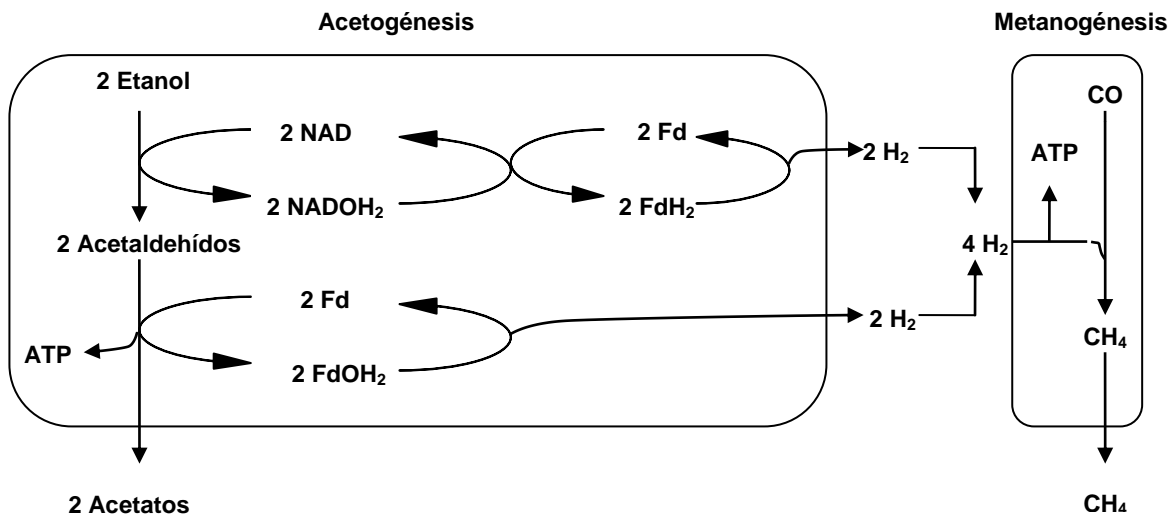


Figura 3.3 Transferencia de hidrógeno interespecies (Angenent *et al*, 2004)

Cuando la presión parcial es baja, el H_2 , el CO_2 y el acetato son predominantemente formados por bacterias acetogénicas y cuando la presión parcial es alta los productos que predominan son el ácido butírico, el capríónico, el propiónico y el valérico. De estos productos los microorganismos metanogénicos solamente pueden procesar a los primeros.

La fase acetogénica limita la velocidad de degradación de la metanogénica. Con la cantidad y composición del biogás, se puede sacar una conclusión sobre la actividad de las bacterias acetogénicas. Al mismo tiempo, los compuestos nitrogenados y sulfurados pueden ser mineralizados a ácido sulfhídrico y amonio (Deublin y Steinhauser, 2008).

3.2.1.4 Metanogénesis

La última fase metabólica de la digestión anaerobia toma lugar bajo condiciones estrictamente anaerobias y es un proceso exergónico. En esta fase intervienen dos tipos de microorganismos: los metanógenos acetotróficos, que producen metano a partir de la oxidación del acetato, y los hidrogenotróficos, que producen metano a partir de la reducción del dióxido de carbono (CO_2) y el hidrógeno (H_2). Las rutas metabólicas para la formación de metano de estas bacterias se pueden observar en la Figura 3.4 (Appels *et al*, 2008).

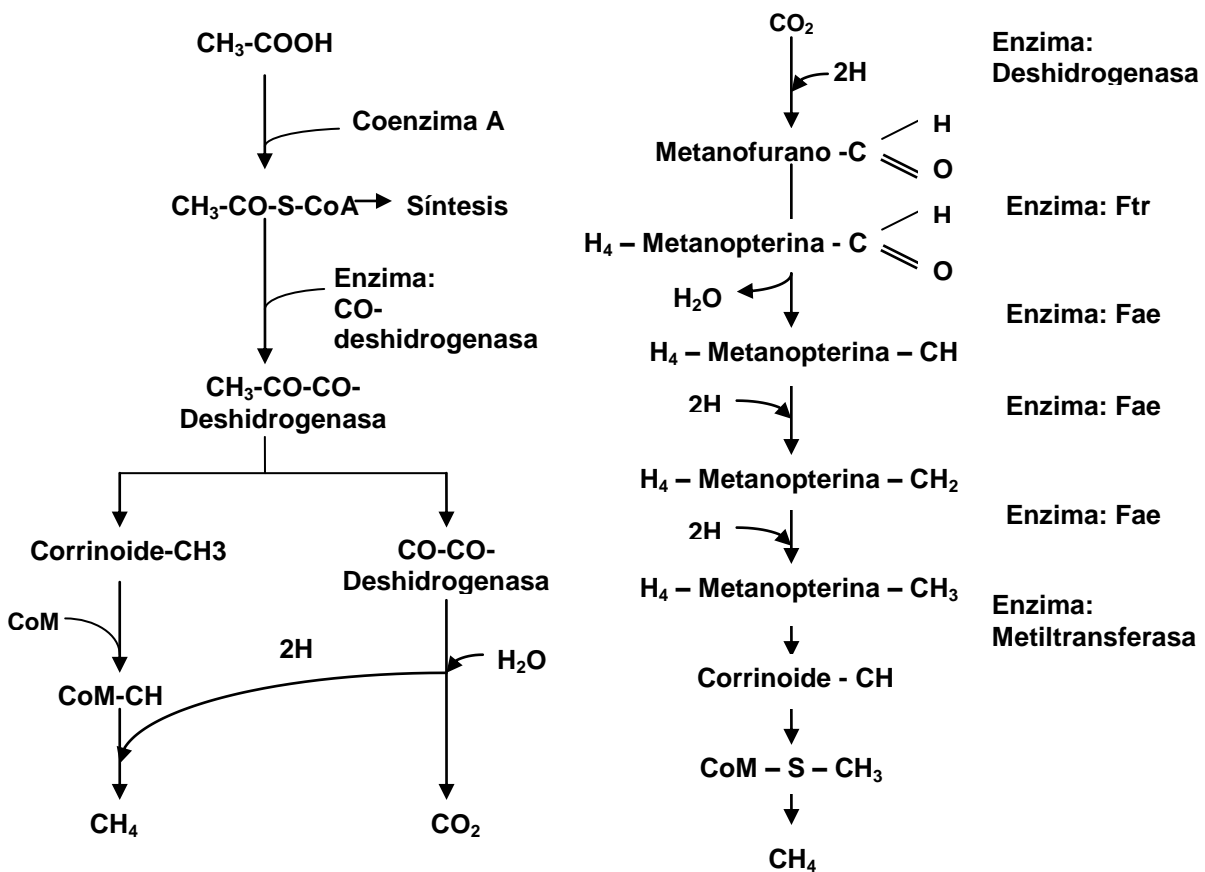


Figura 3.4 Vía metabólica para la formación de metano a partir de acetato (derecha) y dióxido de carbono (izquierda) (CoA= Coenzima A y CoM= Coenzima M; Deublin y Steinhauser, 2008).

Cuando la fase metanogénica se lleva a cabo adecuadamente, la fase acetogénica también trabaja sin problema alguno y cuando la fase metanogénica es perturbada, ocurre una sobreacidificación. Los problemas pueden ocurrir cuando las

bacterias acetogénicas se encuentran en simbiosis con otras bacterias que no son las metanogénicas. En las tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, la simbiosis puede ocurrir con microorganismos que reducen sulfato a ácido sulfhídrico (H₂S), por lo que ellos necesitan H₂ y compiten con las metanogénicas. Estas últimas obtienen menos alimento y por lo tanto forman menos metano, además que el H₂S es tóxico para las bacterias metanogénicas, como se explica más adelante en la sección 3.1.3.7.2 (Yu y Fang, 2001; Chen *et al*, 2008).

Todas las reacciones formadoras de metano tienen diferentes rendimientos de energía. La oxidación de ácido acético es, en comparación con la reducción de dióxido de carbono (CO₂) e hidrógeno (H₂), menos exergónica, como se muestra en la Tabla 3.1. Sin embargo, solo el 27-30% del metano surge de la reducción, mientras el 70% corresponde a la oxidación del acetato.

Tabla 3.1 Reacciones de degradación metanogénica (Deublin y Steinhauser, 2008).

Sustrato	Reacción química	$\Delta G_f'$ (KJmol ⁻¹)
HCO ₃ ⁻	4H ₂ + HCO ₃ ⁻ + H ⁺ → CH ₄ + 3H ₂ O	-135.4
CO ₂	CO ₂ + 4H ₂ → CH ₄ + 2H ₂ O	-131.0
HCOO ⁻	4HCOO ⁻ + H ₂ O + H ⁺ → CH ₄ + 3HCO ₃ ⁻	-130.4
Acetato	CH ₃ COO ⁻ + H ₂ O → CH ₄ + HCO ₃ ⁻	-30.9
Metanol	CH ₃ OH + H ₂ → CH ₄ + H ₂ O	-113.0
Etanol	2CH ₃ CH ₂ OH + CO ₂ → CH ₄ + 2CH ₃ COOH	-116.3

Los metanógenos que utilizan acetato como es el caso de *Methanosarcina barkeri*, *Methanobacterium söhngrenii* y *Methanobacterium thermoautotrophicum* crecen muy lentamente, con un tiempo de generación mínimo de 100 horas, y se ha visto que el dióxido de carbono es esencial para su crecimiento. Cuando un sustrato rico en energía puede ser utilizado, como, por ejemplo, metanol o metilamina, entonces el tiempo de generación es menor (40 h con methanosarcina sobre metanol). Sin embargo, los tiempos de generación teóricos pueden ser substancialmente mayores en condiciones reales (Deublin y Steinhauser, 2008).

3.1.3 Parámetros del proceso

Los procesos biológicos son dependientes de muchos factores, por lo que, para un proceso anaerobio óptimo, numerosos parámetros deben ser tomados en consideración y controlados. Un cambio de temperatura o de concentración del sustrato puede alterar e inclusive inhibir la producción de biogás. Esto puede atrasar el proceso varias semanas, o hasta que el sistema microbiano se adapte a las nuevas condiciones ambientales y la producción de biogás inicie nuevamente. Además los requerimientos ambientales de las bacterias fermentativas son diferentes a los que necesitan las formadoras de metano. Con el conocimiento adecuado y la interferencia del humano, la adaptación a las nuevas condiciones puede tardar menos tiempo. En las siguientes secciones se describen estos parámetros.

3.1.3.1 pH, alcalinidad y relación ácidos volátiles/alcalinidad

Cada uno de los grupos de microorganismos tiene diferentes rangos de pH óptimos. Los metanogénicos son extremadamente sensibles a este factor con un óptimo entre 6.5 y 7.2 (Gerardi, 2003) mientras que los fermentativos son algo menos sensibles y pueden trabajar en un amplio rango de pHs que va desde 4 hasta 8.5; a bajo pH los productos principales son ácido acético y butírico, mientras que a pH de 8.0 principalmente se forman ácido acético y propiónico (Hwang *et al*, 2004).

Los ácidos grasos volátiles (AGVs) producidos durante la digestión anaerobia tienden a reducir el pH. Esta reducción es normalmente contrarrestada por la actividad de las bacterias metanogénicas, que también producen alcalinidad en la forma de dióxido de carbono, amonio y bicarbonato. El sistema pH es controlado por la concentración de CO₂ en la fase gaseosa y la alcalinidad-HCO₃ en la fase líquida. Si la concentración de CO₂ en la fase gaseosa permanece constante, la alcalinidad-HCO₃ se eleva y puede aumentar el pH dentro del digestor. Una capacidad buffer de alrededor de 5000 mg CaCO₃ / L o una relación molar menor a 1.4:1 de bicarbonato/AGVs debe ser mantenida para un proceso de digestión estable, aunque ha sido demostrado que especialmente la estabilidad de la relación es de suma importancia y no tanto el nivel en el que se encuentre, ya que las bacterias pueden ser capaces de aclimatarse a condiciones extremas (Appels *et al*, 2008).

3.1.3.2 Temperatura

La temperatura tiene un efecto importante sobre las propiedades fisicoquímicas de los componentes encontrados en la digestión del sustrato. Esta también influye en la velocidad de crecimiento y el metabolismo de los microorganismos, además la temperatura tiene un efecto significativo en la presión parcial del H_2 en los digestores, por lo tanto influye en la cinética del metabolismo sintrófico. Los metanógenos acetotróficos son uno de los grupos más sensibles a los aumentos de temperatura. La termodinámica muestra que las reacciones endergónicas, por ejemplo la degradación del propionato en acetato, CO_2 e H_2 , pueden llegar a ser energéticamente más favorables a mayores temperaturas, mientras las reacciones que son exergónicas (metanogénesis hidrogenotrófica) son menos favorables a elevadas temperaturas (Apples *et al*, 2008).

Un aumento en la temperatura tiene varios beneficios incluyendo un aumento en la solubilidad de los compuestos orgánicos, mayor velocidad de las reacciones químicas y biológicas, y un incremento en la tasa de muerte de los patógenos. Sin embargo, la aplicación de elevadas temperaturas también tiene efectos negativos: habrá un aumento en la producción de amonio y el aumento del pKa de los AGVs hará al proceso más susceptible a la inhibición (Deublin y Steinhauser, 2008).

3.1.3.3 Tiempo de retención hidráulico (TRH) y de sólidos (TRS)

El TRS es el tiempo promedio en que la biomasa permanece dentro del digestor, controla la conversión de sólidos a gas y mantiene la estabilidad del reactor (Kashyap *et al*, 2003), mientras que el TRH es el tiempo en el cual el sustrato permanece en el digestor. EL TRH es igual al volumen del digestor dividido entre el flujo volumétrico diario, establece la cantidad de tiempo disponible para el crecimiento bacteriano y la subsecuente conversión de la materia orgánica a biogás. En la mayoría de los sustratos utilizados para la digestión anaerobia se requieren periodos largos de retención para disminuir la cantidad de SV y convertirse a biogás. Entre mayor sea la carga orgánica, mayor será el tiempo de residencia hidráulico para la disminución de los sólidos volátiles (Wilkie *et al*, 2004).

3.1.3.4 Carga orgánica

La cantidad de energía que pueden producir los sustratos se determina por la cantidad de materia orgánica que contienen ya sea en mayor proporción de carbohidratos y/o proteínas, y está representada por la cantidad de sólidos totales (ST) o sólidos volátiles (SV) que pueden convertirse en biogás.

Para que la digestión anaerobia se lleve a cabo es necesario controlar la cantidad de sólidos que se van a utilizar en el proceso, ya que las altas concentraciones de sólidos totales son una limitante en la digestión anaerobia (Sadaka y Engler, 2000) debido a la posible acumulación de compuestos tóxicos o inhibitorios para el proceso como los iones de metales pesados, calcio, zinc, potasio, compuestos aromáticos y los AGVs (Itodo y Awulu, 1999). Las recomendaciones para aumentar la eficiencia en la reducción de materia es utilizar cargas del 4-12% de ST (Burke, 2001). En el 2008, Flores realizó un estudio con residuos de rastro para determinar la carga orgánica óptima para el proceso de digestión, concluyendo que a 50 g ST/kg de muestra (5% de ST) se obtiene la mayor producción de biogás y una mayor remoción de materia orgánica.

La demanda química de oxígeno (DQO) también se utiliza como medida de la cantidad de materia orgánica. Bajo condiciones estrictas anaerobias sin que exista un aceptor de electrones externo disponible para remover la DQO del sistema y así los electrones disponibles para la reducción permanezcan iguales, la DQO de entrada debe transformarse a AGVs, alcoholes, hidrógeno, metano y lodos (Yu y Fang, 2001). La producción de biogás se incrementa cuando la materia orgánica se encuentra mayormente biodisponible. La reducción de la DQO depende principalmente del pH, del TRH y de la temperatura (Joubert y Britz, 1986).

3.1.3.5 Tipo de sustrato

El sustrato determina la velocidad de la degradación anaerobia y puede ser tomada en consideración para la tecnología del proceso y la operación de éste. Si un componente del sustrato de vital importancia se agota, los microorganismos detendrán su metabolismo. Por lo tanto, es algunas veces necesario agregar este componente al medio junto con el sustrato.

De acuerdo a la composición del sustrato y a los productos intermedios de la degradación se puede también inhibir parcial o totalmente el proceso. Así, por ejemplo, la degradación de grasas puede dar elevadas cargas de ácidos volátiles, que limitan la degradación. Con la descomposición de las proteínas, la fermentación de metano puede ser restringida por la formación de amonio y ácido sulfhídrico (Deublin y Steinhauser, 2008).

3.1.3.6 Nutrientes

La relación C / N del sustrato debe estar en el rango de 16:1-25:1. Pero esto es solamente un indicador, porque el nitrógeno puede estar en la estructura de la lignina.

Las necesidades nutricionales son muy bajas debido a que con el proceso anaerobio no se desarrollan grandes cantidades de biomasa, por lo que para la formación de metano, una relación de nutrientes C:N:P:S de 500-1000:15-20:5:3 y / o relación de materia orgánica DQO:N:P:S de 800:5:1:0.5 es suficiente.

Los sustratos con muy baja relación C / N incrementan la producción de amonio e inhiben la producción de metano. También una alta relación C / N indica una menor presencia de nitrógeno, afectando el metabolismo de las bacterias ya que no tienen nitrógeno suficiente para producir las proteínas necesarias para el mantenimiento de su estructura celular. Una composición balanceada es absolutamente necesaria. Los microorganismos para sobrevivir también requieren de concentraciones pequeñas de algunos elementos traza como el Hierro (Fe), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Selenio (Se) y Manganeso (Mg) (Malina y Pohland, 1992; Deublin y Steinhauser, 2008).

3.1.3.7 Sustancias tóxicas e inhibidoras.

Desde el inicio del proceso, debe tenerse en mente que algunos compuestos que son formados como productos del metabolismo de la degradación anaerobia deben tener un control a cierto nivel de concentración, ya que pueden inhibir la biocenosis e incluso ser tóxicos para las bacterias.

El grado de inhibición depende de la composición del sustrato, la concentración de los productos intermedios que puedan ser inhibidores, y de la adaptación de las bacterias a estos compuestos.

A cerca de los inhibidores y sus efectos sobre la digestión anaerobia, existe una gran controversia. Esto se debe a que los microorganismos se adaptan a su medio ambiente en determinado tiempo, el cual depende de las bacterias presentes en la biocenosis. Además, los inhibidores tienen diferentes efectos dependiendo de si estos se presentan de manera constante o no, pueden dañar al proceso de manera irreversible solamente si el tiempo de exposición es largo a concentraciones elevadas (Deublin y Steinhauser, 2008; Appels *et al*, 2008; Chen *et al*, 2008).

En las siguientes secciones se describen los efectos de manera particular de los principales inhibidores de la digestión anaerobia.

3.1.3.7.1 Oxígeno

La mayoría de las bacterias acidógenas son facultativas anaeróbicas, por lo que la exclusión del oxígeno no es absolutamente necesaria para la acidificación. Pero las metanogénicas son obligatoriamente anaerobias, con lo que la inhibición para estas empieza a los $0.1 \text{ mgL}^{-1} \text{ O}_2$. Ellas toman el nitrato, sulfato o carbonato como aceptor de electrones en lugar del O_2 .

Bajo las condiciones operacionales las metanógenas siempre crecen en la presencia de bacterias acidógenas facultativas, que consumen el oxígeno inmediatamente, por lo que las condiciones anaeróbicas pueden ser mantenidas en reactores cerrados (Deublin y Steinhauser, 2008).

3.1.3.7.2 Compuestos azufrados

El sulfato es un constituyente común de las aguas residuales industriales. En los procesos anaerobios, el sulfato es reducido a sulfuro por bacterias reductoras de sulfato (BRS) (Hilton y Oleszkiewicz, 1988). La reducción del sulfato es llevada a cabo por dos grupos principalmente de BRS: oxidadores incompletos, que reducen compuestos tales como lactato a acetato y CO_2 , y oxidadores completos, que convierten el acetato a CO_2 y HCO_3^- .

Las dos etapas de inhibición que existen como resultado de la reducción del sulfato son: 1) Competencia por el sustrato orgánico e inorgánico de las BRS, con lo cual se suprime la producción de metano; 2) La toxicidad del sulfuro sobre diversos grupos de bacterias (Chen *et al*, 2008).

3.1.3.7.3 Ácidos grasos volátiles (AGVs)

Los AGVs son los intermediarios más importantes del proceso de la digestión anaerobia, donde ellos son degradados por las bacterias acetogénicas en asociación con las metanogénicas. Sin embargo la producción de AGVs puede ser tóxica para los microorganismos, especialmente para los metanógenos a una concentración de 6.7 – 9.0 mol/m³ (Batstone *et al*, 2000). Estas concentraciones son el resultado de la acumulación provocada por un desbalance, que puede ser ocasionado por diferentes factores como la variación de la temperatura, una sobrecarga orgánica y/o la presencia de algún compuesto tóxico, entre otros (Mechichi y Sayadi, 2005). En tal caso los metanógenos no podrán remover el hidrógeno y los AGVs aumentarán su concentración con rapidez. Como resultado los ácidos se acumulan y el pH del proceso disminuye pudiendo llegar hasta un valor tal que la hidrólisis/acetogénesis pueden ser inhibidas (Siegert I. y Banks C., 2005).

La toxicidad se debe principalmente al aumento de las formas no disociadas de los AGVs, ya que son sustancias lipofílicas y estas pueden fluir libremente a través de la membrana de la célula donde se disocian y por lo tanto causar una reducción del pH y la interrupción de la homeostasis (Siegert y Banks, 2005).

3.1.3.7.4 Nitrato (NO₃⁻)

El nitrato es desnitrificado en la fase hidrolítica y la inhibición por este compuesto se da en la metanogénica cuando el sustrato contiene elevadas concentraciones de nitrato (NO₃ - N > 50 mg / L), ya que la desnitrificación no se realiza apropiadamente. Para evitar este problema, los sustratos ricos en nitrato pueden ser fermentados, para que el oxígeno ligado al nitrato/nitrito pueda ser separado, por ejemplo, en una etapa de desnitrificación previa al proceso.

Sobre la desnitrificación dentro del reactor anaerobio se tienen los siguientes aspectos: el potencial redox llega a ser más negativo, a favor de la digestión anaerobia, la calidad del gas disminuye porque se encuentra un mayor contenido de nitrógeno en el biogás y el carbono es consumido, por lo que no se encuentra disponible para la metanización, lo que es notable en el efluente de la planta (Deublin y Steinhauser, 2008).

3.1.3.7.5 Amonio (NH_4^+) y amoniaco (NH_3).

El amoniaco es producido por la degradación biológica de la materia nitrogenada, principalmente en la forma de proteínas (Kayhainian, 1999). El amonio (NH_4^+) y el amoniaco (NH_3) son las formas más predominantes del N_2 inorgánico presente en el proceso. El amoniaco en su forma libre (AL) es el más tóxico de ambos, debido a que este puede atravesar la membrana celular, y dentro de la célula provoca desbalance de protones y deficiencia de potasio (Chen *et al*, 2008). La concentración de AL depende principalmente de tres factores: concentración total de amoniaco, la temperatura y el pH (Hansen *et al*, 1998). La temperatura tiene un efecto positivo sobre la velocidad de crecimiento microbiano, pero también resulta en un aumento en la concentración de AL. Por esto es que la digestión termofílica (temperaturas arriba de 60°C) es más fácilmente inhibida que la digestión mesofílica (temperaturas de $25\text{-}60^\circ\text{C}$) (Sung y Liu, 2003). Un aumento en el pH puede provocar un nivel de toxicidad alto debido a que se encuentra una mayor proporción de AL ionizado. La inestabilidad resultante del proceso a menudo conduce a un aumento en la concentración de AGVs, que a su vez conduce a una disminución en el pH y en consecuencia a una concentración de AL menor: el proceso se reestablece pero el rendimiento de metano es reducido (Chen *et al*, 2008).

3.1.3.7.6 Metales pesados

Los metales pesados, que actúan como elementos trazas a bajas concentraciones estimulando la actividad de las bacterias, pueden tener efectos tóxicos a elevadas concentraciones. Son de particular interés el plomo, cadmio, cobre, zinc, níquel y cromo (Jin *et al*, 1998).

Una característica distinguible de los metales pesados es que a diferencia de muchas otras sustancias tóxicas, estos no son biodegradables y se pueden acumular hasta alcanzar concentraciones potencialmente tóxicas (Sterritt y Lester, 1980). En un estudio extensivo sobre el desarrollo de un digestor anaeróbico, se encontró que la toxicidad de los metales pesados es una de las principales causas de fallas en el proceso (Swanwick *et al*, 1969). El efecto tóxico de los metales pesados es atribuido a la disrupción de la función enzimática y estructural por la unión de los metales con los grupos tiol y otros sobre las moléculas de las proteínas (Valle y Ulner, 1972).

3.1.4. Productos de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia genera productos útiles y benéficos, biogás y sedimentos estabilizados llamados bioabonos, esto es lo que convierte al proceso en una opción amigable con el medio ambiente ya que no se obtienen subproductos tóxicos o peligrosos para el medio ambiente (Kossman *et al*, 1999). A continuación se detallan las principales características de cada uno de los productos de la digestión anaerobia.

3.1.4.1 Biogás

El biogás es producido en la digestión anaerobia de los residuos orgánicos, es por ello que es un combustible limpio y amigable con el medio ambiente, constituido principalmente por 50 – 70 % de CH₄ y entre un 30 – 40 % de CO₂, también puede tener fracciones de vapor de agua, trazas de H₂S e H₂, y posiblemente otros contaminantes (Deublin y Steinhauser, 2008).

Sin ningún tratamiento adicional, este puede ser utilizado solamente en el lugar de producción. Es por este motivo, que hay una gran necesidad de aumentar el contenido energético del biogás y este aumento solo puede ser conseguido mediante la eliminación del CO₂ y los contaminantes, en etapas posteriores de purificación del biogás como la absorción (Günter, 2008). Las composiciones típicas del biogás producido en la digestión anaerobia de lodos activados, del gas capturado en los vertederos y la del gas natural se muestran en la Tabla 3.2. El valor calorífico del biogás es determinado por el contenido de CH₄ presente (Apples *et al*, 2008).

El gas natural es un excelente combustible para un gran número de aplicaciones y puede en última instancia ser utilizado como materia prima para la producción de químicos. El biogás puede ser usado en la mayoría de las aplicaciones que fueron desarrolladas para el gas natural y así sustituirlo. Hay cuatro rutas básicas para la utilización del biogás: producción de calor y vapor, generación/cogeneración de electricidad, como combustible para vehículos, y para producir químicos (Apples *et al*, 2008). Estos usos se rigen por el sistema fiscal, subsidios, certificados de energía verde e incrementos en las tarifas de la electricidad, y la disponibilidad de calor o de redes de gasoductos (SENER).

Tabla 3.2 Parámetros y composición de diferentes fuentes de gases combustibles

Parámetro	Unidad	Gases de vertederos	Biogás de digestión anaerobia	Gas natural
Valor calorífico	MJ / Nm ³	16	21	40
	KWh / Nm ³	4.4	6.5	11
	MJ / Kg	12.3	20.2	47
Densidad	Kg / Nm ³	1.3	1.2	0.84
Número de metano		>130	>135	70
Metano	% Vol.	45 (30-60)	63 (53-70)	87 (-)
Hidrocarburos	% Vol.	0	0	12
Hidrógeno	% Vol.	0-3	0	0
Monóxido de Carbono	% Vol.	0	0	0
Dióxido de Carbono	% Vol.	40 (15-50)	47 (30-50)	1.2 (-)
Nitrógeno	% Vol.	16 (5-40)	0.2 (-)	0.3 (-)
Oxígeno	% Vol.	1 (0-5)	0	0
Sulfuro de hidrógeno	Ppm	<100 (0-500)	<1000 (0-10 ⁴)	1.5 (1-2)
Amonio	Ppm	5	0-5	0
Cloro total (Cl ⁻)	Mg / Nm ³	20-200	0-5	0

En todo el mundo, el biogás es principalmente utilizado en la cogeneración de calor y potencia (CHP, por sus siglas en ingles), mientras que varios países de la Unión Europea han iniciado programas para usar una porción del biogás en el sector del transporte, especialmente atractivo en vista del aumento constante del costo de los combustibles fósiles (Apples *et al*, 2008).

3.1.4.2 Bioabono

Además de generar biogás, la digestión anaerobia produce un residuo orgánico de excelentes propiedades fertilizantes, evitando en esta forma la competencia que se podría presentar con el aprovechamiento tradicional de los residuos animales y agrícolas con fines fertilizantes o como combustibles. La composición del bioabono es en promedio 8.5% de materia orgánica, 2.6% de fósforo, 1% de potasio y con un pH de 7.5 (Botero y Thomas, 1987).

El bioabono sólido o líquido no posee mal olor, a diferencia del estiércol fresco, tampoco atrae fauna nociva para la salud y puede aplicarse directamente al campo en forma líquida (McCaskey, 1990); o bien, este puede deshidratarse y almacenarse para usarlo posteriormente en el entendido que al deshidratarse puede haber pérdidas por volatilización de hasta un 60% (Day, 1987). De acuerdo con Mandujano (1981), un metro cúbico de bioabono producido y aplicado diariamente puede fertilizar más de 2 Ha de tierra por año. El bioabono no deja residuos tóxicos en el suelo, eleva la calidad del mismo y puede considerarse como un buen fertilizante que puede competir o complementarse con los fertilizantes químicos (Soria *et al*, 2001).

3.2 Pretratamiento al Sustrato

Como ya se ha mencionado anteriormente, la digestión anaerobia ha mostrado ser un tratamiento eficiente y ventajoso. Sin embargo, la aplicación de la digestión anaerobia a algunos residuos es limitada debido a sus largos tiempos de retención (20-30 días) y una baja eficiencia de degradación de la materia orgánica (30-40%). Estos factores limitantes son generalmente asociados con la etapa de hidrólisis (Li y Noike, 1992; Jeongsik *et al*, 2003).

Durante la hidrólisis, las paredes celulares son rotas y sustancias poliméricas extracelulares son liberadas para solubilizar a los compuestos complejos dando un material soluble listo para los microorganismos acidogénicos. Este mecanismo es de particular importancia en la digestión anaerobia, por lo que se han estudiado y desarrollado varios métodos como pretratamientos para el sustrato: estos métodos aceleran la solubilización de los compuestos de elevado peso molecular a otros de menor peso, así la etapa de hidrólisis deja de ser el paso limitante del proceso.

Tabla 3.3 Resumen de estudios de pretratamientos térmicos

Referencia	Condiciones de tratamiento	Comentarios
Hiraoka <i>et al</i>	40-100 °C	<ul style="list-style-type: none">• Aumento máximo en la producción de biogás a 60 °C por 60 min.• Reducción máxima de SV (10%) a 100 °C
Pinnekamp	120-220 °C	<ul style="list-style-type: none">• Rendimiento máximo de biogás a 170 °C.• Correlación positiva entre el rendimiento de biogás y la temperatura de pretratamiento
Li y Noike	62-175 °C 30-60 min.	<ul style="list-style-type: none">• Aumento de la solubilidad del sustrato del 25 - 45 % (optimo a 90 °C)• Aumento del 30 % en la disminución de los SSV y de 100 % en la producción de biogás (optimo 170 °C a 60 min)• A tiempos mayores ya no hay mejoramiento del proceso• Reducción de tiempos de retención de hasta 5 días.
Tanaka <i>et al</i>	180 °C 60 min.	<ul style="list-style-type: none">• Aumento de 90 % en la producción de biogás• Solubilización de los SSV de un 30 %
Zheng <i>et al</i>	220 °C 30s	<ul style="list-style-type: none">• Reducción de los SV de un 55 %• Aumento en la producción de biogás de un 200 % durante los primeros 2 días• Aumento total de la producción de biogás de un 80 %
Kim <i>et al</i>	121 °C 30 min.	<ul style="list-style-type: none">• Aumento de la reducción de SV del 30 %
Valo <i>et al</i>	170 °C 15 min.	<ul style="list-style-type: none">• Aumento de un 59 % en la reducción de SV• Aumento de un 92 % en la producción de biogás
Ferrer <i>et al</i>	70 °C 9-72h	<ul style="list-style-type: none">• Estudio para la digestión termofílica• Efecto positivo en la producción de biogás
Climent <i>et al</i>	70-134 °C 90 min. - 9 h	<ul style="list-style-type: none">• Estudio en digestión termofílica• Aumento de un 50 % de la producción de biogás a 70 °C por 9 h
Bougrier <i>et al</i>	135 – 190 °C	<ul style="list-style-type: none">• Aumento en la producción de metano por un 25 % a 190 °C

Entre los posibles pretratamientos se encuentran: tratamientos térmicos, químicos, ultrasónicos y biológicos (Weemaes y Verstraete, 1998).

3.2.1 Pretratamiento térmico

El pretratamiento térmico de los lodos activados fue evaluado por primera vez en 1970 por Brooks, demostrando ser un método de pretratamiento eficiente para la digestión anaerobia. Los lodos son tratados en un rango de temperatura de 150-200°C, aunque también se ha llevado a cabo tratamientos a temperaturas menores, 60-120°C. Las presiones adjuntas a estas temperaturas están en el rango de 600-2500 KPa (Bearlindhaug y Odegaard, 1996). El calor aplicado durante el tratamiento térmico rompe las uniones químicas de los compuestos complejos (desnaturaliza a las proteínas y solubiliza las grasas) haciéndolos más solubles y aptos para los microorganismos, también rompe las uniones químicas de la pared celular y membrana, así solubiliza los componentes celulares. Varios autores describieron el uso de pretratamientos térmicos para mejorar la digestión anaerobia. Sus resultados se encuentran reportados en la Tabla 3.3.

Todos los estudios reportaron un impacto positivo del pretratamiento térmico sobre la digestión. Las condiciones óptimas y magnitudes del mejoramiento, variaron muy consideradamente. Esto coincide con los estudios de Gavala *et al* (2003), quien concluyó que la temperatura y duración del pretratamiento óptimo dependen de la naturaleza del sustrato: a mayor dificultad en la hidrólisis del sustrato, será necesario una mayor intensidad del pretratamiento. En general, el pretratamiento térmico puede aumentar considerablemente la producción de metano para la digestión anaerobia.

3.2.2 Pretratamiento químico

Los pretratamientos químicos tienen como objetivo aumentar la digestión anaerobia hidrolizando los lodos y la membrana y pared celular de las bacterias, y así incrementar la solubilidad de la materia orgánica presente en el medio. Varios métodos químicos han sido estudiados y desarrollados, basados sobre diferentes principios operacionales. Entre los más comunes se encuentran: i) la hidrólisis ácido – base y ii) la oxidación avanzada. Estos métodos son descritos en las siguientes secciones:

3.2.2.1 Hidrólisis ácido – base

En los métodos químicos de hidrólisis, un ácido o base son agregados para solubilizar los lodos. La adición de un ácido o una base elimina la necesidad de grandes temperaturas en el proceso de digestión anaerobia, permitiendo que el proceso se lleve a cabo a temperaturas moderadas e incluso temperatura ambiente. Algunos resultados de diferentes estudios realizados se muestran en la Tabla 3.4. Estos métodos demostraron ser efectivos aunque pueden ser inconvenientes porque presentan niveles de pH extremos, y los lodos necesitan ser subsecuentemente re-neutralizados. Por lo tanto, su uso como pretratamiento para la digestión anaerobia resulta limitado.

3.2.2.2 Oxidación avanzada

La destrucción de lodos mediante oxidación fue primeramente practicada en el proceso aeróbico Zimpro originalmente diseñado como un método de oxidación húmeda en los Estados Unidos (1954). Este proceso utiliza oxígeno o aire a elevadas temperaturas y presiones (260 °C y 10 MPa). Una solubilización efectiva de una gran parte de los lodos fue lograda. Sin embargo, problemas con el olor, la corrosión y el gran costo energético limitaron la aplicación práctica de este proceso. Un método moderno que utiliza la oxidación húmeda es el proceso Vertech, logrando un 20 % de solubilización y un 75 % de oxidación completa (Rinzema, 1992).

Los métodos oxidativos más frecuentemente estudiados son la ozonización y la peroxidación, correspondientes a los procesos de oxidación avanzada y basados sobre la generación de radicales hidroxilo (OH^\cdot) que son oxidantes extremadamente poderosos (potencial de oxidación 2.8V). Debido a su poder oxidativo, no presentan subproductos tóxicos (Weemaes *et al*, 2000).

El ozono (O_3) es un oxidante poderoso que es comúnmente utilizado para la desinfección de agua y la destrucción de patógenos. El tratamiento puede también ser aplicado para la destrucción del material celular de los lodos activados. Los resultados de algunos estudios previos son reportados en la Tabla 3.5.

Los radicales son frecuentemente generados utilizando peróxido de hidrógeno (H_2O_2) en combinación con sales metálicas de transición. Generalmente, iones Fe^{+2} son usados con H_2O_2 . Esta reacción es referida como oxidación Fenton. La mayor

desventaja de este método es la necesidad de llevar el lodo a pH muy bajos (pH óptimo de 3). Su aplicación en el tratamiento de lodos fue estudiado por Neyens *et al* (2003). Investigaciones más recientes usan peroxidantes alternativos tales como peroximonosulfato (POMS) y dimetildioxirano (DMDO) que no requieren condiciones estrictas de reacción y aumentan significativamente la producción de biogás durante el tratamiento anaeróbico de los lodos crudos (Neyens *et al*, 2002). Adicionalmente algunas pruebas son actualmente llevadas a cabo usando lodos espesados. Aunque los tratamientos oxidativos son considerados prometedores, investigaciones adicionales son necesarias para eliminar las condiciones de reacción extremas en términos de presiones y temperaturas, o pH (Fenton) (Dewil *et al*, 2007).

Tabla 3.4 Resumen de estudios de pretratamientos químicos: hidrólisis ácido - base

Referencias	Químico utilizado	Comentarios
Flores C.	NaOH	<ul style="list-style-type: none"> La relación de solubilización DQOs / DQOt aumento de 0.31 hasta 0.7
Knezevic <i>et al.</i>	NaOH	<ul style="list-style-type: none"> No hay mejoramiento significativo en la reducción de SSV Mejoramiento en la producción de biogás con el incremento en la dosis de NaOH
Tanaka <i>et al.</i>	NaOH 130 °C	<ul style="list-style-type: none"> Aumento del 20 % en la producción de biogás Mejoramiento de la producción de metano hasta un 50 %
Inagaki <i>et al.</i>	NaOH	<ul style="list-style-type: none"> Mejoramiento de la digestión de hasta un 60 %
Tanaka y Kamiyama	NaOH	<ul style="list-style-type: none"> Incremento de un 60 % en la reducción de los sólidos
Kim <i>et al.</i>	NaOH, KOH, Mg(OH) ₂ , Ca(OH) ₂ , 130 °C	<ul style="list-style-type: none"> Aumento de un 30 % en la remoción de SV
Carballa <i>et al.</i>	CaO	<ul style="list-style-type: none"> No hubo ningún mejoramiento de la digestión anaerobia

Tabla 3.5 Resumen de estudios de pretratamiento con ozonización

Referencia	Comentarios
Weemaes <i>et al.</i>	<ul style="list-style-type: none">• Aumento de la producción de metano arriba del 112 %• Aumento de la degradación de DQO arriba del 64 %
Battimelli <i>et al.</i>	<ul style="list-style-type: none">• Incremento de un 22 % en la remoción de los sólidos suspendidos
Goel <i>et al.</i>	<ul style="list-style-type: none">• Incremento de un 28 % en la destrucción de los ST

3.2.3 Pretratamiento ultrasónico

No está en duda que la sonicación es el método más poderoso para romper las células presentes en el lodo. Aunque el 100 % de la desintegración celular puede ser obtenida a elevados niveles de energía, el consumo de energía entonces llega a ser una desventaja (Weemeas *et al.*, 1998). El principio del tratamiento ultrasónico recae sobre los procesos de cavitación inducida. Durante la compresión y expansión subsecuente del fluido bajo el efecto de las ondas ultrasónicas, se generan implosiones lo que aumenta las condiciones extremas locales. La naturaleza de la cavitación y la aplicación de el tratamiento ultrasónico fue estudiado por Dewil R. *et al.* (2006). Otros estudios para este pretratamiento están dados en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6 Resumen de estudios de pretratamiento ultrasónico

Referencia	Comentarios
Shimizu <i>et al.</i>	<ul style="list-style-type: none">• Incrementa un 80 % la relación de solubilización
Wang <i>et al.</i>	<ul style="list-style-type: none">• 46 % de aumento en la digestión por 40 min. a 200 W
Neis <i>et al.</i>	<ul style="list-style-type: none">• 42.4 % de aumento en la digestión a una intensidad de 18 W / cm²

3.2.4 Pretratamiento biológico

Recientemente, se han realizado algunas pruebas sobre el efecto de agregar una cepa bacteriana específica al lodo que está siendo digerido anaeróticamente. Aunque la literatura es aún escasa sobre este tema, Miah *et al.* (2004), evaluaron la actividad de la proteasa de la cepa AT1 de *Geobacillus sp* sobre la producción de biogás encontrando un aumento de 210 % durante la digestión termofílica.

La hidrólisis biológica con o sin adición de enzimas cae sobre la lisis enzimática para romper los componentes de la pared celular por una reacción catalizada por una enzima. El proceso analítico puede ser usado a temperatura ambiente o enzimas comerciales pueden ser agregadas (Guellil *et al*, 2001; Thomas *et al*, 1993).

3.3 Inoculación del Proceso

El crecimiento de los microorganismos representa un problema, ya que desde que se inicia el arranque del proceso hasta que se ha alcanzado la estabilidad, lo más importante es la retención de la biomasa viable dentro del reactor y su posterior acumulación, es por ello que la inoculación de un digestor es la primera fase del proceso (Giraldo, 1998). Inicialmente no son necesarias condiciones de anaerobiosis, ya que estas condiciones se alcanzan los primeros días.

El inóculo debe tener cierta actividad metanogénica, cuanto mayor sea menor será el periodo de arranque. El uso de un lodo maduro proveniente de un reactor anaerobio en funcionamiento es altamente recomendable aunque también puede ser utilizado el estiércol de vaca, cerdo e incluso lodos domésticos, Tabla 3.7.

Tabla 3.7 Diferentes fuentes de inóculos para reactores anaerobios (Guyot, 1993; Ramírez, 1996)

Tipo de Inoculo	Actividad metanogénica (g CH₄-DQO / g SSV * d)	SSV en el lodo (g / L)
Lodo granular maduro	0.5 - 1.5	70 – 120
Biopelícula	0.4 - 1.2	ND
Lodos digeridos de aguas residuales domésticas	0.02 - 0.2	15 – 40
Estiércol digerido	0.02 - 0.08	20 – 80
Estiércol fresco	0.001 - 0.002	30 – 140
Laguna anaerobia	0.03	30
Tanque séptico	0.01 - 0.07	10 – 50
Sedimento de laguna	0.002 - 0.005	20 – 50

3.4 Sistemas de Dos Etapas

Los microorganismos acidogénicos y metanogénicos, presentes en un cultivo anaerobio, divergen no solo en términos de sus requerimientos nutricionales y pH, como ya se ha mencionado, también son diferentes fisiológicamente, en sus cinéticas de crecimiento y consumo de sustrato, y en su capacidad para tolerar el stress ambiental. Por eso, condiciones que son favorables para el crecimiento de las bacterias formadoras de ácidos pueden ser inhibitorias para las formadoras de metano (Demirer y Chen, 2005).

Condiciones ambientales óptimas para todos los microorganismos involucrados en la degradación solamente pueden darse en un sistema de dos etapas, las cuales se dividen en hidrólisis/acidificación y acetogénesis / metanogénesis. Para que el proceso de degradación completo se lleve a cabo en el mismo sistema de reacción (proceso en una etapa), los requerimientos ambientales de las bacterias metanogénicas pueden ser satisfechos con prioridad debido a su baja velocidad de crecimiento y además son sumamente sensibles a los cambios de los factores ambientales. Los siguientes puntos pueden ser tomados en consideración (Deublin y Steinhauser, 2008):

- Cuando el sustrato contiene grandes cantidades de lignocelulosa, la hidrólisis es la limitante del proceso y necesita mayor prioridad.
- Cuando el sustrato contiene proteínas, el pH óptimo es el mismo en ambas etapas, por lo que se puede llevar sin problemas el proceso en una sola etapa.
- Con las grasas, el sustrato requiere de un proceso previo a la hidrólisis para aumentar su biodisponibilidad, por lo que la acetogénesis es la limitante en este caso. Un catabolismo termofílico es preferido.

La configuración de dos etapas presenta algunas ventajas sobre el proceso convencional de una etapa. Primeramente, permite la selección y enriquecimiento de las diferentes bacterias en cada una de las etapas, en la primera los compuestos complejos son degradados por las bacterias acidogénicas a AGVs, que son subsecuentemente convertidos a CH₄ y CO₂ por las bacterias acetogénicas y metanogénicas, en la segunda etapa. Segundo, la estabilidad del proceso es mayor

debido a que se tiene un mejor control de la fase acidogénica previniendo sobrecargas y la presencia de compuestos tóxicos. Tercero, la primera etapa protege a los metanógenos de sobrecargas, previniéndoles de choques con el pH, una elevada carga orgánica y cortos tiempos de retención hidráulica, estos son todos los factores que favorece el establecimiento de la etapa acidogénica, y ayuda a la estabilidad de los metanógenos (Pohland y Ghosg, 1971).

Varios estudios sobre la aplicación del proceso en dos etapas de la digestión anaerobia ya han sido llevados a cabo en la biogasificación de: lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales (Ghosh *et al*, 1995), la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales (Chanakya *et al*, 1992), lodos y aguas industriales (Ghosh *et al*, 1985), residuos sólidos del molido de oliva (Rincón *et al*, 2009), grasas (Yu *et al*, 2002), residuos de alimentos (Verrier *et al*, 1987), también algunos estudios enfocados sobre mejoras del diseño del reactor, el control y los parámetros operacionales del proceso (Zoetemeyer *et al*, 1982; Vavilin *et al*, 2001; Von Sachs *et al*, 2003).

CAPÍTULO 4

METODOS EXPERIMENTALES

4. METODOS EXPERIMENTALES.

4.1 Residuos

4.1.1 Recolección de los residuos

Los residuos estudiados en este trabajo fueron obtenidos del Rastro Municipal de Corregidora, Querétaro, donde se realiza diariamente el sacrificio de ganado bovino y porcino principalmente. Para la planeación de un programa de muestreo y recolección se observó el manejo de los animales antes del sacrificio, al igual que la técnica de matanza y el procesamiento de la canal, se investigó el programa de sacrificio y el manejo de los residuos para utilizar aquellos que pudieran presentar una menor variabilidad en cuanto a su composición y parámetros importantes para su digestión. Una vez seleccionado el horario de recolección de los residuos (7:30 – 9:00 a.m.) se realizó una visita al rastro cada quince días para la toma de muestra durante toda la etapa experimental de este trabajo (los días de muestreo fueron el primero y tercer lunes de cada mes, de noviembre 2008 a julio 2009).

El tipo de residuos que se generan dentro del rastro principalmente son: contenido ruminal e intestinal, sangre, pelo, vísceras y carne de rechazo, además de pezuñas, cuernos y huesos, los cuales actualmente son almacenados en contenedores y enviados al relleno sanitario para su confinamiento.

Para el desarrollo de ésta investigación, se utilizó el contenido ruminal e intestinal, el estiércol y la sangre principalmente, y en algunas ocasiones se utilizaron carne y vísceras rechazadas, debido al potencial que tiene para ser tratados por digestión anaerobia (Figura 4.1). El pelo, las pezuñas, los cuernos y los huesos no se consideraron debido a su difícil degradación por este medio. Las proporciones en peso de cada residuo fueron: contenido ruminal 80 %, sangre y vísceras 11 % y estiércol 9 %, ya que en estas proporciones se generan en promedio diariamente dentro del rastro, además que estudios previos realizados con este tipo de residuos concluyeron que esa proporción es adecuada para llevar a cabo la digestión anaerobia (Álvarez, 2004; Flores C., 2008). Los residuos muestreados se almacenaron a 4 °C hasta su utilización.



Figura 4.1 Muestreo de los residuos dentro del rastro: **a)** Recolección de estiércol del área de corrales, **b)** Área de desecho del contenido ruminal y **c)** Sangre y vísceras colectadas

4.1.2 Acondicionamiento de los residuos.

Antes de la caracterización los residuos fueron acondicionados. Primeramente fueron mezclados en la proporción mencionada en la sección anterior, después fueron triturados en una licuadora industrial para disminuir el tamaño de partícula y así darle a las bacterias una mayor área de contacto residuo bacteria. Posteriormente, el residuo fue filtrado mediante un tamiz de metal con diámetro de poro de 2 mm, con el objetivo de evitar problemas con las válvulas, mangueras y bombas de los biorreactores. Por último, todo el residuo fue homogenizado para su posterior caracterización y carga a los biorreactores.



Figura 4.2 Acondicionamiento de los residuos **a)** Molido, **b)** Tamizado y **c)** Homogenizado de los residuos

4.1.3 Caracterización de residuos

La caracterización tiene como objetivo un mejor control sobre la selección y recolección de los residuos, mantener un estándar y evitar variabilidad en la producción de biogás. Para su esto se utilizaron las técnicas fisicoquímicas que se presentan en la Tabla 4.1 y se detallan en el Anexo A. Los residuos se analizaron en fresco y sin dilución, excepto para las pruebas de alcalinidad total, parcial y demanda química de oxígeno donde se utilizó una dilución de 1:100 (residuo:agua) para facilitar la determinación de estos parámetros. Las pruebas se realizaron por triplicado. También se mandó una muestra al laboratorio de análisis químico de CIDETEQ, el resultado se puede observar en el Anexo B.

Tabla 4.1 Técnicas fisicoquímicas utilizadas para la caracterización del residuo

TÉCNICA	REFERENCIA
Determinación de Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles (SV), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	NMX-AA-034-SCFI-2001; APHA (1995)
Determinación de la Demanda Química de Oxígeno Total (DQOt) y la Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQOs).	NMX-AA-030-SCFI-2001; para la DQOs se hace una modificación en el método (Anexo A, sección b)
Determinación del Potencial de Hidrógeno (pH), Alcalinidad Total (AT), Alcalinidad Parcial (AP) y Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	APHA (1995) y Jenkins <i>et al</i> (1983)
Determinación de Nitrógeno Amoniacal (NA)	Manual del equipo HACH

4.2 Inóculo.

El inóculo utilizado en este trabajo fue un lodo granular anaerobio maduro de la planta piloto de tratamiento de aguas residuales del rastro municipal de San Juan del Río, Qro. (figura 4.3). Este fue evaluado en el trabajo realizado por Flores (2008), presentando una actividad metanogénica alta (1.32 g DQO/g SSV*d). Este parámetro fue decisivo para que el lodo fuera seleccionado, ya que es una medida de calidad biológica, su potencial de producción de CH₄ y se atribuye a una rápida adaptación al sustrato y/o a los parámetros ambientales.



Figura 4.3 Lodo granular anaerobio maduro utilizado como inóculo en el proceso

Para la caracterización del inóculo se realizaron las técnicas fisicoquímicas que se presentan en la Tabla 4.2 y están detalladas en el Anexo A. El inóculo se mantuvo activo mediante la adición una vez a la semana de 300 mL de acetato de sodio al 1 %.

Tabla 4.2 Técnicas fisicoquímicas utilizadas para la caracterización del inóculo

TÉCNICA	REFERENCIA
Determinación de Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles (SV), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	NMX-AA-034-SCFI-2001; APHA (1995)
Índice Volumétrico de Lodos (IV)	APHA (1995)
Actividad Metanogénica Específica (AME)	Rozzi y Remigi (2004)

4.3 Pretratamiento del Sustrato e Inoculación del Proceso

Con la finalidad de reducir el periodo de hidrólisis de la materia orgánica y el tiempo de arranque del proceso anaerobio (González *et al*, 2008), así como aumentar las eficiencias de remoción de DQOt, DQOs, ST y SV, y maximizar la producción de biogás se llevó a cabo un pretratamiento térmico al residuo y se inocularon los reactores anaerobios con lodo granular maduro (sección 4.2). Esta primera fase experimental se llevó a cabo a un diseño de experimento de 2 factores, temperatura e inóculo, el primero tuvo 5 niveles (25, 50, 60, 70 y 80 °C) y el segundo 2 niveles (con y sin inóculo), y se hicieron tres repeticiones del experimento (tabla 4.3).

El residuo ya caracterizado se diluye a una carga orgánica de 50 g de ST / kg de muestra, parámetro determinado en un trabajo previo a éste realizado por Flores (2008) para tratar los residuos provenientes del rastro. Posterior a la dilución se llevan

a cabo cada uno de los pretratamientos a las temperaturas de 50, 60, 70 y 80 °C, teniendo una muestra sin pretratar a manera de control (25 °C). Estas temperaturas fueron seleccionadas dentro del rango y el tiempo que la bibliografía determina como óptimo para residuos orgánicos de origen agroindustrial (Li *et al*, 1997). El tiempo de pretratamiento fue de una hora a partir de cuando el residuo alcanza la temperatura de pretratamiento.

Para realizar el pretratamiento se utilizó material de vidrio como matraces erlenmeyer y vasos de precipitado, ambos de 500 mL, además se usó un termómetro de mercurio y una parrilla eléctrica de laboratorio (Figura 4.4). Antes y después del pretratamiento los siguientes parámetros fueron determinados: DQOt, DQOs, ST y SV, y se calculó la relación DQOs / DQOt para ver el comportamiento de la solubilización del sustrato con el efecto de la temperatura.

Tabla 4.3 Diseño de experimentos temperatura de pretratamiento – inoculación

Condición	Temperatura de pretratamiento (°C)				
	25	50	60	70	80
Con Inóculo	1	2	3	4	5
Sin Inóculo	6	7	8	9	10

Nota: el control (residuo sin pretratar) es considerado a 25°C que es la temperatura ambiente estándar



Figura 4.4 Pretratamiento térmico al residuo de rastro

Inmediatamente después del pretratamiento el residuo se pasó a una botella serológica con un volumen útil de 60 mL (Figura 4.5). Para cada muestra pretratada se realizaron experimentos con y sin inóculo según el diseño experimental propuesto, (ver Tabla 4.3), cada experimento se realizó por triplicado. La relación residuo - inóculo fue 5:1 (Forster - Carneiro *et al*, 2008). El inóculo utilizado fue el lodo granular maduro mencionado en la sección anterior. El proceso se corrió en lote, se controló la temperatura a 35°C y agitó a 90 rpm en un agitador orbital con incubadora (Figura 4.5) y se le dió seguimiento hasta que la producción de gas cesó.



Figura 4.5 Agitador orbital con incubadora utilizado controlar la temperatura del proceso biológico en la primera etapa del proyecto

La producción de metano se determinó por desplazamiento volumétrico de una columna de NaOH 1M, figura 4.6. La sosa se reemplazó cuando el pH estuvo por debajo de 12, ya que a valores de pH menores la solución se encuentra saturada con carbonato de sodio, y ya no absorbe más CO₂.

En esta parte experimental se decidió medir la producción de metano ya que el volumen de los reactores es pequeño y no se necesita de grandes cantidades de sosa permitiendo así determinar el metano producido en cada uno de los experimentos.

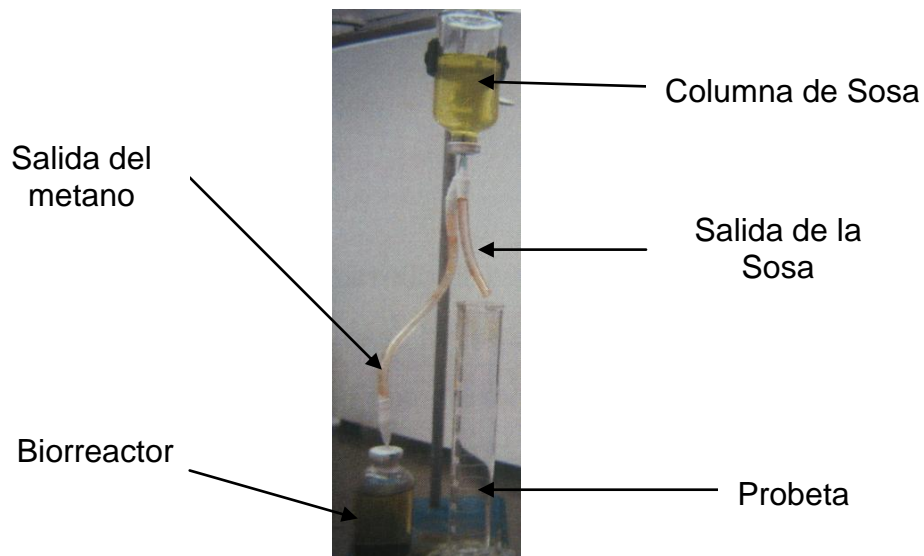


Figura 4.6 Sistema de medición de metano por desplazamiento volumétrico de una columna de sosa

La evaluación estadística se realizó mediante análisis de varianza (ANOVA) a un nivel de confianza del 95 % con el software estadístico Minitab.

4.4 Proceso de Digestión Anaerobia en Una y Dos Etapas

Una vez determinada la temperatura de pretratamiento del sustrato adecuada y el uso de inóculo como mejorador del proceso biológico en función de la remoción de materia orgánica y producción de metano, la siguiente fase de esta tesis consistió en la evaluación y comparación del proceso biológico tanto en una como en dos etapas con la finalidad de determinar la eficiencia de los procesos y así proponer un tren de tratamiento para los residuos de rastro.

Para la separación de las etapas se le dio seguimiento a la concentración de AGVs, ya que estos son producidos en la fermentación y consumidos en la metanización, es decir, mientras los AGVs aumenten predomina la primera etapa “fermentación”, en el momento en que comienzan a disminuir entonces predomina la segunda etapa “metanización”. Así con el seguimiento de los AGVs se induce la separación de las etapas. Es importante resaltar que la separación por completo de las etapas no es posible conseguirla, debido a la relación simbiótica entre los diferentes microorganismos.

Por cuestiones de comparación tanto para el proceso en una etapa como el de dos se trabajó con las mismas condiciones de operación, las cuales se describen en la Tabla 4.4. Los procesos se realizaron en paralelo y se trabajo en semi – continuo, manteniendo la relación de inóculo 5:1. Se realizaron dos corridas para cada una de las etapas, la corrida SP para el sustrato sin pretratamiento y la corrida CP para el pretratado a 60 °C.

Tabla 4.4 Condiciones de operación para los procesos de una y dos etapas

Parámetro	Proceso	
	Una etapa	Dos etapas
Volumen útil, L	6	34
Flujo volumétrico, L / día	0.143	0.815
TRH, días	42	42
Carga orgánica volumétrica (OLR), kg DQOt / m ³ * día	1.48	1.48
Carga de sólidos, kg ST / m ³ * día	1.19	1.19

En el caso del proceso en dos etapas, las condiciones de operación generales del proceso están detalladas en la Tabla 4.4, y las condiciones de operación particulares de cada una de las etapas “fermentación y metanización” están descritas en la tabla 4.5. Para el arranque del proceso, primeramente se estabilizo el reactor donde se llevo a cabo la fermentación, una vez estabilizado se dio paso a la metanización.

En este caso los parámetros evaluados fueron DQOt, DQOs, ST, SV, AT, AP, relación α (relación de alcalinidades: AP / AT), AGVs, y Nitrógeno amoniacal conforme a las técnicas descritas en el Anexo A, y se cuantificó la producción de biogás utilizando la técnica de desplazamiento volumétrico burbujeando el biogás en una columna con solución salina saturada acidificada a pH 3.0 con la finalidad de evitar la solubilización del CO₂ en la solución. Como indicador del cambio de pH por la disolución del CO₂, se usó rojo de metilo. La medición del gas acumulado fue llevada a cabo diariamente.

Tabla 4.5 Condiciones de operación particulares para la fermentación y la metanización del proceso de dos etapas

Parámetro	Etapas del proceso	
	Fermentación	Metanización
Volumen útil, L	6	27
Flujo volumétrico, L / día	0.815	0.815
TRH, días	7	26
Carga orgánica volumétrica (OLR), kg DQOt / m ³ * día	8.41	1.5 – 2
Carga de sólidos, kg ST / m ³ * día	6.70	1.31

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante análisis de varianza (ANOVA) a un nivel de confianza del 95 % con el software estadístico Minitab.

Se hicieron los balances y cálculos correspondientes de eficiencia de remoción de la materia orgánica y productividad de biogás para cada uno de los procesos, y con base a los resultados obtenidos se llevó a cabo la comparación de los procesos y se propuso un tren de tratamiento para los residuos provenientes de los rastros.

Para el proceso en una etapa se utilizaron dos reactores anaerobios fabricados de acrílico, con un volumen útil de 6 L (Figura 4.7). En el proceso en dos etapas el reactor donde se llevó a cabo la etapa de fermentación es igual al que se utilizó en el proceso de una etapa, y para la etapa de la metanización se emplearon dos reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) también fabricados en acrílico con un volumen útil de 28 L, manteniendo una relación en volumen de 1:4.7 entre las etapas de fermentación / metanización (Figura 4.8). La agitación de los reactores se llevó a cabo mediante la recirculación del biogás producido dentro de éstos.



Figura 4.7 Reactores anaerobios utilizados para el proceso en una etapa



Figura 4.8 Sistema anaerobio de dos etapas: la imagen de la izquierda es la que corresponde a la etapa de fermentación y la de la derecha es la etapa de metanización

Además de los reactores también se utilizaron 2 bombas peristálticas, una de ellas con 2 cabezales Masterflex y la otra con 4, y mangueras de silicona con diámetro interno de 4 y 10 mm y un espesor de pared de aproximadamente 1 mm, para dosificar el sustrato de cada uno de los reactores.

4.5 Análisis de Sustentabilidad del Sistema de Tratamiento de Residuos Propuesto.

Para esta parte del proyecto se realizó una estancia corta en la Universidad de Valladolid, España, con la finalidad de hacer un estudio de auto – sustentabilidad.

El cuál consistió primeramente en proponer el tren de tratamiento de los residuos para un rastro. Con los datos experimentales y el diagrama del tren de tratamiento se desarrolló un programa en una hoja de cálculo (Anexo C), mediante el cual se puede determinar la cantidad de biogás que se produciría a partir de los residuos alimentados al tren de tratamiento dentro del rastro. También calcula la cantidad de energía térmica / eléctrica que se produciría con dichos residuos, mediante el uso de un cogenerador de calor y potencia (CHP), el cual tiene una eficiencia de 35 y 40 % para energía eléctrica y térmica, respectivamente (Murphy *et al*, 2004). La producción de residuos diaria dentro del rastro es un parámetro que varía dependiendo de la demanda de carne que se tenga en cada municipio, por lo cual se tomo como dato base una tonelada de residuo por día como flujo del tren de tratamiento propuesto para correr el programa.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Caracterización del Residuo

Los resultados de la caracterización del sustrato (residuo de rastro) se muestran en la Tabla 5.1. Se presenta el valor promedio y su correspondiente desviación estándar.

Tabla 5.1 Resultados de la caracterización de los residuos de rastro (sustrato inicial).

Parámetro	Unidad	Valor	Desviación Estándar
Sólidos Totales	g / kg	174.60	33.65
Sólidos Volátiles	g / kg	128.60	22.48
Sólidos Suspendidos Totales	g / kg	134.21	23.28
Sólidos Suspendidos Volátiles	g / kg	123.92	13.83
Demanda Química de Oxígeno Total	g / L	232.32	25.73
Demanda Química de Oxígeno Soluble	g / L	135.89	14.38
ph	-----	6.49	1.07
Alcalinidad Total	g / L	20.88	8.09
Alcalinidad Parcial	g CaCO ₃ / L	5.55	3.20
Ácidos Grasos Volátiles	g / L	15.33	6.23
Nitrógeno Amoniacal	mg / L	2134.6	15.48

Se observó que para la AT y AP el coeficiente de variación fue de 8.09 y 3.20, lo que indica que la variabilidad de los parámetros fue un factor determinante en los resultados experimentales obtenidos.

Es notoria la tendencia del residuo a la acidificación, ya que tanto la AT y la concentración de AGV presentaron valores elevados, lo que hace suponer que existen problemas de acumulación de ácidos, por lo que es conveniente trabajar con una carga orgánica baja, como lo determinó Flores (2008).

La cantidad de ST en el residuo es de 174.60 g / kg de muestra de los cuales el 74 % estaba conformado por materia orgánica (SV) y tan solo el 26 % son sólidos fijos (SF) o cenizas. También la DQOt presenta un valor elevado de 232.32 g / L de muestra, reafirmando un alto contenido de materia orgánica en el sustrato, pero solamente el 58 % de este valor corresponde a la DQOs, indicando que no toda la materia orgánica se encuentra biodisponible, es decir, apta para los microorganismos, por lo que es recomendable llevar a cabo un pretratamiento al residuo para mejorar el proceso anaerobio.

También presenta un elevado contenido de SSV alrededor del 92 %, por lo que el sustrato ya contiene un elevado número de microorganismos, aportados principalmente por el contenido ruminal, ya que representa el 80 % de la muestra, lo cual es idóneo para el proceso ya que los microorganismos del rumen son anaerobios y pueden ser usados como inóculo en los reactores.

5.2 Caracterización del Inóculo

La caracterización del inóculo se muestra en la Tabla 5.2. Para el caso del inóculo existen dos parámetros de suma importancia, el contenido de SSV y la actividad metanogénica específica. El primer parámetro representa una medida indirecta del contenido de microorganismos y el segundo es el potencial biológico para producir metano.

Tabla 5.2 Resultados de la caracterización del lodo granular maduro (inóculo)

Parámetro	Unidad	Valor	Desviación Estándar
Sólidos Totales	g / kg	76.31	3.12
Sólidos Volátiles	g / kg	60.44	4.39
Sólidos Suspendidos Totales	g / kg	71.62	3.99
Sólidos Suspendidos Volátiles	g / kg	58.27	2.20
Índice Volumétrico de Lodos	mL / g	9.95	0.96
Actividad Metanogénica Específica	g DQO / g SSV * d	1.39	0.12

Se encontró que alrededor del 80 % de los sólidos son SSV, indicando que se tiene un elevado contenido de bacterias siendo esto favorable para el proceso. También se obtuvo un valor alto para la actividad metanogénica, el cual representa que por 1 g de bacterias (SSV) presentes en el medio se transforma 1.39 g de DQOt a metano en un día.

5.3 Pretratamiento Térmico al Sustrato e Inoculación del Proceso

5.3.1 Diseño de experimentos para evaluar el pretratamiento térmico del sustrato y el uso de inóculo en el proceso de digestión anaerobia.

El objetivo de esta sección es determinar si es realmente necesario inocular el proceso y si existe una temperatura con la cual se obtenga tanto una mayor producción de metano como una mejor remoción de materia orgánica.

Es imprescindible analizar el efecto individual de cada factor como se realizó en las secciones anteriores, pero también es importante determinar si existe algún efecto en la interacción entre los factores, el método o técnica para poder analizar de manera eficiente dicho efecto de interacción es mediante el desarrollo de un diseño de experimentos, mediante el cual se busca responder a las siguientes preguntas: **1)** ¿Qué efecto tienen el pretratamiento térmico al sustrato y el uso de lodo granular maduro como inóculo en la remoción de la materia orgánica y la producción de metano? y **2)** ¿Existe una temperatura de pretratamiento con la que se obtenga una mayor remoción de materia orgánica o mejor productividad de metano independiente del uso del inóculo?. **3)** ¿Es necesario inocular el proceso para obtener mayor producción de biogás y una mayor reducción de materia orgánica?

El diseño de experimentos propuesto se describió en la sección de métodos experimentales (Tabla 4.3) y los resultados obtenidos al llevarlo a cabo están descritos en esta sección tanto para la destrucción de la materia orgánica como para la producción neta de metano.

Para la remoción de materia orgánica se usó como variable de respuesta el porcentaje de remoción de la DQOt para el diseño de experimentos planteado en el marco teórico, aunque también se analizó el comportamiento de la DQOs, ST y SV, los porcentajes de remoción de cada una de estas variables se encuentran resumidos en la Tabla 5.3.

En la Figura 5.1 se muestra la evolución de la concentración de la DQOt para cada uno de los ensayos, en todos los casos es evidente una disminución de dicha variable y un comportamiento similar. Sin embargo, el ensayo de 60CI obtuvo la mayor destrucción de DQOt alcanzando el 58 % de remoción, mientras que para los ensayos de 70SI y 80SI se obtuvo la menor logrando solamente alrededor de un 37.5 %. Los mayores porcentajes de remoción de DQOs, ST y SV fueron 60, 56 y 58 % respectivamente, y los tres corresponden al ensayo de 60CI, mientras los menores porcentajes de destrucción fueron de 36.7, 36 y 32 % para DQOs, ST y SV respectivamente, correspondiendo al ensayo de 80SI.

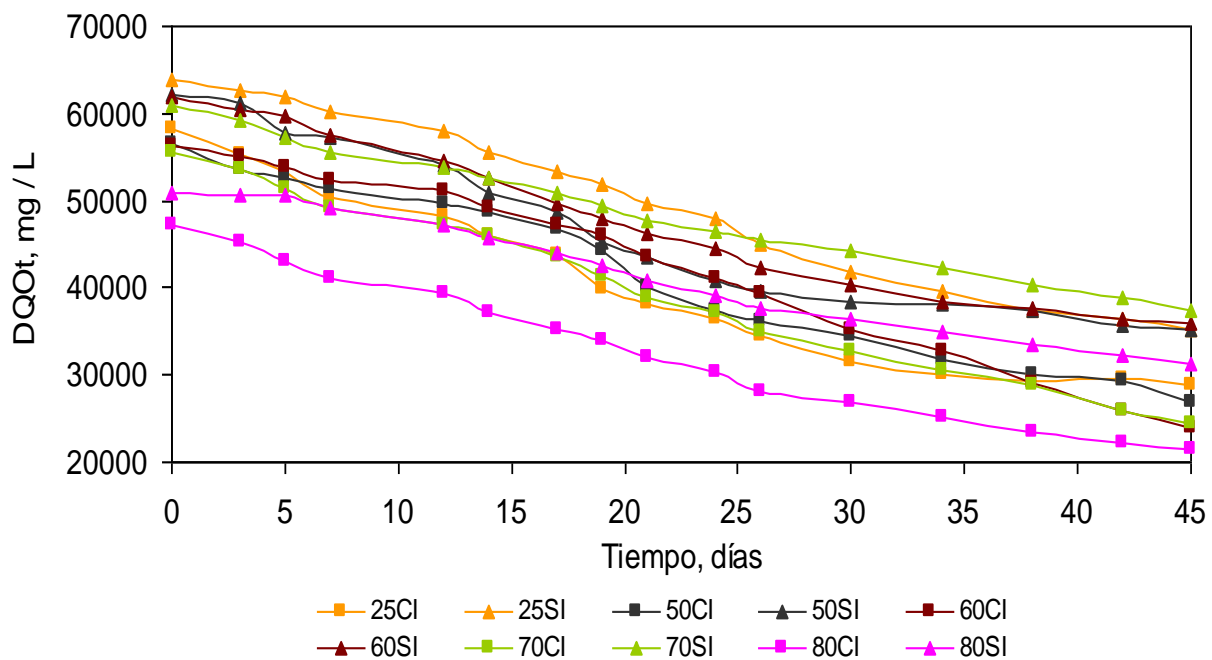


Figura 5.1 Evolución de la DQOt durante el proceso para el diseño de experimentos

Para responder a las preguntas planteadas anteriormente se diseñaron las siguientes hipótesis: **1)** No existe efecto en la remoción de DQO por la inoculación previa **2)** El efecto en la remoción de materia orgánica es independiente de la temperatura de pretratamiento al sustrato; y **3)** El efecto en la remoción de la materia orgánica no depende de la interacción de los factores: pretratamiento térmico al sustrato e inoculación del proceso.

El análisis de varianza (con un nivel de confianza del 95 %) para responder a estas hipótesis se muestra en la Figura A.3 (Anexo B). Puesto que el valor de $F_{0.05,4,,20}=2.87$, se concluye que hay una interacción significativa entre el uso de inóculo y la temperatura de pretratamiento al sustrato; y que el efecto principal de la temperatura de pretratamiento es significativo. Además, $F_{0.05,1,20}=4.35$, por lo tanto el efecto principal del factor inóculo también es significativo, por lo que es lógico que uno de los niveles de cada factor arroja mejores resultados en la remoción de materia orgánica con respecto a los otros niveles. En la figura A.6 (Anexo B) también se muestran los valores P para los estadísticos de prueba con lo que se reafirma que existe una interacción significativa entre los factores para la remoción de la DQOt.

Como ayuda para interpretar los resultados de este experimento, se construyó una gráfica de las respuestas promedio para cada combinación de los tratamientos. Esta gráfica se muestra en la Figura 5.2. El hecho de que las rectas no sean paralelas confirma que la interacción es significativa. En general se consigue un porcentaje de remoción de DQOt mayor al llevar a cabo el proceso con inóculo, independientemente de la temperatura de pretratamiento que se le de al sustrato. Al llevar a cabo el proceso con inóculo, el porcentaje de remoción más alto lo tuvo el ensayo que contenía el sustrato pretratado a 60 °C, lo que coincide con los resultados obtenidos en la sección 5.3.1, donde se obtuvo la mayor solubilidad del sustrato para esta temperatura.

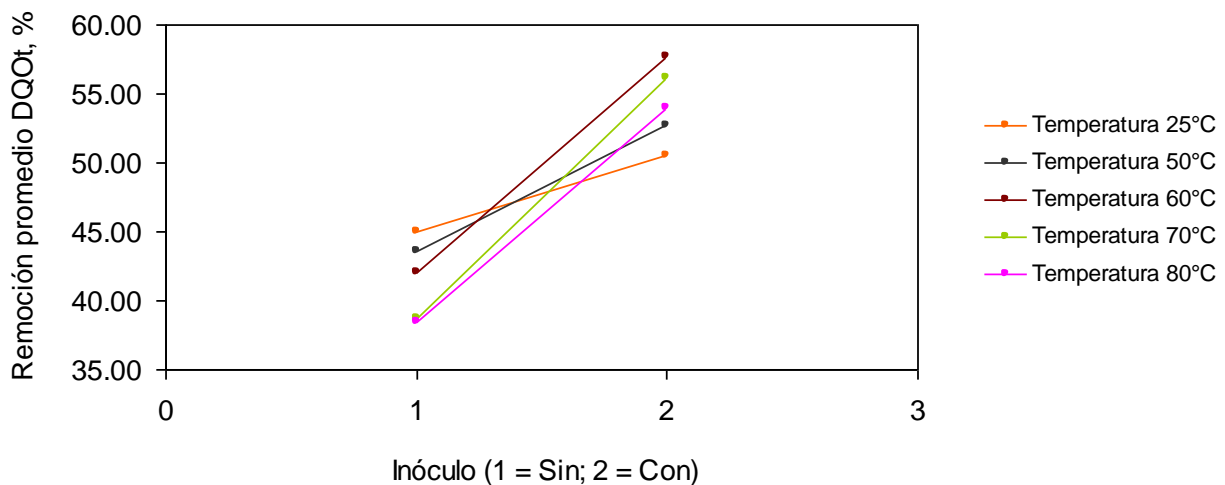


Figura 5.2 Gráfica temperatura de pretratamiento – inoculación para el diseño de experimentos con el % de remoción de DQOt como variable de respuesta

Hasta este momento la temperatura de pretratamiento al sustrato de 60 °C sería la seleccionada para el sistema de tratamiento de los residuos de rastro, por ser la que da los mejores resultados para la remoción de materia orgánica. Sin embargo, también es importante analizar cómo se comporta la producción de metano, ya que el principal objetivo de este trabajo es maximizar la producción de biogás. Para esto se graficó la producción acumulada de metano en la Figura 5.3.

En la gráfica de producción de metano, se observa que los ensayos con inóculo tuvieron una producción superior comparada a los ensayos sin inóculo, además, la producción de biogás se inicia en un menor tiempo para estas muestras coincidiendo con la sección 3.3.2, donde se analizó la inoculación para el caso del sustrato sin pretratamiento. También se puede ver que el ensayo que tuvo la mayor producción de metano, 753 mL de CH₄, es el 60CI (60 °C con inóculo), lo cual concuerda con la remoción de materia orgánica (DQOt). En la gráfica es complicado distinguir los valores de producción de metano para cada uno de los ensayos, debido a la escala, por lo que estos valores se resumen en la Tabla 5.5, donde se puede ver que la menor producción de metano fue para el ensayo de 80SI, 457 mL de CH₄, que también coincide con la remoción de materia orgánica. Para un estudio más detallado sobre los efectos de cada uno de los factores se llevó a cabo el ANOVA (Figura 5.16) para el diseño de experimentos con la producción neta de metano como variable de respuesta.

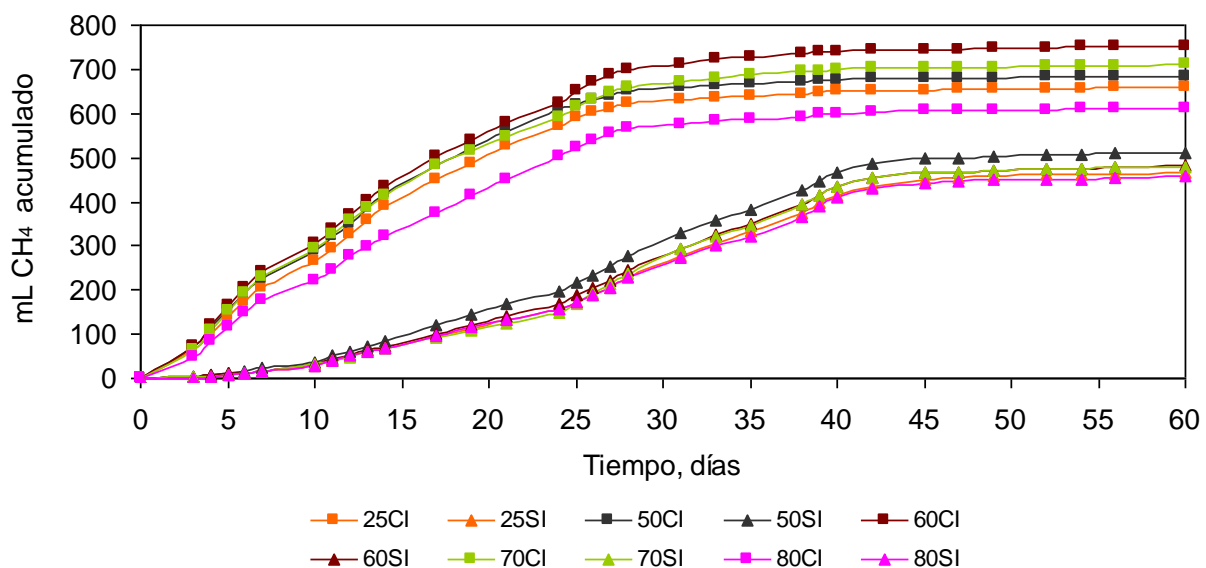


Figura 5.3 Producción acumulada de metano para el diseño de experimentos

Ya que el diseño de experimentos en realidad es el mismo, debido a que lo único que cambia es la variable de respuesta, pero las hipótesis para el diseño y los puntos porcentuales de la distribución F son los mismos (indicados anteriormente), es posible concluir que para la producción de metano no hay una interacción significativa entre la temperatura de pretratamiento al sustrato y el llevar a cabo el proceso con o sin inóculo (Anexos, Figura A.3). Sin embargo, los efectos individuales de los factores sí son significativos, por lo que al realizar el proceso con inóculo se obtuvieron elevadas producciones de metano independientemente de la temperatura del pretratamiento del sustrato, comparándolo con el proceso sin inóculo. También existe una diferencia importante entre cada temperatura de pretratamiento sin importar si el proceso se desarrolla con o sin inóculo, aunque la diferencia para este factor no es tan significativa como para el caso del inóculo.

En la Figura 5.4, se muestra la gráfica de las respuestas promedio de producción de metano, donde claramente se observa que sí existe una interacción entre la temperatura y la inoculación para algunos niveles pero no en todos, ya que algunas de estas rectas son paralelas, por lo tanto se corrobora que la interacción no es significativa, también se puede ver que los ensayos con inóculo presentaron una producción de metano promedio mucho mayor que los que se llevaron a cabo sin inóculo.

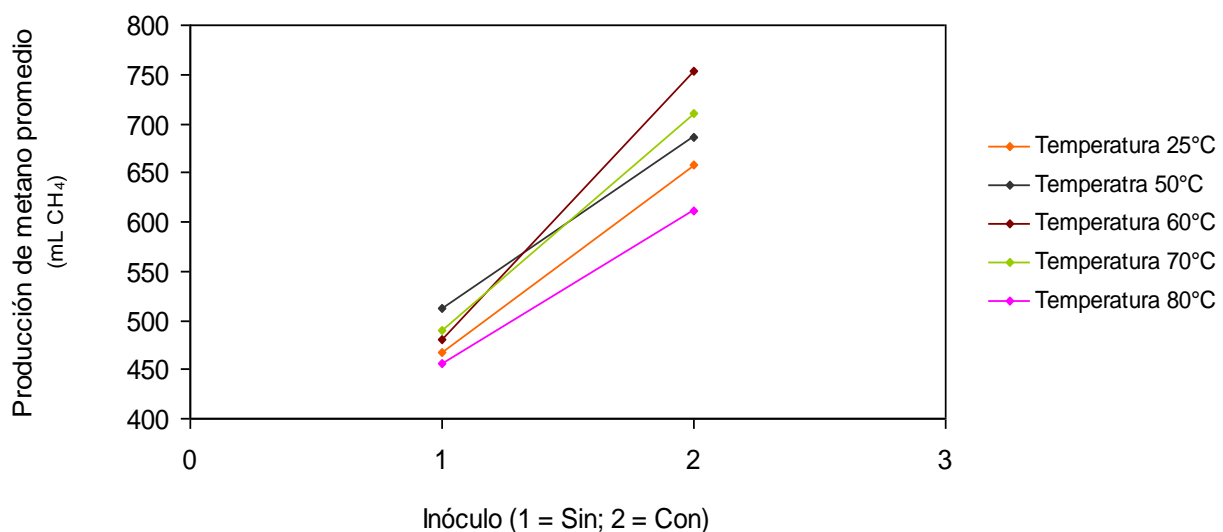


Figura 5.4 Gráfica de temperatura de pretratamiento – inoculación para el diseño de experimentos con la producción de metano como variable de respuesta

Además, en la Tabla 5.3 se encuentran resumidos los resultados obtenidos de rendimiento y productividad de metano. Entendiendo como rendimiento el metano producido por unidad de materia orgánica eliminada ($\text{mL CH}_4 / \text{g DQOt eliminado}$); y por productividad la cantidad de metano obtenido a partir del volumen total alimentado en el reactor en un tiempo determinado ($\text{mL CH}_4 / \text{mL Reactor} * \text{día}$).

Para el ensayo 60CI se obtuvo la productividad más elevada con un valor de $0.448 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{m}^3 \text{ reactor} * \text{día}$, mientras que el valor más bajo lo obtuvo el ensayo de 80SI con solamente $0.169 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{m}^3 \text{ reactor} * \text{día}$. El rendimiento más alto fue de $398 \text{ mL CH}_4 / \text{g DQOt eliminado}$, que corresponde al ensayo de 80CI y el menor fue obtenido por el ensayo de 25SI con un valor de $271 \text{ mL CH}_4 / \text{g DQOt eliminado}$. Para la productividad, los resultados coinciden con los obtenidos para la remoción de materia orgánica y producción neta de metano. Sin embargo, los resultados de rendimiento no concuerdan.

Tabla 5.3 Resumen de los resultados obtenidos para el diseño de experimentos

Ensayo	% Remoción				Rendimiento (L CH_4 / g DQOt removida)	Productividad ($\text{m}^3 \text{ CH}_4 / \text{m}^3$ Reactor * día)	Producción neta (mL CH_4)
	DQOt	DQOs	ST	SV			
25CI	50.51	49.12	48.92	49.50	378	0.388	659
25SI	44.99	39.20	37.92	36.98	271	0.173	468
50CI	52.68	50.24	50.57	51.63	384	0.408	685
50SI	43.61	37.50	39.52	38.16	315	0.190	512
60CI	57.64	60.03	55.99	57.88	387	0.448	753
60SI	42.09	38.24	37.79	37.74	308	0.178	481
70CI	56.04	56.52	52.14	53.57	380	0.423	710
70SI	38.70	37.49	39.99	36.63	346	0.181	490
80CI	54.32	52.26	47.69	48.81	398	0.364	612
80SI	38.47	36.71	36.18	32.24	388	0.169	457

5.3.2 Efecto del Pretratamiento térmico

Los resultados obtenidos en las pruebas de pretratamiento térmico así como su efecto en la solubilización de la DQOs y los SV se presentan en esta sección. Se probaron cuatro diferentes temperaturas 50, 60, 70 y 80 °C, cada una de ellas por una hora y se dejó una muestra sin pretratar como control, para comparación del efecto del pretratamiento.

El principal objetivo del pretratamiento es solubilizar la mayor fracción de materia orgánica para que esta se encuentre disponible para las bacterias, ya que estas solo pueden degradarla cuando se encuentra en forma soluble (Navia *et al*, 2002).

Se han realizado diversos estudios sobre pretratamiento térmico a bajas temperaturas de sustratos con alto contenido de proteínas y grasas, compuestos complejos para ser degradados por vía microbiana, en donde se ha observado para el caso de las proteínas que un aumento de la temperatura las desnatura y para el caso de las grasas la temperatura influye directamente en la solubilidad de estas, a mayor temperatura mayor es su solubilidad (Hiraoka *et al*, 1989).

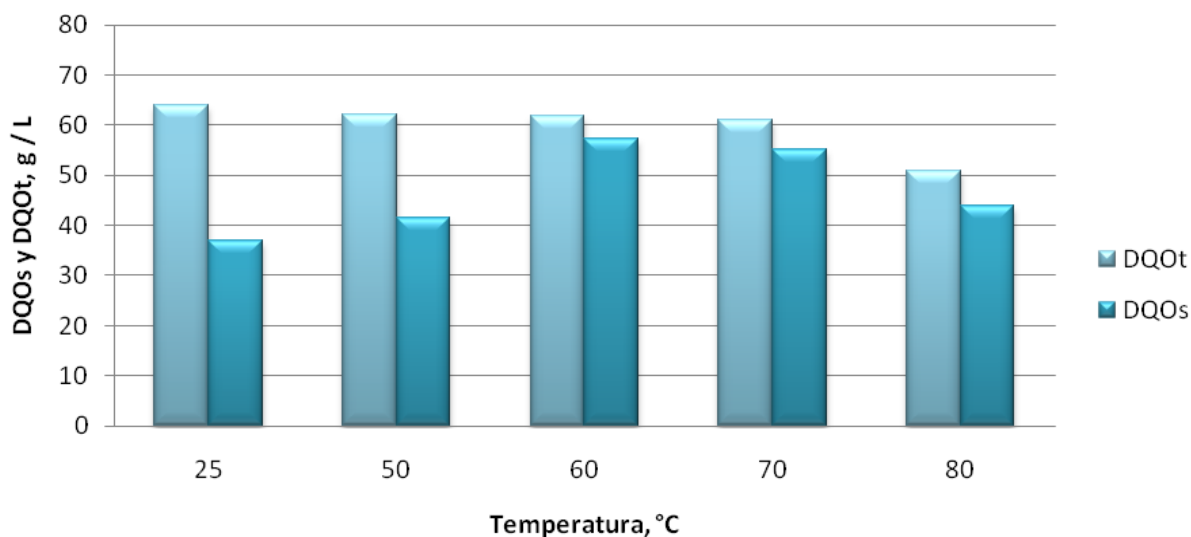


Figura 5.5 Comportamiento de la DQOt y DQOs con el pretratamiento térmico

De los resultados obtenidos (Figura 5.5), se observó que la DQOs aumentó con el incremento de la temperatura de pretratamiento, siendo un 55 y 49 % mayor para las temperaturas de 60 y 70 °C respectivamente, mientras que para las temperaturas de 50 y 80 °C el aumento fue tan solo de un 12 y 19 % respectivamente. Esto podría deberse a que a los 50 °C aún no se ha alcanzado la solubilidad de las grasas y desnaturalización de las proteínas, y a la temperatura de 80 °C las proteínas presentes en el medio se precipitan en el fondo del recipiente de calentamiento, por lo cual una parte de la materia orgánica se pierde. Se concluyó que el residuo si ha sido solubilizado con el pretratamiento térmico.

Para el caso de la DQOt, el comportamiento fue diferente al que presentó la DQOs, conforme aumentó la temperatura de pretratamiento se observó una marcada disminución de la concentración de la DQOt, para el caso de 80 °C la DQOt disminuye hasta un 20 %, partiendo de un valor inicial de 64 g / L, para el sustrato sin pretratar, hasta el valor de 51 g / L, para la muestra pretratada. Para los pretratamientos a temperaturas de 50, 60 y 70 °C disminuye un 2.8, 3.3 y 4.7 % respectivamente, con lo que se puede concluir que las proteínas presentes en el medio se desnaturalizan a una temperatura superior a los 75 °C, por lo cual se pierde materia orgánica al precipitar las proteínas.

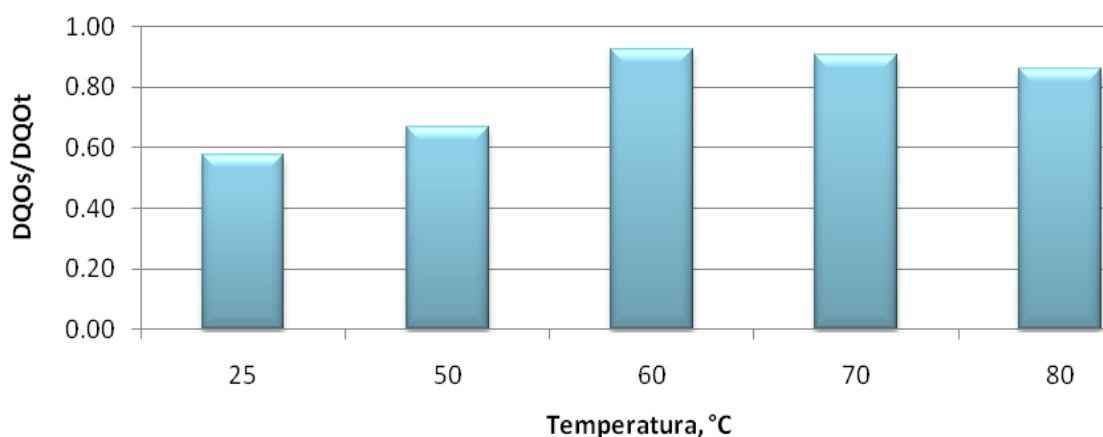


Figura 5.6 Efecto del pretratamiento térmico en la solubilidad de la materia orgánica (relación DQOs / DQOt)

Se determinó la relación DQOs / DQOt del residuo antes de realizar el pretratamiento y se obtuvo una relación de 0.58, por lo que es posible suponer que éste es un residuo que contiene un 42 % de compuestos difíciles de degradar como lo son las grasas, las proteínas y la fibra cruda presente en el residuo homogenizado.

La relación DQOs / DQOt fue mayor para cada uno de los pretratamientos con respecto a la muestra que no se pretrató (Figura 5.6). Para los pretratamientos de 60 y 70 °C se obtuvieron los valores máximos de dicha relación, los cuales fueron de 0.93 y 0.91 respectivamente, con lo cual durante el proceso anaerobio se tendría una mayor cantidad de materia orgánica disponible para ser degradada por las bacterias, además de acelerar el proceso de hidrólisis acortando el tiempo de retención hidráulico (TRH).

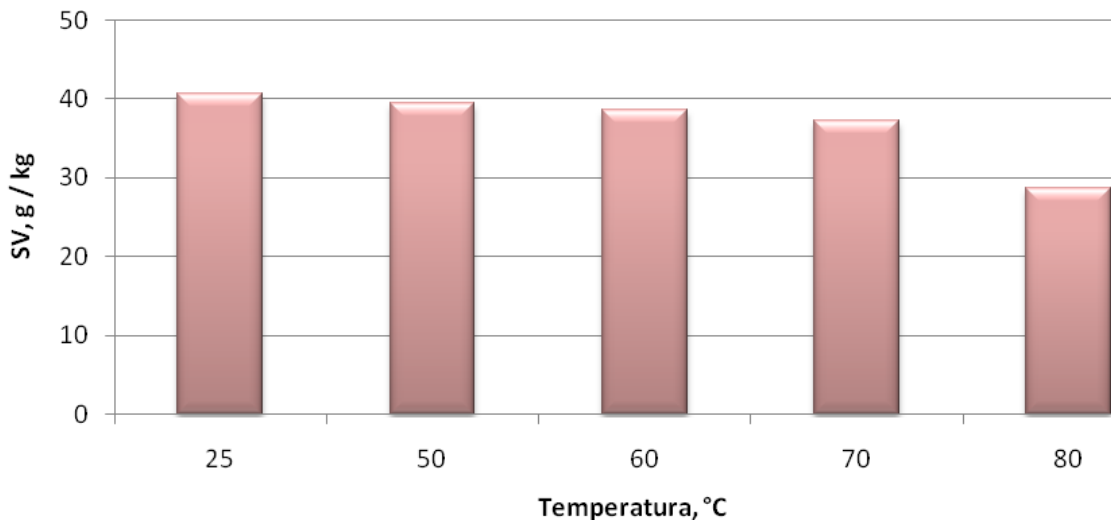


Figura 5.7 Efecto del pretratamiento térmico en los SV.

El efecto del pretratamiento también se observó en la disminución de los SV. Se observó que la concentración de SV presentes en la muestra disminuye al aumentar la temperatura (Figura 5.7). Cuando la temperatura fue de 80 °C, se observó una disminución en los SV en un 23 %. Este comportamiento coincide con el de la DQOt ya que ambos parámetros miden la cantidad de materia orgánica total presente en el residuo. Con esto se concluye que a 80 °C de temperatura existió la mayor remoción de materia orgánica.

En los análisis de varianza (ANOVA), realizados a la DQOs y a la relación de solubilidad DQOs / DQOt de las 4 muestras pretratadas y el control, se mostraron diferencias significativas con un nivel de confianza del 95 % (Anexo B). Si tan solo se consideran los resultados obtenidos hasta el momento, se puede concluir que las mejores temperaturas de pretratamiento para trabajar son de 60 y 70 °C, por ser éstas en las que se obtuvo una mayor solubilidad de la materia orgánica. Tomando en cuenta el gasto energético la mejor temperatura es 60 °C.

5.3.2 Efecto de la inoculación del proceso

El arranque de cualquier sistema biológico anaerobio es lento, debido a la complicación que representa el mantener las condiciones adecuadas para un rápido crecimiento de la biomasa, por lo que es conveniente estudiar el efecto de usar un lodo granular maduro como inóculo en el proceso.

Las características del inóculo utilizado en este trabajo se detallan en la sección 5.2. En este apartado se muestra la comparación de los procesos con y sin inóculo, con el objetivo de determinar si es necesario o no el uso de este para maximizar la producción de metano y mejorar la remoción de la materia orgánica.

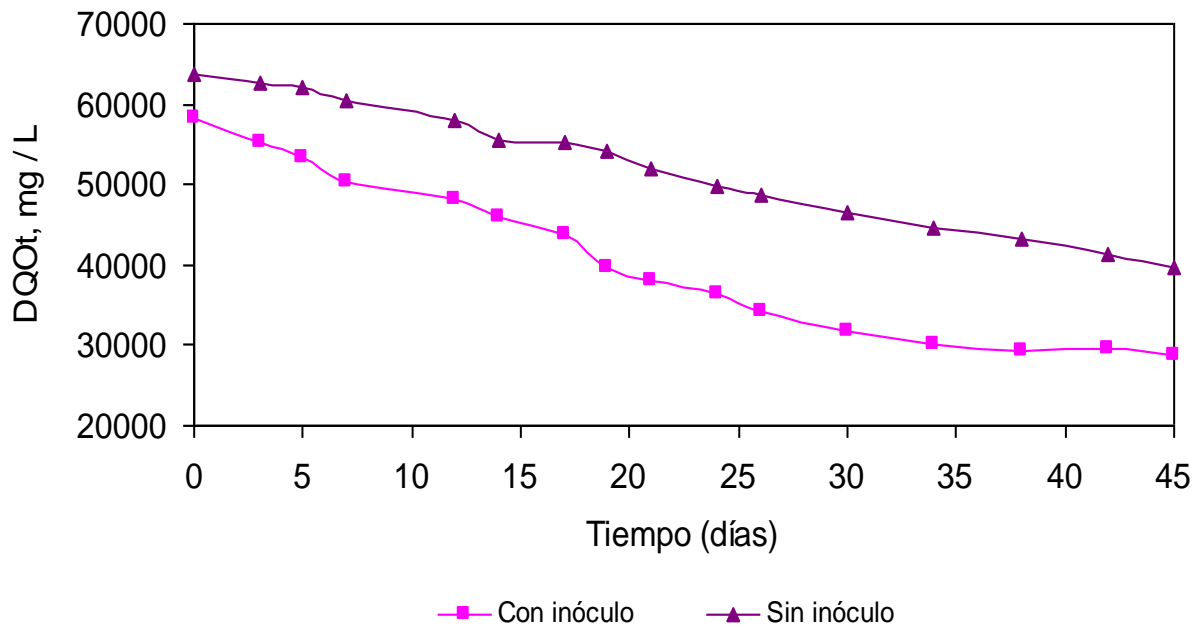


Figura 5.8 Comportamiento de la DQOt al inocular el proceso

El efecto de la inoculación del proceso en la remoción de la materia orgánica se puede observar con el comportamiento de la DQOt principalmente, el cual se muestra en la Figura 5.8. En esta se puede ver que la muestra que fue inoculada tiene una mayor remoción de la materia orgánica, la cual alcanza un 51 % de remoción de DQOt, mientras que aquella en la que no se utiliza inóculo tan solo se obtiene una remoción del 38 %. Esto se debe a que las bacterias presentes en el inóculo se encuentran activas y en una mayor concentración que las del sustrato, la remoción de la materia orgánica por lo tanto es más favorable usando inóculo.

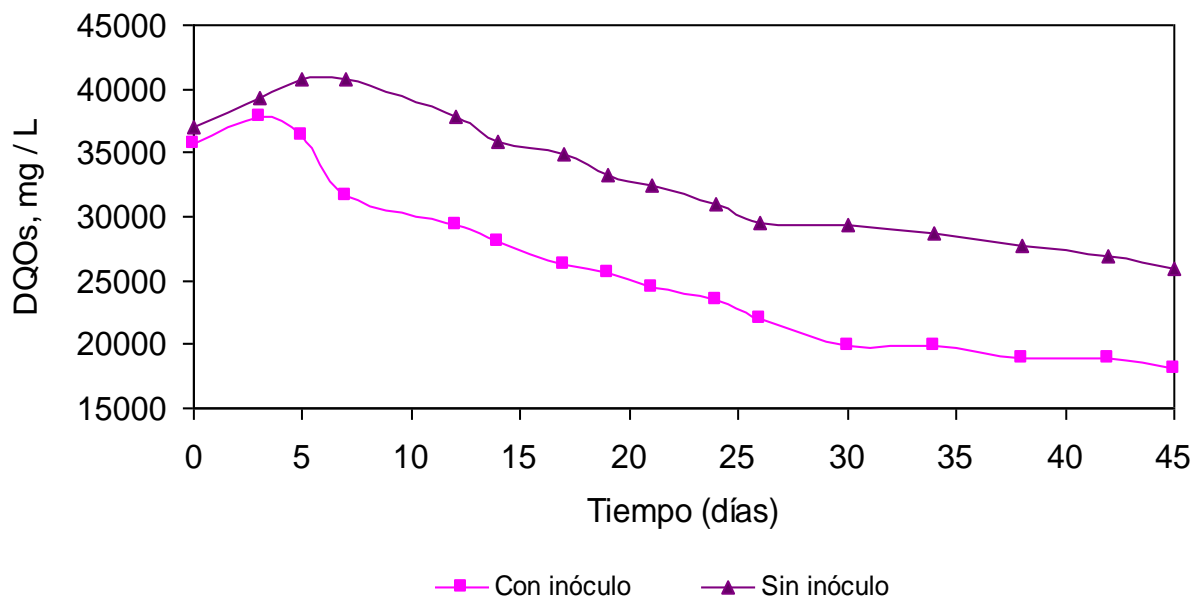


Figura 5.9 Comportamiento de la DQOs al inocular el proceso

En el caso del proceso con inóculo la solubilización de la materia orgánica se llevo a cabo en los primeros 5 días, iniciando en 35.6 hasta alcanzar los 37.9 g / L, con lo que se obtuvo un aumento del 6.3 %, y posteriormente disminuir hasta los 18.1 g / L. Sin embargo, para el caso de la muestra que no se inoculó, el periodo de solubilización duró aproximadamente 12 días incrementando un 10 %, iniciando en los 37.0 g / L alcanzando los 40.7 g / L, para finalizar en los 25.9 g / L. Con esto se concluye que para el proceso con inóculo la etapa de hidrólisis se lleva a cabo en un menor tiempo en comparación a el proceso sin inóculo.

En la Figura 5.10 se muestra la evolución de los ST durante los 45 días de corrida. Al término del periodo la muestra con inóculo obtuvo la mayor eficiencia en cuanto a la disminución de los ST, siendo esta del 49 %, mientras que para la muestra sin inóculo tan solo se alcanzó una eficiencia del 38 %. Sin embargo durante los primeros 30 días la eficiencia de remoción es mayor cuando no hay inóculo.

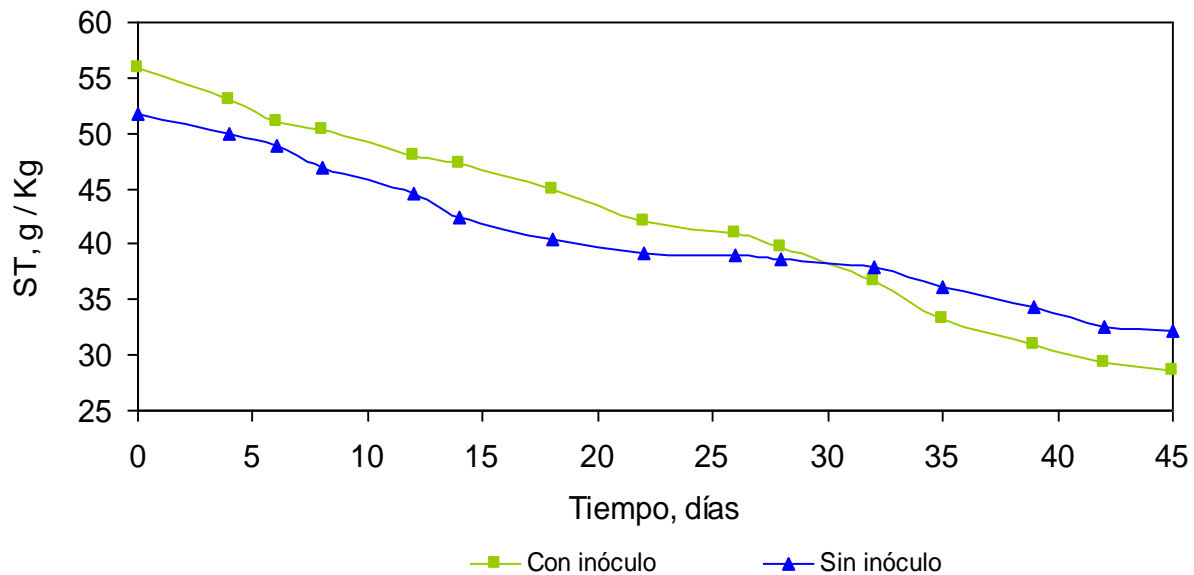


Figura 5.10 Evolución de los ST con la inoculación del proceso

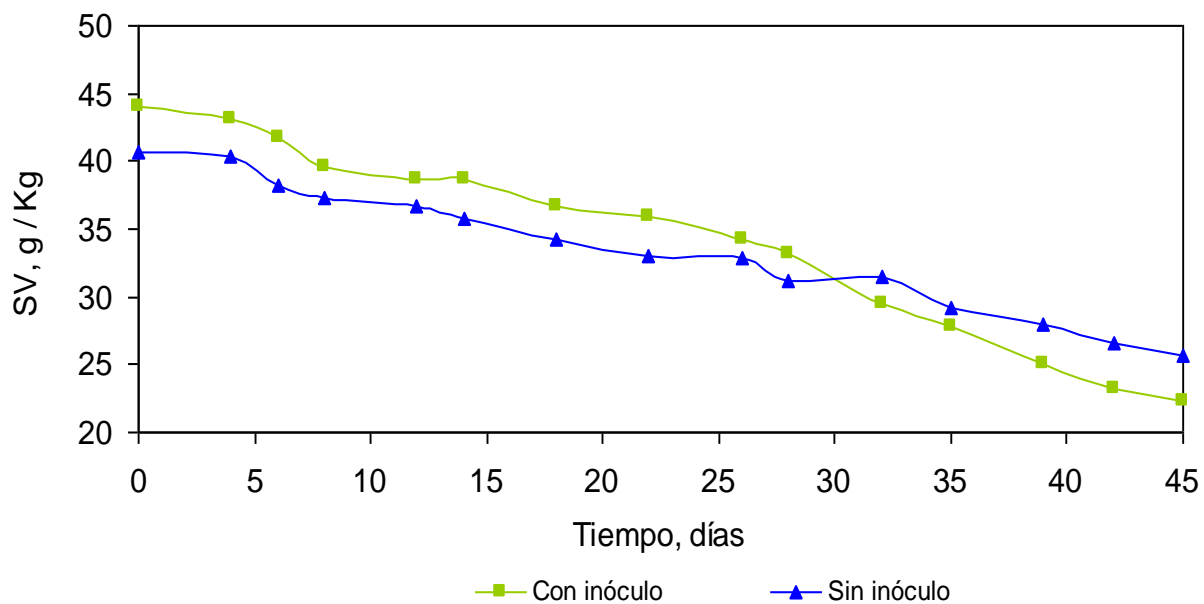


Figura 5.11 Evolución de los SV con la inoculación del proceso

Se encontró que la producción de metano fue mayor y en menor tiempo para el reactor con inóculo que para el reactor sin inóculo (Figura 5.12). Con inóculo la producción de metano se inicia desde el día 3 alcanzando su máxima producción entre los días 25 y 30, mientras que para la muestra sin inóculo comienza hasta el día 12 y su máxima producción se logra hasta después del día 40. La producción neta de metano para la muestras con y sin inóculo alcanzó los 650 y 450 mL, respectivamente. Con esto se puede afirmar que la inoculación del proceso es favorable.

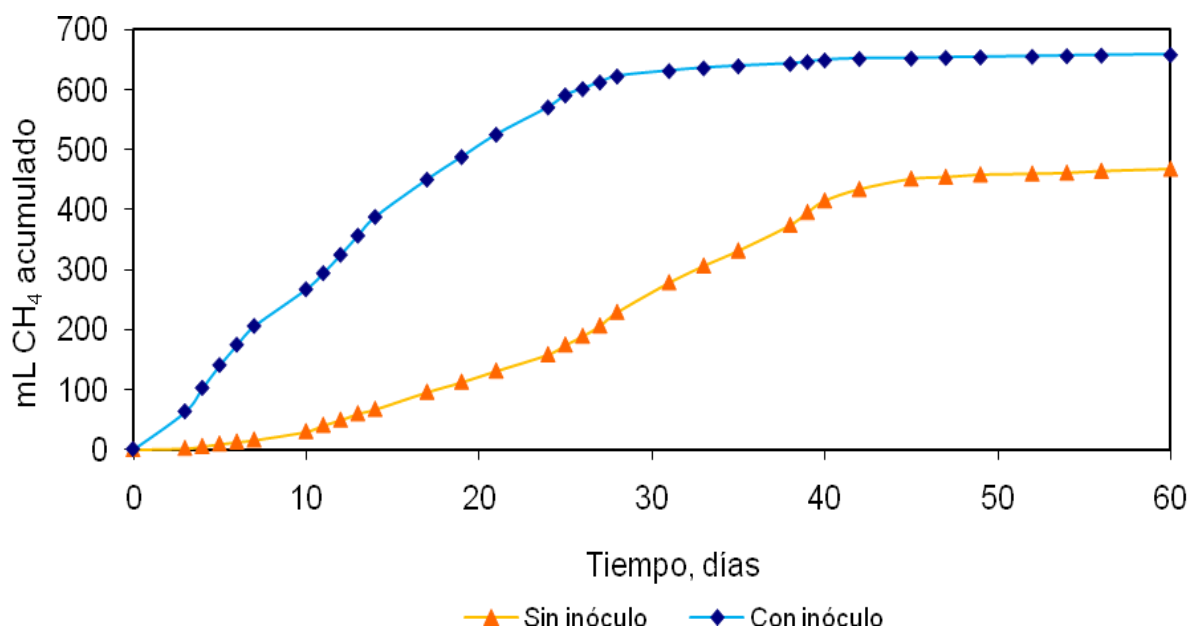


Figura 5.12 Producción de metano con respecto a la inoculación del proceso

En el proceso de digestión anaerobia el rendimiento y la productividad son parámetros de gran importancia, ya que nos indican el comportamiento del proceso. Estos se pueden observar en la Tabla 5.4 junto con los porcentajes de remoción de DQOt, DQOs, ST y SV. Para los procesos con y sin inóculo se obtuvieron rendimientos de 375 y 311 mL CH₄ / g DQOt removido, respectivamente. Con esto se entiende que para cada gramo de DQOt removida o eliminada se obtienen 375 y 311 mL de CH₄, según corresponda para cada uno. Los resultados que se observaron para la productividad fueron de 0.363 y 0.188 m³ CH₄ / m³ * d, respectivamente, siendo muy superior la productividad presentada por la muestra con inóculo.

Tabla 5.4 Porcentajes de remoción de la materia orgánica, rendimiento y productividad del metano para el proceso con y sin inóculo

Parámetro	Unidad	Con Inóculo	Sin Inóculo
Remoción DQOt	%	50.51	37.93
Remoción DQOs	%	49.12	30.20
Remoción ST	%	48.92	37.92
Remoción SV	%	49.50	36.98
Rendimiento de CH ₄	(L / g DQOt removido)	0.375	0.311
Productividad CH ₄	(m ³ / m ³ reactor * d)	0.363	0.188

En los ANOVA's, realizados a la remoción de la materia orgánica (% Rem DQOt) y a la productividad de metano de ambas corridas, se mostraron diferencias significativas con un nivel de confianza del 95 % (Anexos B), concluyendo con esto que la inoculación es efectiva para mejorar el proceso tanto en remoción de materia orgánica como en producción de metano.

Para las siguientes etapas del proyecto, en base a estos resultados se tomó la decisión de llevar a cabo el proceso biológico con inóculo, ya que es evidente que el uso de éste mejora el proceso. La temperatura de pretratamiento elegida por haber obtenido los mejores resultados tanto para la remoción de materia orgánica como para la producción neta de metano fue la de 60 °C. A pesar de estos resultados y para determinar el impacto del pretratamiento a una escala mayor, también se decidió realizar 2 corridas, una con pretratado a 60 °C y la otra sin pretratado.

5.4 Proceso anaerobio en una y dos etapas.

El proceso de digestión es sumamente complicado debido a la presencia de los diferentes tipos de bacterias necesarios para llevar a cabo el proceso por completo. La separación de las etapas es una opción para tener un mejor control del proceso y una mayor productividad. Dicha separación se basa en que la hidrólisis y acidogénesis regularmente se llevan a cabo por el mismo tipo de bacterias, fermentativas, es por esto que dichas fases metabólicas en conjunto forman la primera etapa del proceso de digestión anaerobia conocida como fermentación. Mientras que la otra etapa conocida como metanización, por ser donde se produce el metano, está constituida por la acetogénesis y la metanogénesis, en esta etapa se encuentran presentes dos tipos de bacterias: las que convierten los AGVs a acetato (acetogénicas) y las productoras de metano a partir del acetato (metanogénicas). En las siguientes secciones se describen tanto los resultados obtenidos de inducir la separación de las etapas como los obtenidos de la comparación entre los sistemas de una y dos etapas.

5.4.1 Inducción de la Separación del Proceso de Digestión Anaerobia en Dos Etapas: Fermentación y Metanización.

Para inducir la separación de las etapas “fermentación y metanización”, primeramente es necesario estudiar el comportamiento de los AGVs durante la digestión completa del sustrato, es decir en una sola etapa, esto con la finalidad de ver el predominio de cada una de las fases metabólicas con respecto al tiempo de operación del proceso.

Como se mencionó anteriormente, los compuestos poliméricos complejos primeramente son hidrolizados a sus monómeros, los cuales durante la acidogénesis son convertidos a ácido butírico, propiónico, etc. (AGVs), y posteriormente a ácido acético en la acetogénesis y finalmente a biogás en la metanogénesis (ver sección 3.1.2 y Figura 3.1). Es importante tener esto en cuenta a lo largo de esta sección.

La evolución de los AGVs en el proceso completo se muestra en la Figura 5.13, en donde se muestran dos líneas ambas corresponden a procesos de digestión anaerobia en una sola etapa, la diferencia consiste en el sustrato usado en cada uno de los procesos, ya que se realizó tanto con residuo de rastro fresco (sin pretratar) como con residuo pretratado a 60 °C.

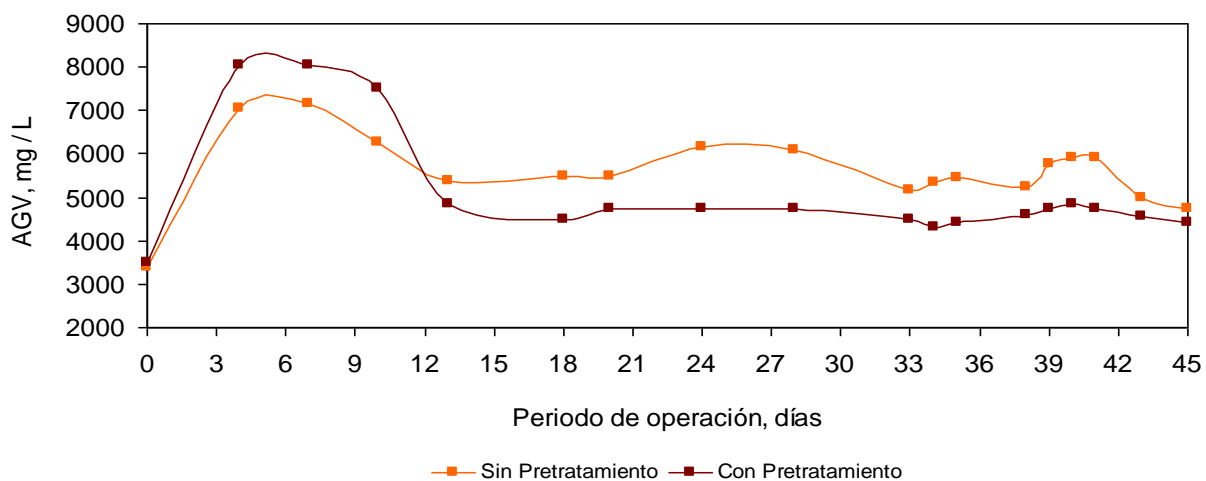


Figura 5.13 Evolución de los AGVs durante el proceso de digestión anaerobia en una sola etapa

Claramente se ve en la Figura 5.13, que la fase acidogénica se inicia inmediatamente sin importar si el residuo ha sido pretratado o no, la diferencia radica en que el residuo que fue pretratado llega a tener una mayor concentración al que no lo fue, este comportamiento se atribuye a que la materia se encuentra mayormente disponible en el residuo pretratado como ya se discutió en las secciones anteriores, por lo que las bacterias fermentativas ya no tienen que hidrolizar todo el sustrato sino solamente convertirlo a los AGVs. Asociado a lo anterior también se observa que el consumo de los AGVs es mayor en el caso del residuo pretratado indicando una mayor estabilidad del proceso para dicho residuo, debido a que se tiene una menor probabilidad de inhibición por AGVs (sección 3.1.3.7.3).

Continuando con la discusión de la gráfica, se puede ver que la mayor concentración de AGVs se alcanzó entre los días 3 y 9 de operación, indicando que en estos días la fase predominante es la acidogénesis, y la concentración comienza a decaer a partir del día 9 hasta llegar al día 12 donde parece tener un comportamiento estable sin importar el tipo de sustrato, esto nos indica que en estos días deja de ser la etapa predominante la acidogénesis para dar lugar a la acetogénesis y metanogénesis. Con esto podemos concluir que del día 1 hasta el día 9 de operación la etapa predominante es la fermentación y a partir del día 10 predomina la metanización. Con estos datos se indujo la separación de la fermentación y metanización.

5.4.1.1 Fermentación

Después de estudiar el comportamiento de los AGVs se inició la separación de las etapas. El proceso se inició en lote y a partir del día 9 se traspasó el residuo del reactor de fermentación al reactor de metanización, y el proceso se convirtió a continuo, como se describe en los métodos experimentales. Los resultados para la fermentación se encuentran descritos en esta sección.

Se le dio seguimiento a la DQOt y DQOs (Figura 5.14), donde se puede observar para la DQOt que desde el inicio existe remoción de materia orgánica tanto para el residuo con pretratamiento (CP, línea roja) como para el residuo sin pretratamiento (SP, línea naranja), alcanzando para el residuo CP tan solo un 9.7 % de remoción y para el SP un 8.5 %, dicha remoción es obtenida en los primeros días de operación, es decir cuando el proceso aun no era inducido a que predominara la fermentación, por lo que esta remoción se atribuye a la realización del proceso completo durante los primeros días de operación.

Para el caso de la DQOs se puede ver que los primeros días ésta aumenta debido a la hidrólisis y posteriormente disminuye hasta estabilizarse al ser controlada la etapa de fermentación, teniendo tan solo un 4.1 % para el residuo SP y un 7.2 % para el CP, con esto se comprueba nuevamente que la etapa predominante es la fermentación, ya que durante esta etapa tan solo se transforma la materia, no se degrada. Debido a esto los porcentajes de remoción tanto de la DQOt como de la DQOs son tan bajos comparados con los de la etapa de metanización como se verá más adelante.

Los ST y SV también se monitorearon en esta etapa y su comportamiento es sumamente similar al de la DQOt, alcanzando para los ST porcentajes de remoción de 8.63 y 7.90 para el residuo con y sin pretratamiento respectivamente, y en el caso de los SV la remoción fue de 10.10 y 9.30 % respectivamente.

La producción de biogás en esta etapa se cuantificó mediante desplazamiento volumétrico y los resultados obtenidos se muestran en la Figura 5.15.

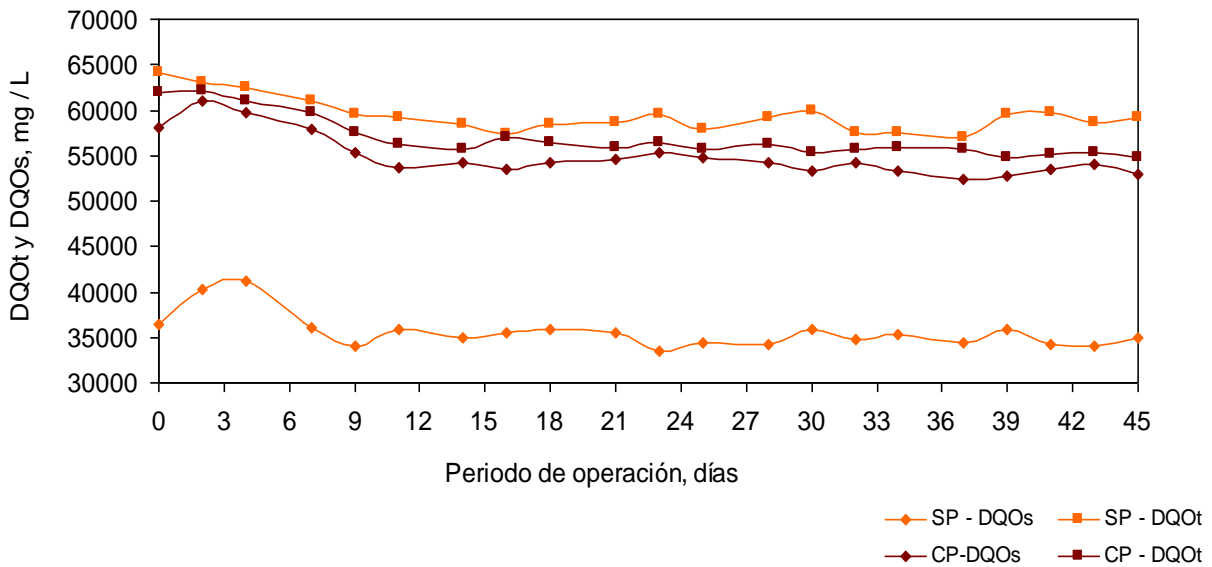


Figura 5.14 Comportamiento de la DQOt y DQOs en la fermentación

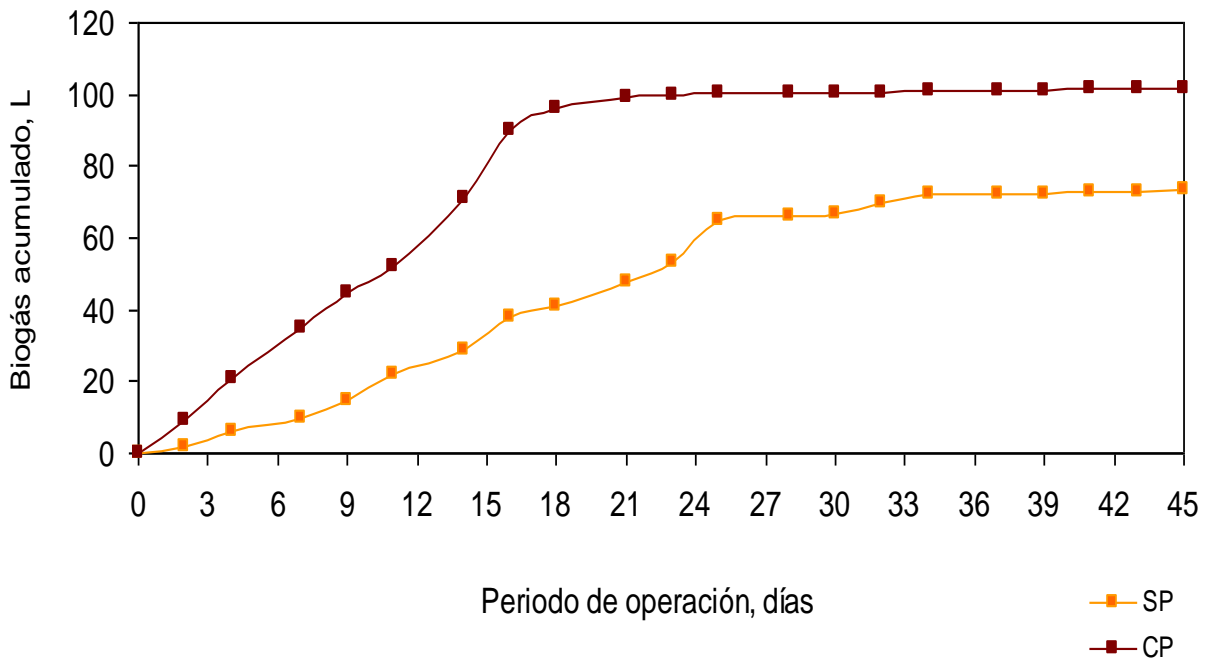


Figura 5.15 Producción acumulada de biogás durante la fermentación

La producción neta de biogás para esta etapa fue de 102 L, con un rendimiento de 0.464 L de biogás / g de DQOt eliminado y una productividad de 0.377 m³ de biogás / m³ de reactor * día para el residuo pretratado, el cual de nuevo tuvo los valores más altos con respecto al que no se pretrató.

Como se mencionó en los fundamentos teóricos en esta etapa además de los AGVs se forma una mezcla de CO_2 y H_2 principalmente, por lo que se puede suponer que el biogás de esta etapa tiene un elevado contenido de H_2 comparado con el de la metanización. Para esto se debe hacer una caracterización del biogás, lo cual queda fuera de los objetivos principales de este trabajo, quedando como un área de oportunidad para estudios posteriores a este.

5.4.1.1.1 Parámetros de control de la fermentación

Además de la determinación de parámetros como la DQOt, DQOs, ST, SV y del seguimiento de la producción de biogás, también se analizaron algunos parámetros de control con los que se puede determinar la estabilidad del reactor, en este caso el pH, concentración de AGVs, alcalinidad parcial y total, relación α y nitrógeno amoniacal; este último básicamente para descartar la inhibición de las bacterias metanogénicas, y los resultados se presentan a continuación.

En la Figura 5.16 se puede observar el comportamiento de los AGVs y del pH para la etapa de fermentación durante el periodo de operación, la concentración de AGVs aumenta al inicio del proceso como ocurre en el de una etapa pero a diferencia de dicho proceso después del día 9 cuando se da paso a la etapa acetogénica, la concentración no disminuye de manera significativa y se comporta de manera estable sin importar nuevamente si el residuo fue pretratado o no, por lo que se confirma que la fermentación predomina sobre la metanización, lo cual era de esperarse al utilizar los AGVs como control del proceso. En el caso del pH su comportamiento es contrario al de los AGVs, en un inicio tiene un valor cercano al neutro (6.7 – 6.9) y en cuanto aumenta la concentración de los AGVs en el medio este disminuye tanto para el caso del residuo pretratado como para el no pretratado, la disminución se debe a que aumenta la concentración de los ácidos en el medio.

La estabilidad del comportamiento de los AGVs nos indica que efectivamente en este reactor se lleva a cabo la fermentación, aunque no es de descartarse que también se realice la metanización en un menor grado que cuando se lleva a cabo el proceso completo, debido a la relación sintrófica tan fuerte que existe entre las diferentes especies de microorganismos presentes en el proceso.

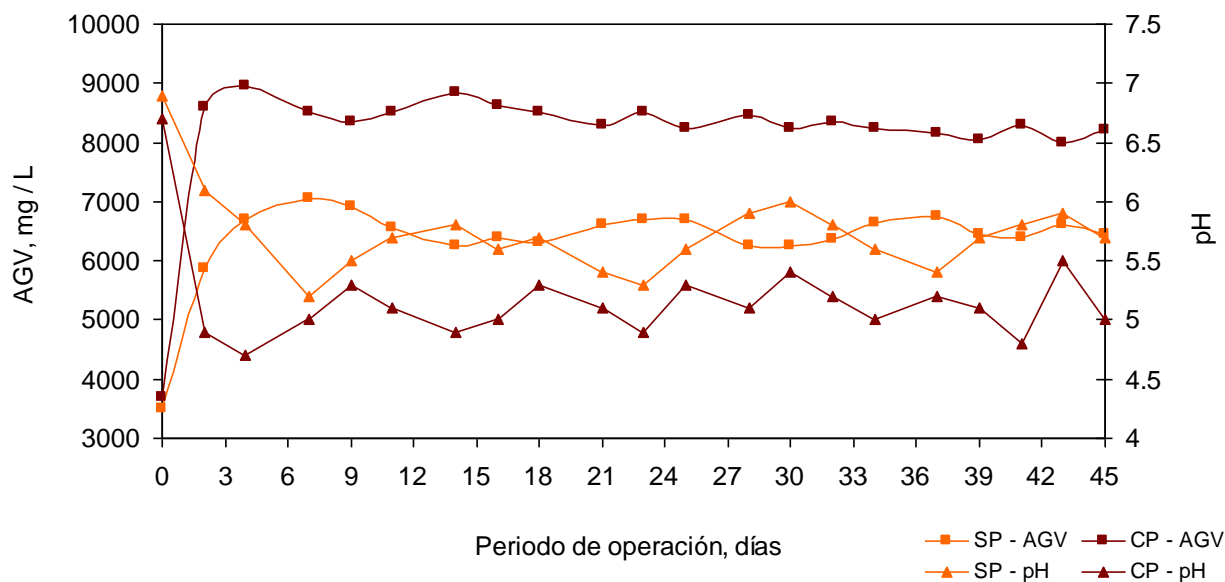


Figura 5.16 Comportamiento de los AGVs y el pH en la fermentación

Además es importante analizar la diferencia que existe entre el sustrato pretratado y el no pretratado. El comportamiento de los AGVs es el mismo, la diferencia reside en la cantidad de AGVs producidos durante la acidogénesis, ya que los compuestos complejos son degradados a AGVs en mayor cantidad para el sustrato que fue pretratado como se mencionó en la sección 5.4.1. Por lo que es de esperarse tanto que se produzca más biogás como que se remueva una mayor cantidad de materia orgánica para el caso del sustrato pretratado.

En seguida se muestra el comportamiento de la alcalinidad total (Figura 5.17). Se puede observar que para el caso del residuo SP la alcalinidad total pasó de 5250 mg CaCO₃ / L en el inicio, hasta 8500 mg CaCO₃ / L para el día 9 de operación que fue cuando se pasó el residuo al reactor de metanización y a partir de este día se comportó de manera estable manteniendo los 8160 mg CaCO₃ / L en promedio, este comportamiento es comparable con el de los AGVs. Para el caso del residuo CP ocurre algo similar con respecto al residuo SP, la alcalinidad total pasó de 5500 mg CaCO₃ / L en el inicio, hasta los 10000 mg CaCO₃ / L para el día 9 y a partir de este día se estabiliza el comportamiento en los 9700 mg CaCO₃ / L.

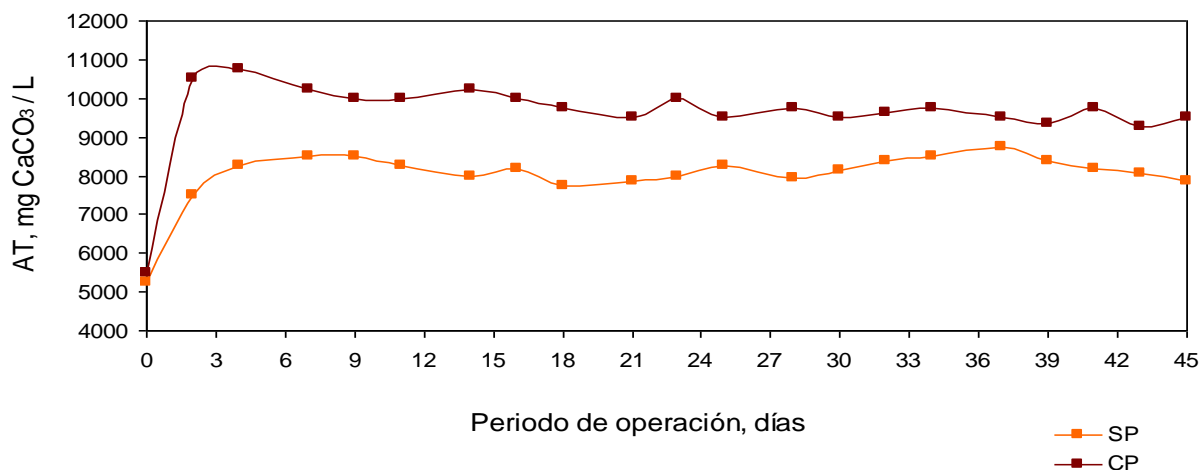


Figura 5.17 Comportamiento de la alcalinidad total (AT) durante la fermentación

El comportamiento de la alcalinidad parcial, debida principalmente a carbonatos y bicarbonatos formados durante la acidogénesis, se muestra en la Figura 5.18. Dicho comportamiento para el residuo pretratado a lo largo del periodo de operación del proceso es descrito a continuación, al inicio presentó una AP de 1800 mg CaCO₃ / L, para el día 9 la concentración fue de 1650 mg CaCO₃ / L, hasta llegar a los 1300 mg CaCO₃ / L al final del proceso. También se dio seguimiento a la AP para el residuo no pretratado, que tuvo una concentración inicial de 1750 mg CaCO₃ / L, para el día 9 llego a los 1600 y al final del proceso se tuvieron 1425 mg CaCO₃ / L, con el análisis de estos datos se puede concluir que los procesos se comportan de igual forma para ambos residuos, pero en el transcurso del proceso los valores oscilaron entre los 2000 y 1250 mg CaCO₃ / L para el residuo no pretratado mientras que para el proceso pretratado la concentración fue de 1500 y 1250 mg CaCO₃ / L, por lo que se puede determinar nuevamente que el proceso que llevó a cabo con el residuo pretratado presenta mayor estabilidad en el comportamiento de la AP.

Para esta etapa también se determinó la relación α , la cual disminuye a niveles debajo de 0.20 en ambos residuos, CP y SP, durante el periodo de operación (Figura 5.19), lo cual es de esperarse porque a menor valor de esta relación significa que en el medio hay una elevada concentración de AGVs con respecto al CaCO₃, por lo que la AP es mucho menor a la AT, lo cual concuerda con lo discutido anteriormente.

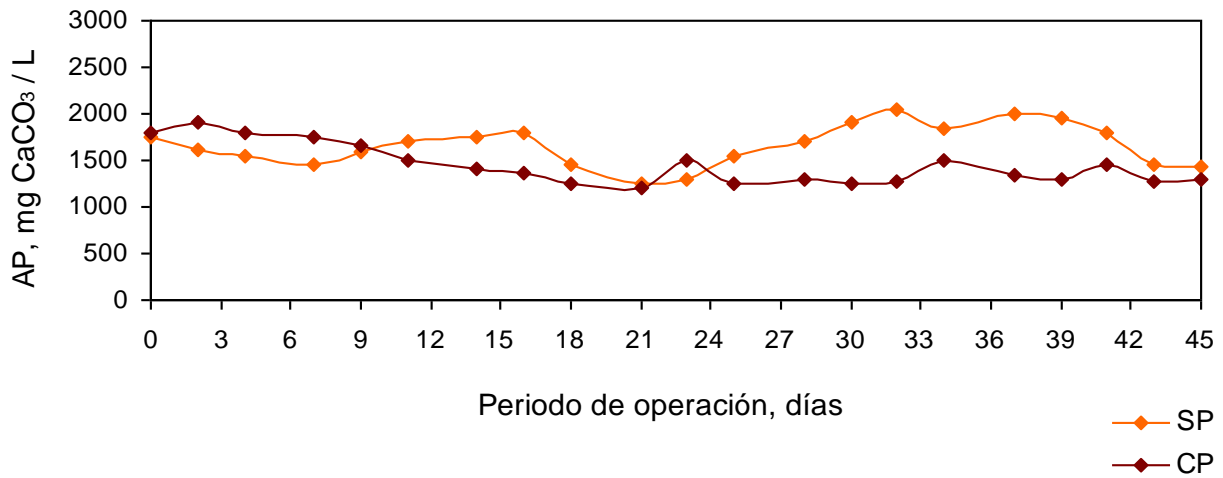


Figura 5.18 Comportamiento de la alcalinidad parcial (AP) durante la fermentación

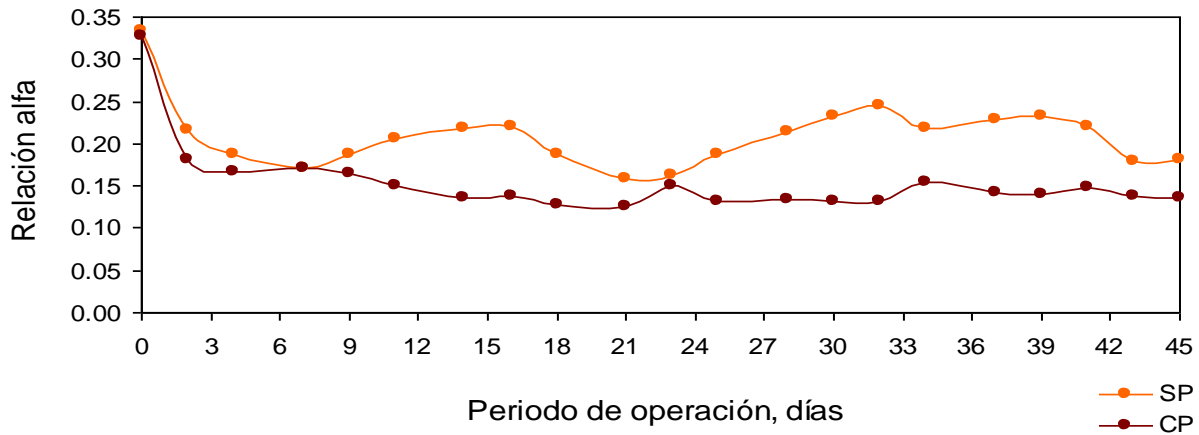


Figura 5.19 Evolución del parámetro alfa (α) para la etapa de fermentación

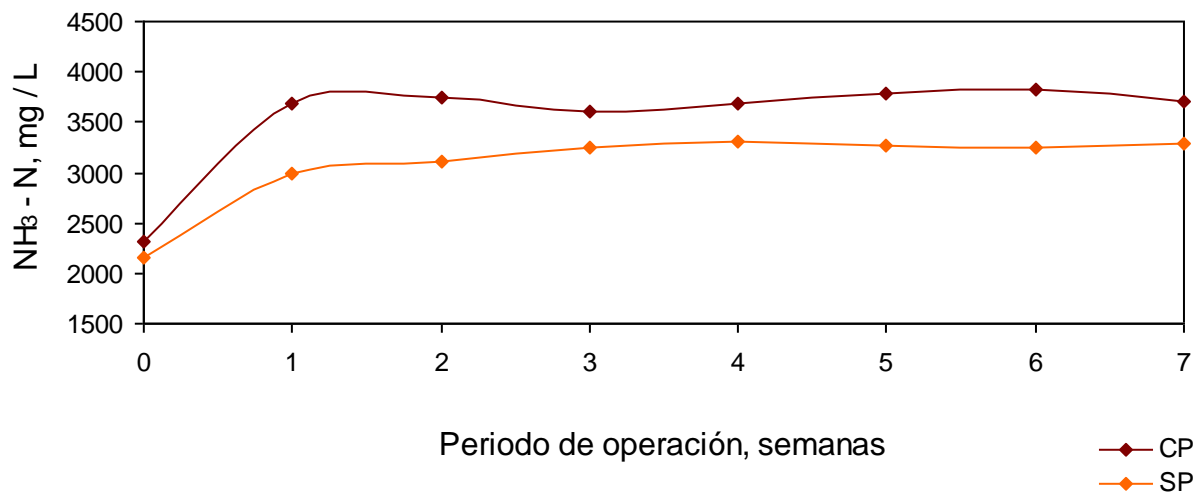


Figura 5.20 Comportamiento del nitrógeno amoniacal para la etapa de fermentación

Otro parámetro de importancia en la digestión anaerobia es el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3 - \text{N}$), el cual se determinó una vez a la semana para cada uno de los reactores, y su comportamiento se puede observar en la Figura 5.20. Desde el inicio del proceso ambos residuos presentaron valores de nitrógeno amoniacal considerados inhibitorios para las bacterias metanogénicas por la bibliografía (Kroeker *et al*, 1979; Soubes *et al*, 1994; Chamy *et al*, 1998; Sung y Liu, 2003). Sin embargo, el proceso se desarrolló sin problemas de inhibición aun y cuando la concentración de $\text{NH}_3 - \text{N}$ aumentó de 2200 mg / L al inicio del proceso hasta valores por arriba de los 3500 mg / L, lo cual se atribuye a que el inóculo ya estaba aclimatado a este tipo de residuo.

5.4.1.2 Metanización

En esta sección se discuten los resultados correspondientes a la segunda etapa del proceso anaerobio donde se produce el biogás, además, en esta etapa se lleva a cabo la degradación de la materia orgánica, ya que en la anterior tan solo se convierten los compuestos complejos a otros más sencillos.

Esta etapa se arranca hasta que la concentración de los AGVs comienza a decaer, ya que a partir de este momento la etapa predominante es la metanización. Esto sucedió a partir del día 9 de operación de la etapa de fermentación, y se da inicio al monitoreo de la segunda etapa del proceso.

Un parámetro importante para esta etapa es la DQO, ya que en la metanización es donde se estabiliza o degrada la materia orgánica, por lo cual es importante estudiar el comportamiento de dicho parámetro (Figura 5.21). Los porcentajes de remoción tanto para DQOt como DQOs del residuo SP alcanzaron valores de 42.9 y 47.1 %, y para el caso del residuo CP llegaron hasta un 53.9 y 52.8 % respectivamente. El comportamiento de la DQOt y DQOs coincide con el de los ST y SV, los cuales llegaron a tener los siguientes porcentajes de eliminación: para la muestra SP fueron de 45.5 y 49.4 %, y para la muestra CP alcanzaron valores de 56.71 y 57.90 % respectivamente. Nuevamente se ve que el residuo CP tiene valores mayores con respecto a los que se obtuvieron para el residuo SP.

Estos valores también son mucho mayores con respecto a los obtenidos en la fermentación, por lo que se concluye que efectivamente en el primer reactor las fases metabólicas predominantes son la hidrólisis y acidogénesis, donde la materia

solamente se transforma a AGVs principalmente, y en el segundo reactor las predominantes son acetogénesis y metanogénesis, y en este reactor es donde se degrada la mayor parte de la materia orgánica por lo que se espera una elevada producción de biogás con respecto al reactor de la primera etapa.

También se midió la producción de biogás (Figura 5.22) y se obtuvieron valores más altos con respecto a los obtenidos en la etapa anterior, alcanzando una producción neta de 384.5 y 474 L para la muestras SP y CP respectivamente. Con lo anterior se puede ver nuevamente que el pretratamiento térmico incrementa un 10 % la remoción de materia orgánica y un 25 % la producción.

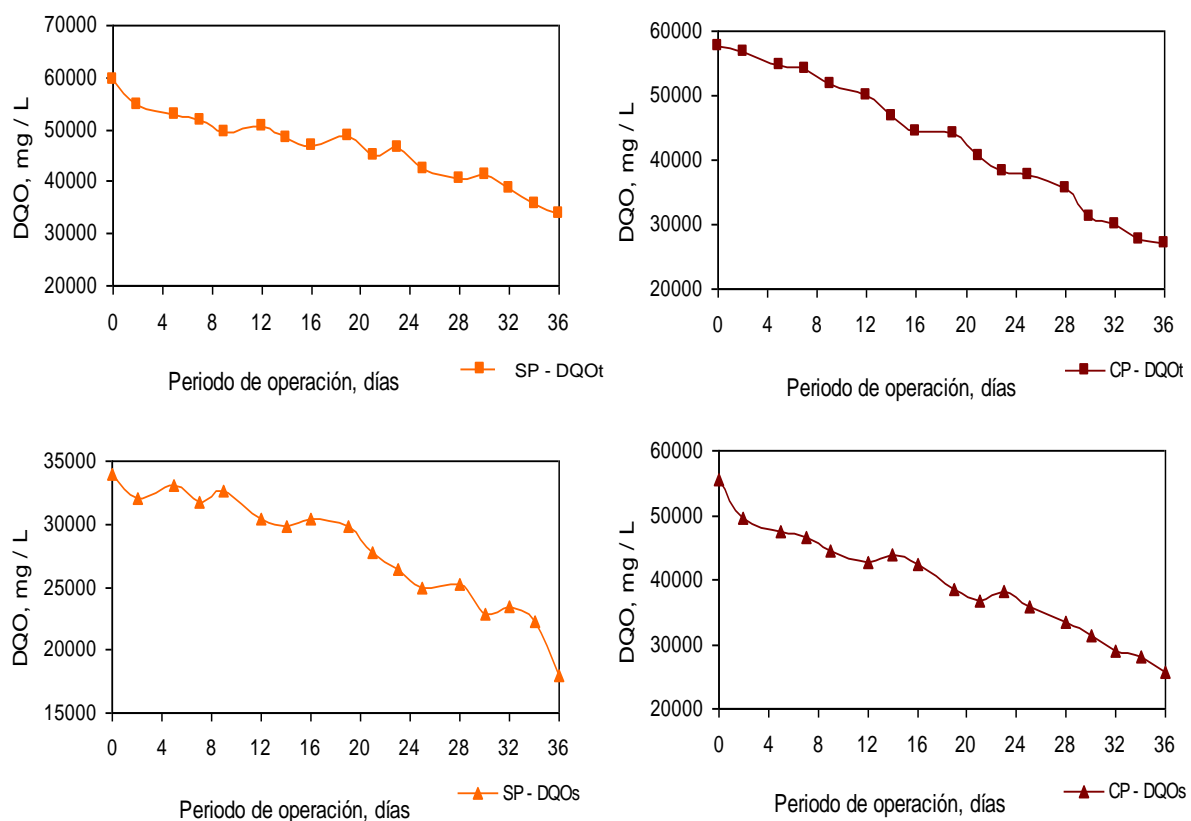


Figura 5.21 Comportamiento de la DQOs y DQOt en la metanización (las gráficas del lado izquierdo corresponden al residuo sin pretratamiento y las del lado derecho al pretratado).

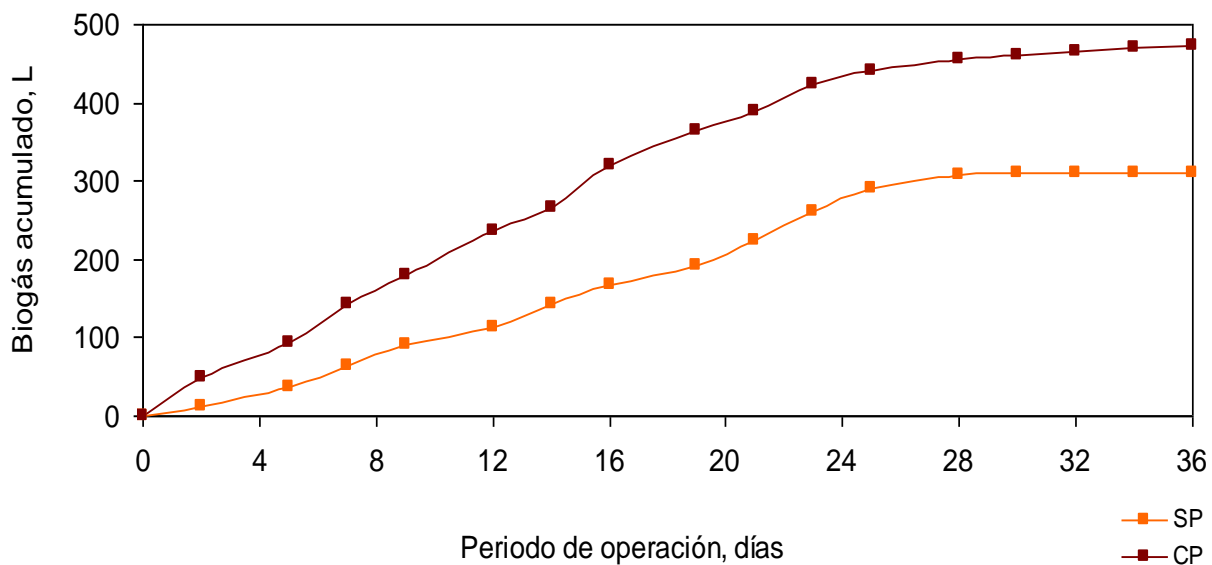


Figura 5.22 Producción de biogás durante la metanización

Con los valores de biogás obtenidos en esta etapa podemos concluir que efectivamente prevalecieron las fases acetogénica y metanogénica en la segunda etapa del proceso, ya que se obtuvo cuatro veces mayor producción de biogás y se removió hasta cinco veces más materia orgánica que en la etapa anterior. Con esto se confirma la segunda hipótesis del proyecto donde se planteó que mediante el conocimiento bioquímico del proceso anaerobio es posible hacer que las fases metabólicas se realicen por separado en dos etapas y así maximizar la producción de biogás.

5.4.1.2.1 Parámetros de control de la metanización

Al igual que en la etapa anterior los AGVs y el pH fueron determinados, ya que son los principales parámetros de control para la separación de las etapas y su comportamiento se muestra en la Figura 5.23. En esta etapa la concentración de los AGVs disminuye como se observa en la gráfica y consecuentemente el pH aumenta, esto se debe a que las bacterias acetogénicas y metanogénicas utilizan a los AGVs como alimento para su crecimiento y mantenimiento, convirtiéndolos posteriormente en metano y otros gases que conforman el biogás.

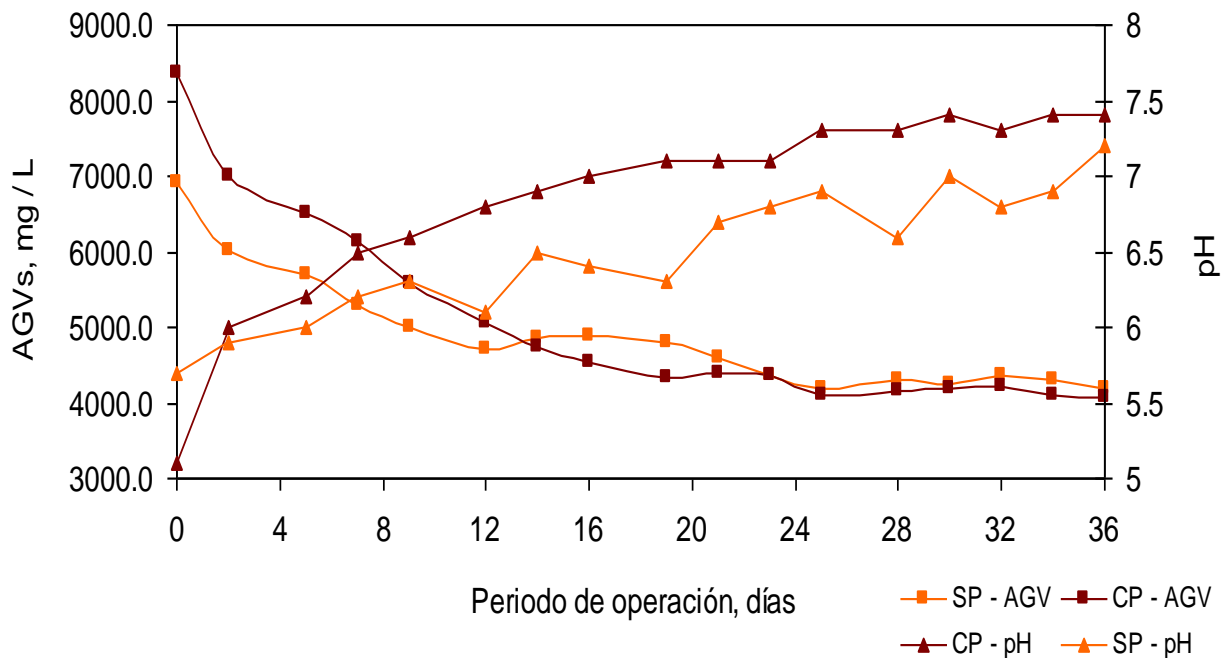


Figura 5.23 Comportamiento de los AGVs en la metanización

Al igual que en la etapa anterior se determinaron la AT, AP, la relación α y el contenido de $\text{NH}_3 - \text{N}$, los comportamientos de estos parámetros tanto para el residuo CP como SP se observan en las gráficas de la Figura 5.24. Para el caso de la AT y AP el comportamiento es natural con respecto a la metanogénesis, ya que la concentración de AGVs disminuye al ser degradados por las bacterias acetogénicas. Consecuentemente la AT tiene el mismo efecto porque esta depende de la cantidad de AGVs en el medio, y la AP aumenta porque los AGVs son degradados a acetato y CO_2 , los cuáles pueden formar carbonatos. Para el caso de la relación alfa, en esta etapa ocurre lo contrario que en la fermentación, ya que esta aumenta hasta alcanzar el valor de 0.50. Esto indica que el proceso se estabiliza ya que la concentración de AGVs disminuye. A diferencia de los parámetros anteriores el $\text{NH}_3 - \text{N}$ tiene una evolución pasiva, es decir, no aumenta pero tampoco disminuye, con esto se concluye que las proteínas fueron degradadas principalmente durante la fermentación.

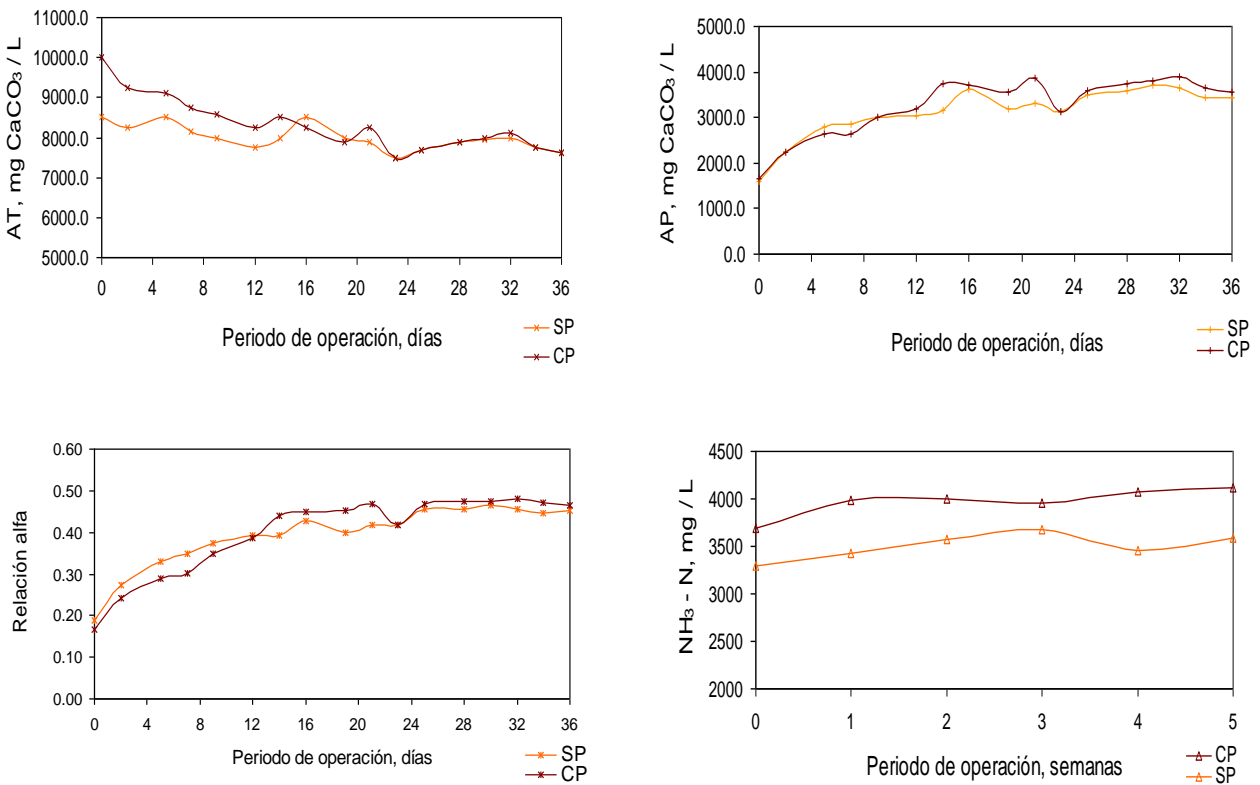


Figura 5.24 Comportamiento de alcalinidad total (gráfica superior izquierda) y parcial (gráfica superior derecha), relación alfa (gráfica inferior izquierda) y nitrógeno amoniacal (gráfica inferior derecha)

5.4.2 Comparación de los sistemas de digestión en una y dos etapas.

Para poder decidir cual de los dos sistemas de tratamiento de residuos provenientes de rastro es el más indicado para maximizar la producción de biogás y eliminar la materia orgánica, es preciso hacer la comparación de eficiencias de sistema contra sistema. En esta sección se discuten los resultados obtenidos para cada proceso, los cuales se resumen en la Tabla 5.5.

Con respecto a la eficiencia de remoción de la materia orgánica, los porcentajes de eliminación de DQO_t que presentaron cada uno de los sistemas de tratamiento de residuos fueron los siguientes: para los sistemas de una etapa con y sin pretratamiento térmico se removió el 56.5 y 47.4 % respectivamente, mientras que para los sistemas de dos etapas con y sin pretratamiento las remociones fueron de 56.1 y 47.0 %.

El comportamiento de la remoción de SV es similar al de la DQOt, ya que se removió el 57.6 y 50.3 % para el sistema de una etapa y 60.3 y 53.0 % para el sistema en dos etapas con y sin pretratamiento respectivamente.

Tabla 5.5 Resumen de los resultados obtenidos para cada uno de los sistemas de tratamiento

Parámetro	Sistema			
	Una etapa		Dos etapas	
	CP	SP	CP	SP
% Remoción DQOt	56.5	47.4	56.1	47.0
% Remoción DQOs	58.5	45.6	55.8	50.7
% Remoción ST	56.0	47.7	61.2	51.1
% Remoción SV	57.6	50.3	60.3	53.0
Producción neta de biogás (L)	69.7	45.6	575.7	384.5
Rendimiento (L biogás / g DQOt removida)	0.310	0.241	0.455	0.362
Rendimiento (L biogás / g DQOt alimentada)	0.175	0.115	0.255	0.170
Rendimiento (L biogás / g SV removido)	0.296	0.221	0.405	0.310
Productividad (m^3 biogás / m^3 Reactor * día)	0.258	0.169	0.376	0.251

De acuerdo a estos datos se verifica que el pretratamiento térmico mejora el proceso de remoción de materia orgánica, también se observa que los rendimientos, metano producido / DQOt alimentada y metano producido / DQOt removida, del sistema de 2 etapas son 30% y 32% mayores con respecto al de una sola etapa, por lo que el sistema de dos etapas es el que maximiza la producción de metano.

Los resultados de producción de biogás obtenidos en cada uno de los sistemas se pueden observar en la Tabla 5.5, y el comportamiento de la producción de biogás se muestra en la Figura 5.25. En esta figura se verifica que los sistemas tanto de una etapa como de dos etapas con pretratamiento térmico tienen una mayor producción de biogás con respecto a los que no tienen pretratamiento, también se puede ver que la producción de biogás en el sistema de dos etapas se inicia hasta el día 9 que es cuando da paso a la etapa de metanización.

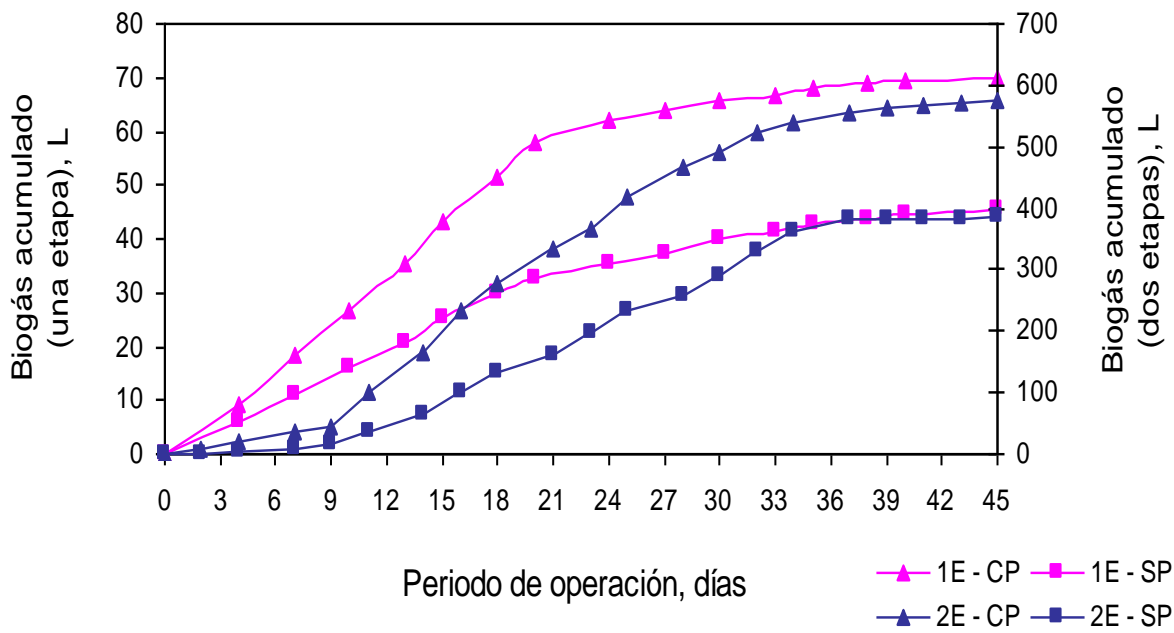


Figura 5.25 Producción de biogás para los sistemas de tratamiento de residuos

Con respecto a los sistemas de una etapa se tuvo una producción neta de 69.7 y 45.6 L de biogás y para el caso del sistema de dos etapas las producciones fueron de 575.7 y 384.5 L para los sistemas con y sin pretratamiento respectivamente. Para este caso la producción neta de biogás no es un parámetro adecuado para comparar los sistemas debido a que las características son diferentes como la cantidad de residuo a tratar, es por esto que en este caso lo más importante es comparar las productividades y rendimientos de los sistemas. Ambos parámetros también los podemos encontrar en la Tabla 5.5 y claramente se ve la superioridad del sistema en dos etapas alcanzando una productividad de $0.376 \text{ m}^3 \text{ biogás} / \text{m}^3 \text{ Reactor} \cdot \text{día}$ y sus rendimientos con respecto a la DQOt fueron de $0.455 \text{ L biogás} / \text{g DQOt removida}$ y $0.255 \text{ L CH}_4 / \text{g DQOt alimentada}$ mientras que para el caso del sistema en una etapa se tuvo solamente una productividad de $0.258 \text{ m}^3 \text{ biogás} / \text{m}^3 \text{ Reactor} \cdot \text{día}$ y los rendimientos fueron de $0.310 \text{ L biogás} / \text{g DQOt removida}$ y $0.175 \text{ L biogás} / \text{g DQOt alimentada}$.

Con estos resultados se ve claramente que el sistema en dos etapas maximiza la producción de biogás, aún y cuando la remoción de materia orgánica es la misma en ambos sistemas. Siguiendo el objetivo principal de este trabajo se puede concluir que el proceso de digestión anaerobia que se realiza en dos etapas, “fermentación y metanización”, es el mas favorable.

5.5 Producto de la investigación y evaluación de autosustentabilidad.

Mediante los resultados obtenidos a lo largo del proceso de investigación se obtuvieron las bases para proponer el tren de tratamiento de residuos de rastro que se muestra en la Figura 5.33, el cual consta de las siguientes etapas: triturado de los residuos (M – 001), acondicionamiento (T – 001, aquí se lleva a cabo el pretratamiento térmico mediante un intercambiador de calor, E – 001, y posteriormente la dilución y homogenización del residuo), y el proceso anaerobio en dos etapas, fermentación (R – 001) y metanización (R – 002). El tamaño de los equipos depende de la capacidad instalada deseada y deben ser calculados.

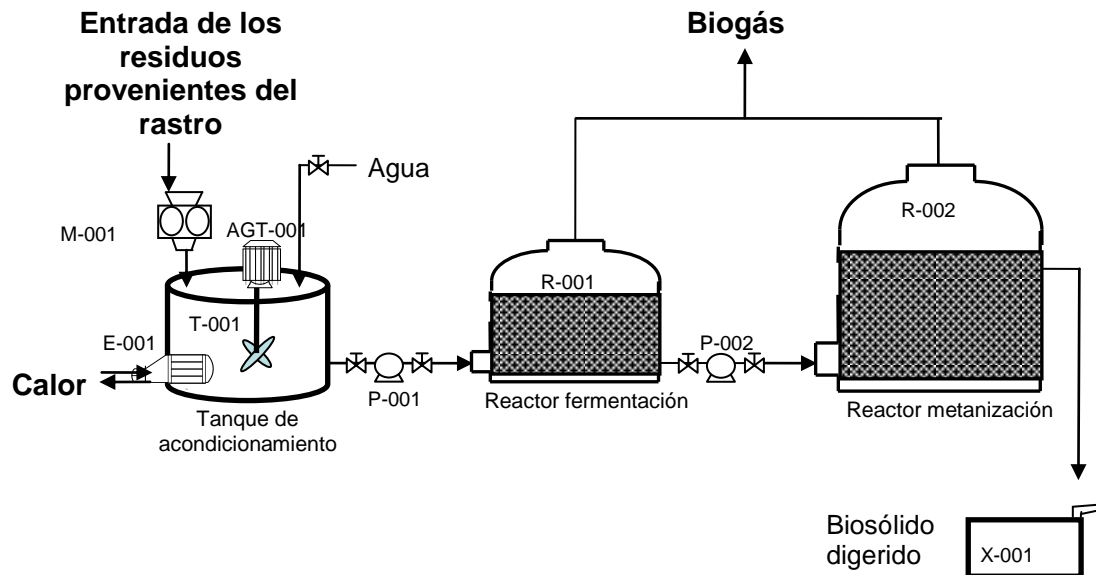


Figura 5.33 Diagrama del sistema propuesto para el tratamiento de los residuos provenientes de rastro

Con el uso del programa diseñado para el tren de tratamiento se llevó a cabo el análisis entre la energía que se produciría y la que requeriría el tren de tratamiento para tratar un flujo de una tonelada de residuos de rastro por día, durante un año de operación del rastro (suponiendo que el rastro trabaja los 365 días del año). Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 5.6, donde claramente se puede ver que la producción de biogás del proceso es suficiente para abastecer el tren de tratamiento, además se tiene un remanente de energía tanto térmica como eléctrica que puede ser utilizada para otros fines dentro del rastro.

Tabla 5.6 Análisis de auto – sustentabilidad del tren de tratamiento de residuos

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Biomasa tratada (ton / año)	365.00	Valor energético del metano (MJ / Nm ³)	37.78
Producción de biogás (m ³ / año)	12713.73	Composición de CH ₄ en el biogás, %	55.00
Volumen R - 001, m ³ (TRH = 3 días)	6.27	Composición de CO ₂ en el biogás, %	40.00
Volumen R - 002, m ³ (TRH = 9 días)	18.81	Valor energético del biogas (MJ / Nm ³)	20.78
Días de operación del rastro al año	365.00	Energía en el biogás (KW)	8.38
Producción de energía eléctrica, KW (35 %; Murphy <i>et al</i> , 2004)	2.93	Producción de energía térmica, KW (40 %, Murphy <i>et al</i> , 2004)	3.35
Producción de energía eléctrica, KW – h / año	25684.03	Producción energía térmica, KW – h / año	29353.18
Requerimiento de energía eléctrica dentro del sitio, KW – h / año	16315.50	Requerimiento de energía térmica dentro del sitio, KW - h / año	14944.61
Energía eléctrica remanente, KW – h / año	9368.53	Energía térmica remanente, KW – h / año	14408.57

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

6. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

En este capítulo se mencionan las conclusiones a las que se llegaron con base en los resultados obtenidos para cada una de las pruebas, también se encuentran las perspectivas para estudios posteriores a este trabajo.

6.1 Conclusiones

En términos generales, los objetivos iniciales planteados para este proyecto se cumplieron, y las hipótesis establecidas no fueron rechazadas. **En primer lugar**, es importante retomar todas las observaciones y análisis de los resultados obtenidos con el fin de resaltar las contribuciones de este trabajo para el tratamiento de los residuos provenientes de rastro. El objetivo general del proyecto era desarrollar un tratamiento para los residuos de rastro, mediante la optimización de la digestión anaerobia, enfocado tanto a la remoción de la materia orgánica como a maximizar la producción de biogás. Así pues, se consideró la posibilidad de usar un pretratamiento térmico para solubilizar la materia orgánica y volverla más accesible para las bacterias, y de dividir el proceso en dos etapas con la finalidad de aumentar la producción de biogás.

Con respecto a la primera etapa del proyecto donde se llevaron a cabo las pruebas de pretratamiento térmico e inoculación, se determinó que la solubilidad del residuo de rastro aumenta respecto a la temperatura de pretratamiento, presentando los mayores incrementos de solubilidad de **55 y 49 % en las muestras pretratadas a 60 y 70 °C** respectivamente. Para el caso de la inoculación se obtuvo un aumento tanto en la remoción de materia orgánica, el cuál fue determinado por una diferencia del 13 % de eliminación de DQOt respecto a cuando no se emplea inóculo y también se encontró una mayor productividad y producción neta de metano para el proceso, **0.363 m³ CH₄ / m³*d de reactor y 650 mL de CH₄** respectivamente, mientras que para el proceso sin inóculo solamente se obtuvo una productividad de 0.188 m³ CH₄ / m³*d y una producción neta 450 mL CH₄. De acuerdo al análisis estadístico la muestra de 60 °C con inóculo es la que presenta las mejores eficiencias tanto en la remoción de materia (58 % de eliminación de DQOt) como en la productividad y producción neta de metano (753 mL CH₄ y 0.448 m³ CH₄ / m³ de reactor * día). Con estos resultados se llegó a la conclusión que el pretratamiento térmico mejora el proceso de digestión

anaerobia y que la aplicación de un lodo granular maduro como inóculo aumenta la remoción de la materia orgánica y maximiza la producción de metano.

En la inducción de la separación de las etapas se observó que los AGVs aumentan desde el inicio del proceso. Su mayor concentración se midió entre los días 3 y 5 de operación, permaneciendo estable hasta el día 9, y a partir de este día disminuyeron drásticamente para mantenerse estables durante todo el tiempo restante de operación. A partir de estos resultados, se concluye que del día 1 al 9 de operación predomina la fermentación, y a partir del día 10 la etapa predominante es la metanización.

En la comparación de los sistemas en una y dos etapas se demostró que la remoción de materia orgánica es la misma para ambos casos, con un 56.5 y 56.1 % de eliminación de la DQOt respectivamente. Sin embargo, al comparar los resultados obtenidos para la producción de biogás se observa que el sistema en dos etapas obtuvo mejores resultados; los rendimientos con respecto a la cantidad de materia orgánica alimentada al proceso fueron de 0.175 y 0.225 L CH₄ / g DQOt alimentada, los rendimientos con respecto a la materia orgánica removida fueron de 0.310 y 0.455 L CH₄ / g DQOt removida y las productividades de biogás fueron de 0.258 y 0.376 m³ CH₄ / m³*d para el proceso en una y dos etapas respectivamente. Con estos resultados se concluye que el sistema en dos etapas fue el más favorable para maximizar la producción de biogás.

Con todos los resultados y conclusiones anteriores se propuso un tren de tratamiento compuesto por acondicionamiento, fermentación y metanización. Se determinó el balance de materia / energía correspondiente con el fin de estudiar la auto – sustentabilidad del proceso, observándose que el sistema no solo es capaz de producir la energía necesaria para su auto – abastecimiento, sino que también existe un excedente de energía que puede ser utilizado en otras áreas del rastro con una finalidad diferente al tratamiento de los residuos generados dentro de este.

En conclusión, el tren de tratamiento propuesto estabiliza la materia orgánica presente en el residuo y aumenta la producción de un combustible limpio como lo es el biogás, y también genera un producto estabilizado que puede ser utilizado como bioabono.

6.2 Perspectivas

Este trabajo es la segunda parte de un proyecto más general, en donde tan sólo se evaluaron dos modificaciones al proceso, el empleo de un pretratamiento térmico y la separación del tratamiento anaerobio en dos etapas. A futuro, se proyectan varias áreas de oportunidad para continuar las investigaciones sobre la digestión anaerobia como tratamiento de residuos de rastro y generador de energía a partir de ellos. Entre ellas, se enlistan los siguientes cuestionamientos fundamentales por resolver.

- Qué efecto tiene usar un cofermentador en el proceso, por ejemplo residuos de cocinas o mercados? Ciertamente podrían ayudar a modificar las condiciones del biodigestor a unas más favorables, pero en reactores de gran tamaño ¿cuál y qué concentración de co – fermentador es conveniente? ¿es factible su uso sin usar agitación?
- Determinación de los componente del biogás por métodos cromatográficos
- Evaluación de la cantidad de metano en el biogás producido ¿Qué otras variables pueden modificarse para obtener una mayor concentración del metano?
- Evaluación y determinación del hidrógeno presente en el biogás producido principalmente en la fermentación.
- Estudio de la acidogénesis e inhibición de la metanogénesis para la producción de hidrógeno. ¿Qué importancia tiene el pH en la producción de hidrógeno?
- De los cuatro pretratamientos para el sustrato (ultrasónico, químico, enzimático y térmico) ¿Cuál es el óptimo y en qué condiciones?
- El sistema de reacción parece bastante prometedor, entonces ¿qué pasaría si se separaran las etapas hidrólisis – acidogénesis? ¿Existiría alguna mejora al tener un proceso en tres etapas? Las condiciones acidogénicas, inhiben la metanogénesis, pero ¿Inhiben las condiciones hidrólisis a la acidogénesis? ¿Cuál es realmente la etapa limitante del proceso?
- ¿Cuál sería el efecto de modificar la configuración del sistema de reacción? ¿Uso de recirculación, modificar relaciones de volumen, de alimentación, etc? Bajo estas modificaciones, ¿Cuál es el tiempo óptimo en el que se produciría biogás?

- La cantidad de inóculo que se utilizó fue dada por la bibliografía ¿Qué efecto tiene en el proceso el uso de concentraciones mayores o menores a las utilizadas en el proceso?
- El sistema de medición de biogás a nivel laboratorio es el adecuado o podría tener mejoras, ¿Sería factible el uso de bolsas tedlar y un flujómetro?
- El área de microbiología es de suma importancia en el proceso, ya que al conocer que organismos se tienen presentes en los reactores, es posible un mejor control de este. ¿Cuántas clases de bacterias existen en el medio? ¿Todas son necesarias para que el proceso se lleve a cabo o tal vez existan algunas no deseadas, podrían inhibirse sin afectar a las otras, etc.?
- La evaluación técnica – económica no se desarrolló por lo que también queda pendiente determinar ¿Cuál es el costo beneficio por la instalación de una planta de este tipo?

Por lo anterior existen diversas cuestiones que resolver, aunque este trabajo es preliminar permite elaborar herramientas necesarias para la continuidad del proyecto y constituye las bases sobre las cuales pueden apoyarse estudios posteriores.

CAPÍTULO 7

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez R. (2004). "Producción anaerobia de biogás – aprovechamiento de los residuos del proceso anaerobio. Monografía. Universidad Mayor de San Andrés. Bolivia.
- Angenent L. T., Karim K., Al-Dahha M. H., Wrenn B. A. y Dominguez-Espinosa R., (2004). "Production of bioenergy and biochemicals from industrial and agricultural wastewater". *TRENDS in Biotechnology*. Vol. 22 No. 9.
- APHA (1995). "Standard methods for the examination of water and wastewater". Washington, DC. 19^{va} edición.
- Apples L., Baeyens J., Degreve J. y Dewill R. (2008). "Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge". *Progress in Energy and Combustion Science*. 34:755-781.
- Batstone D. J., Keller J., Newell R. B. y Newland M. (2000). "Modelling anaerobic degradation of complex wastewaters. I: model development. *Bioresource Technology*, 75:67-74.
- Battimelli A., Millet C., Delgenes J. P. Y Moletta R. (2003). "Anaerobic digestion of waste activated sludge combined with ozone post-treatment and recycling. *Water Science Technology*. 48:61-68.
- Bearlindhaug J. y Odegaard H. (1996). "Thermal hydrolysate as a carbon source for denitrification". *Water Science Technology*. 33:99-108.
- Botero B. M. Y Thomas R. P. (1987). "Biodigestor de bajo costo para la producción de combustible y fertilizante a partir de excretas": Manual para su instalación, operación y utilización. Centro Internacional para la Agricultura Tropical , Cali, Colombia.
- Bougrier C., Degenes J. P. y Carrère H. (2007). "Impacts of thermal pre-treatment on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge". *Biochemical Engineering Journal*. 34:20-27.
- Brooks R. (1970). "Heat treatment of sewage sludge". *Water Pollution Control*. 69:221-231.
- Burke P.E. y Dannis A. (2001). "Dairy waste anaerobic digestion handbook". Environmental Energy Company. 11-38
- Castañeda B., Castillo R. (2007). "Tratamiento y Aprovechamiento de los residuos generados en la industria cárnica". Asociación para la investigación en Tecnologías Apropriadas S.C.

- Carballa M., Omil F. y Lema J. M. (2004). "Improvement of anaerobic digestion operation and digested sludge characteristics using chemicals and thermal pretreatment" *Chemical Engineering*. 3:120-132.
- Chamy R., Poirrier P., Schiappacasse M.C., Alkalay D. y Guerrero L. (1998). "Effect of ammonia content in the biodegradability of the salmon industry wastes". *Bioprocess Engineering*. 19:1-5.
- Chanakya H. N., Borgaonkar S., Rajan M. G. C. y Wahi M. (1992). "Two-phase anaerobic digestion of water hyacinth or urban garbage". *Bioresources Technology*. 42:123-131.
- Chen Y., Cheng J.J., Creamer K.S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresour. Technol.*; 99, 4044 – 4064.
- Climent M., Ferrer I., Baeza M. D., Artola A., Vázquez F. Y Font X. (2007). "Effects of thermal and mechanical pretreatments of secondary sludge on biogas production under thermophilic conditions ". *Chemical Engineering Journal*. 133:335-442.
- Day D. (1987). "Management swine waste". Asociación de médicos veterinarios especialistas en cerdos. Acapulco, Gro., México.
- Demirer G.N. y Chen S. (2005). "Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure" *Process Biochemistry*. 40:3542-3549.
- Deublein D. and Steinhauser A. (2008). "Biogas from waste and renewable resources, an introduction". WILEY-VCH.
- Dewil R., Appels L., Baeyens J. y Degreve J. (2007). "Peroxidation enhances the biogas production in the anaerobic digestion of biosolids". *Journal Hazardous materials*. 146:577-581.
- Dewil R., Baeyens J. y Goutvrind R. (2006). "Ultrasonic treatment of waste activated sludge". *Environmental Progress*. 25:121-128.
- Eastman J.A., Ferguson J.F. (1981). "Solubilization and particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion". *Water Pollut.*; 53, 352 – 366.
- Fernández J., Pérez M. (2008). "Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)". *Bioresource Technology* doi:10.106/j.biortech.2007.12.48
- Ferrer I., Climent M., Baeza M. D., Artola A., Vázquez F. y Font X. (2006). "Effect of sludge pretreatment on thermophilic anaerobic digestion ". *Chemical Engineering Journal*. 110:329-338.
- Flores Juárez C.R. (2008). "Tratamiento de Residuos Sólidos Provenientes de rastro mediante Digestión Anaerobia". Tesis de maestría. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica.

- Forster-Carneiro T., Pérez M. y Romero L.I. (2008). "Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste". *Bioresource Technology* 99:6994-7002.
- Gavala H., Yenal U., Skiadas I., Westermann P. y Ahring B. (2003). "Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature." *Water Resource*. 37:4561-4572.
- Gerardi M. (2003). "The microbiology of the anaerobic digesters". Wiley-Interscience, Canada.
- Ghosh S., Bouy K., Dressel L., Miller T. Wilcox G. y Loos D. (1995). "Pilot- and full-scale two-phase anaerobic digestion of municipal sludge". *Water Environmental Resources*. 67:206-214.
- Ghosh S., Ombregt J. P., y Pipyn P. (1985). "Methane production from industrial wastes by two-phase anaerobic digestion". *Water Resources*. 19:1083-1088.
- Giraldo E. (1998). Modelación matemática del proceso de la digestión anaerobia para el tratamiento de aguas residuales industriales. Tesis Maestría. Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental. Universidad de los Andes. Bogotá Colombia.
- Goel R., Tokutomi T., y Yasui H. (2003). "Anaerobic digestion of excess activated sludge with ozone pre-treatment". *Water Science Technology*. 47:207-214.
- González C. y León C. (2008). "Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure". *Bioresource Technology*, 10:1016-1022.
- Guellil A., Boualam M., Quiqua mpoix H., Ginestet P., Audic J. M. y Block J. C. (2001). "Hydrolysis of wastewater colloidal organic matter by extracellular enzymes extracted from activated sludge flocs" *Water Science Technology*. 43:33-40.
- Guyot J. (1993). "Anaerobic microbial counts of different potential anaerobic inocule". *Applied Microbiology*, 40:139-142.
- Günter B. (2008). "Biogas from biomass and waste". Chair of waste management, Brandenburg University of Technology. Theoretical course.
- Hansen K. H., Angelidaki I. y Ahring B. K. (1998). "Anaerobic digestion of swine manure: inhibition of ammonia". *Water Resource*. 32:5-12
- Hiraoka M., Takeda N., Sakai S. y Yasuda A. (1989). "Highly efficient anaerobic digestion with thermal pre-treatment". *Water Science Technology*. 17:54-62.
- Hu Z. y Yu H. (2005). "Application of response surface methodology for optimization of corn stover". *Process Biochemistry* 40:2371-2377.
- Hwang M.H., Jang N. J., Hyum S.H. y Kim IS. (2004). "Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fermentation: the role of pH." *Journal Biotechnology* 111:297-309.

- Inagaki N., Suzuki S., Takemura K. y Miyata A. (1995). "Enhancement of anaerobic sludge digestion by thermal alkaline pre-treatment". 25-29
- INEGI (2009a). "Producto interno bruto en México durante el cuarto trimestre del 2008". Comunicado núm. 045/09.
www.indetec.gob.mx/e-Financiero/Boletin140/pib%204trim08%20inegi.pdf.
- INEGI (2009b). "Estadística de sacrificio de ganado de rastros municipales por entidad federativa durante 2003 – 2008".
- Itodo I.N. y Awulu J.O. (1999). "Effects of total solids concentrations of poultry, cattle and piggery waste slurries on biogas yield". Technical Notes. American Society of Agricultural Engineers. 42:1853-1855.
- Jenkins S., Morgan, J., y otros (1983). "Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration". Journal of Water Pollution 55:448-453.
- Jeongsik K., Chulhwan P., Tak-Hyun K., y otros (2003). "Effects of various pretreatments for enhance anaerobic digestion with waste activated sludge". Journal of Bioscience and Bioengineering 95:271-275.
- Jin P., Bhattacharya S. K., Williams C. J. y Zhang H. (1998). "Effects of sulfide addition on copper inhibition in methanogenic systems". Water Resource 32:977-988.
- Joubert W.A. y Britz T.J. (1986). "The effect of pH and temperature manipulation on metabolite composition during acidogenesis in a hybrid anaerobic digester". Applied Microbiology and Biotechnology 24:253-258.
- Kashyap D.R., Dadhich K.S. y Sharma S.K. (2003). "Biomethanation under psychrophilic conditions: A review". Bioresource Technology, 87:147-153.
- Kayhanian M., 1999. "Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions". Environmental Technology. 20:355-365.
- Kim J., Park C., Kim T., Lee M., Kim S., *et al.* (2003). "Effects of various pre-treatment for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge". Journal Bioscience and Bioengineering. 95:271-275.
- Kossman, W., Pönitz, U., Habermehl, S., Hoerz, T., Krämer, P., Klinber, B., Kellner, C., Wittur, T., Krieg, F.V.K., Euler, H., (1999). "Biogas Digest". Volumen I. Biogas Basics. GTZ – GATE.
- Knezevic Z., Mavinic D. S. y Anderson B. C. (1995). "Pilot scale evaluation of anaerobic codigestion of primary and pretreated waste activated sludge" Water Environmental Resource. 67:835-841.
- Kroeker E.J., Schulte D.D., Sparling A.B. y Lapp H.M. (1979). "Anaerobic treatment process stability". Journal Water Pollution Control. 51:718-727.

- LGPGIR, (2007). "Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos". Título tercero. Artículo 9.
- Li Y. y Noike T. (1992). "Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment". *Water science and technology*, 26: 857-866.
- Malina J. F. Jr. y Pohland F. G. (1992). "Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes". *Water quality management library*, Vol. 7. Technomic.
- Mandujano M. J. (1981). "Biogás y fertilizantes a partir de desechos orgánicos". Manual para el promotor de la tecnología. Organización Latinoamericana de Energía, Cuernavaca, Mor., México.
- Mann S. L., Hansen C. L., Hansen C. S. (2004). "Anaerobic digestion and biogas" ASAE/CSAE, Annual International Meeting Ottawa, Ontario, Canada. Paper Number: 044087.
- McCaskey P. G. (1990). "Microbiological and Chemical pollution potential of swine waste". *Memorias del primer ciclo internacional de conferencias sobre manejo y aprovechamiento de estiércol de cerdos*. CINVESTAV, Guadalajara, Jal., México.
- Mechichi J. y Sayadi S. (2005). "Evaluating process imbalance of anaerobic digestion of olive mill wastewater". *Process Biochemistry*. 40:139-145.
- Miah M., Tada C., Yang Y. y Sawayama S. (2004). "Enhancement of biogas production from sewage sludge with addition of *Geobacillus* sp. Strain AT1 culture". *Journal Water Treatment*. 40:97-104.
- Myint M., Nirmalakhandan N., Speece R. E. (2006). "Anaerobic fermentation of cattle manure: Modeling of hydrolysis and acidogenesis". *Water Research* 41:323-332.
- Muñoz Valero, J.A., Ortiz Cañavate, J., Vázquez Minguela, J. (1987). "Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización". Serie Técnica- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- Murphy J.D., McKeogh E. y Kiely G. (2004). "Technical/economic/environmental analysis of biogas utilization". *Applied Energy*. 77:407-427.
- Navia R. y Soto M. (2002). "Alkaline pretreatment of kraft mill sludge to improve its anaerobic digestion". *Environmental contamination and toxicology*. 69:869-896.
- Neis U., Tiehm A. y Nickel K. (2000). "Enhancement of anaerobic sludge digestion by ultrasonic disintegration". *Water Science Technology*. 42:73-80.
- Neyens E. y Baeyens J. (2003). "A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique". *Journal Hazardous materials*. 98:33-50.
- Neyens E. y Baeyens J., Weemaes M. y De Heyder B. (2002). "Advanced biosolids treatment using H₂O₂-oxidation". *Environmental Engineering Science*. 19:27-35.

- Neyens E. y Baeyens J., Weemaes M. y De Heyder B. (2003). "Pilot-scale peroxidation (H_2O_2) of swage sludge". *Journal Hazardous materials*. 98:91-106.
- Nishio N. and Nakashimada Y. (2007). "Recent development of anaerobic digestion processes for energy recovery from wastes". *Journal of bioscience and bioengineering*. 103: 105-112.
- Pinnekamp J. (1989). "Effects of thermal pre-treatment of sewage sludge on anaerobic digestion". *Water Science Technology*. 21:97-108.
- Playne, M. J. (1985). "Propionic and butyric acids". In *Comprehensive Biotechnology*, Moo Young, M., Ed.; Pergamon, New York, 3:731-759.
- Pohland F. G. y Ghosh S. (1971). "Developments in anaerobic stabilization of organic waste – the two phase concept". *Environmental Letters*. 1:255-266.
- Ramírez C. (1996). "Evaluación de potenciales semillas para la inoculación de reactores anaerobios". IV Taller Latinoamericano de Digestión Anaerobia. Colombia.
- Rincón B., Borja R., Martín M. A. y Martín A. (2009). "Evaluation of the methanogenic step of a two - stage anaerobic digestion process of acidified olive mill solid residue from a previous hydrolytic – acidogenic step". *Waste Management*. 29:2566-2573.
- Rinzema. (1992). "Natte oxidatie van zuiveringsslib met het Vertech system". Stora/Rijkswaterstaat, RWZI 2000.
- Rozzi A. y Remigi E. (2004). "Methods of assesing microbiol activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review. *Reviews in environmental science and biotechnology*. 3:93-115.
- Sadaka S.S. y Engler C.R. (2000). "Effects of inicial total solids on composting of raw manure with biogas recovery". *Compost Science & Utilization* 11:4:361-369.
- Secretaria de Economía. (2001). Norma oficial mexicana NMX-034-SCFI y NMX-030-SCFI.
- Secretaria de Energía (SENER). www.sener.gob.mx
- Secretaria de Salud (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-194-SSA1-2004, Productos y servicios.
- Shimizu T., Kudo K. y Nasu Y. (1993). "Anaerobic waste-activated sludge digestion-a bioconversion mechanism and kinetic model". *Biotechnology Bioengineering*. 41:1082-1091.
- Siegert I. y Banks C. (2005). "The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors". *Process Biochemistry*. 40:3412-3418.

- Soria M. J., Ferrera-Cerrato R., Etchevers B., Alcántar G., Santos J. T., Borges L. y Pereyda G. (2001). "Biodigestion of Hog Slurry to Produce Biomanure". Instituto Tecnológico Agropecuario No. 2, Conkal, Yuc., México.
- Soubes M., Muxi L., Fernández A., Tarlera S. Y Queirolo M. (1994). "Inhibition of methanogenesis from acetate by Cr^{+3} and ammonia. *Biotechnology Letters*. 16:195-200.
- Sterrit R. M. y Lester J. N. (1980). "Interaction of heavy metals with bacteria". *Science Total Environmental*. 14 (1):5-17.
- Sung S. y Liu T. (2003). "Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion". *Chemosphere*. 53:43-52.
- Swanwick J. D., Shurben D. g., Jackson S. (1969). "A survey of the performance of sewage sludge digesters in Great Britain". *Journal Water Pollution*. 68:639-653.
- Tanaka S. y Kobayashi T. (1997). "Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge". *Water science and technology*, 35:209-215.
- Tanaka S. y Kamiyama K. (2002). "Thermochemical pre-treatment in the anaerobic digestion of waste activated sludge". *Water Science Technology*. 46:173-179.
- Thomas L., Jungschaffer G. y Sprossler B. (1993). "Improved sludge dewatering by enzymatic treatment". *Water Science Technology*. 28:189-192.
- Valo A., Carrière H. y Delgené J. (2004). "Thermal, chemical and thermo-chemical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion". *Journal Chemical Technology and Biotechnology*. 79:1197-1203.
- Vallee B. L. y Ulner D. D. (1972). "Biochemical effects of mercury, cadmium, and lead. *Annu. Review Biochemistry*. 41:91-128.
- Vavilin V. A., Rytov S. V., Lokshina L. Y., Rintala J. A. y Lyberatos G. (2001). "Simplified hydrolysis models for the optimal design of two-stage anaerobic digestion". *Water Resources*. 35:4247-4251.
- Veeken A., Kalyuzhnyi S., Scharff H. y Hamelers B. (2000). "Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste" *Journal of Environmental Engineering*, 1076-1081.
- Verrier D., Roy F. y Albagnac G. (1987). "Two-phase methanization of solid vegetable wastes". *Biology Waste*. 22:163-177.
- Von Sachs J., Meyer U., Rys P. y Feitkenhauer H. (2003). "New approach to control the methanogenic reactor of a two-phase anaerobic digestion system". *Water Resource*. 37:973-982.
- Wang Q., Kuninobu M., Kamimoto K., Ogawa H. I. y Kato Y. (1999). "Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pre-treatment." *Bioresource Technology*. 68:309-313.

- Weemaes M., Grootaerd H., Simoens F. y Verstraete W. (2000). "Anaerobic digestion of ozonized biosolids". *Water Resource*. 34:2330-2336.
- Weemaes M. y Verstraete W. (1998). "Evaluation of current wet sludge disintegration techniques". *Journal Chemical Technology and Biotechnology*. 73:82-92.
- Wilkie A.C., Smith P.H. y Bordeaux F.M. (2004). "An economical bioreactor for evaluating biogas potential of particulate biomass" *Bioresource technology*, 92:103-109.
- Yu H. Q. y Fang Herbert H. P. (2001). "Acidification of mid- and high-strength dairy wastewaters". *Water Research* 35:3697-3705.
- Yu H. W., Samani Z., Hanson A. y Smith G. (2002). "Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion". *Waste Management*. 22:1-5.
- Zheng J., Graff R. A., Fillos J. y Rinard I. (1998). "Incorporation of rapid thermal conditioning into a wastewater treatment plant". *Fuel Processes Technology*. 56:183-200.
- Zoetemeyer R. J., Arnoldy P., Cohen A. y Boelhouwer C. (1982). "Influence of temperature on the anaerobic acidification of glucose in a mixed culture forming part of a two-stage digestion process". *Water Resource*. 16:313-321.

ANEXOS

A. TÉCNICAS FISICOQUÍMICAS.

a. Determinación de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos fijos (SF), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (NMX--AA-034-SCFI-2001; APHA, 1995).

Introducción

Los sólidos se refieren a la materia suspendida o disuelta en el agua potable o residual. Los sólidos pueden afectar la calidad del agua adversamente. Los análisis de sólidos son importantes en el control de procesos de tratamiento de aguas biológicas y físicos, y para asegurar los límites de efluentes regulados por las agencias de aguas residuales.

Los sólidos totales son el material residual que queda en un recipiente después de la evaporación de una muestra y esta es subsecuentemente secada a una temperatura definida. Los sólidos totales incluyen a los sólidos suspendidos totales que son la proporción de sólidos retenidos en un filtro; los sólidos disueltos totales es la porción de sólidos que pasa a través de un filtro. Los sólidos fijos es el residuo total de sólidos suspendidos o disueltos después de ignición para un tiempo y temperatura específica. La pérdida de peso en la ignición se llama “sólidos volátiles”.

Fundamento

Una muestra bien mezclada es evaporada en un crisol y secada a peso constante en una estufa a 103 – 105 °C. El incremento sobre el crisol representa los sólidos totales. El residuo de los métodos de los sólidos totales, son incinerados hasta peso constante a una temperatura de 550 ± 50 °C. Los sólidos remanentes (ceniza) representan los sólidos totales fijos, mientras que el peso perdido por la ignición son los sólidos volátiles (materia orgánica).

Material

- Cápsulas de porcelana.
- Balanza analítica, con capacidad para pesar 0.1 mg.
- Estufa para operar a 103 – 105 °C.
- Mufla para operar a 550 ± 50 °C.
- Desecador, provisto de desecante con indicador de humedad por color.

Procedimiento

Pesar las cápsulas limpias y secas en la balanza analítica, ponerlas en la estufa por 6 horas a una temperatura de 103 a 105 °C (tiempo necesario para que estas alcancen peso constante), dejar enfriar en un desecador por 30 minutos. Pesar inmediatamente antes de su uso y registrar pesos.

1. Colocar en la cápsula previamente mantenido a peso constante de 25 a 50 g. de muestra, pesar y dejar secar en la estufa por 16 horas (tiempo calculado para secar la muestra). Enfriar en el desecador a temperatura ambiente por 30 minutos y pesar.
2. Las cápsulas con la muestra seca se meten en la mufla por 2 horas a una temperatura de 550 ± 50 °C, transcurrido este tiempo se sacan de la mufla se dejan enfriar por 5 minutos para disipar el calor y entonces se coloca en el desecador por 30 minutos y se pesa.

Cálculos

$$\frac{g \text{ ST}}{Kg} = \frac{[P3 - P1] * 1000}{P2 - P1}$$

$$\frac{g \text{ SV}}{Kg} = \frac{[P3 - P4] * 1000}{P2 - P1}$$

$$\frac{g \text{ SF}}{Kg} = \frac{g \text{ ST}}{Kg} - \frac{g \text{ SV}}{Kg}$$

$$\%ST = \frac{P3 - P1}{P2 - P1} * 100$$

$$\%SV = \frac{P3 - P4}{P2 - P1} * 100$$

$$\%SF = \%ST - \%SV$$

Donde:

ST = Sólidos Totales, g / Kg

SV = Sólidos volátiles, g / Kg

SF = Sólidos fijos, g / Kg

P1 = Peso cápsula sin muestra, g

P2 = Peso muestra húmeda + P1, g

P3 = Peso de la muestra seca + P1, g.

P4 = Peso de de la muestra + P1 después de la ignición, g.

1000 = Convierte los g de muestra a Kg.

b. Técnica para determinar la demanda química de oxígeno total (DQOt) y la demanda química de oxígeno soluble (DQOs). Método de digestión cerrada y espectrometría para alto rango (50 a 800 mg / L; NMX-AA-030-SCFI-2001).

Introducción

El parámetro más común para calcular la materia orgánica presente en un cuerpo de agua es la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Se entiende por DQO, la cantidad de materia orgánica e inorgánica susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte. En la digestión anaerobia es importante tanto determinar la cantidad de materia orgánica total (DQOt) como la soluble (DQOs) presente en los residuos, ya que esta es la que se encuentra más disponible para los microorganismos.

Fundamento

El método que involucra el uso de dicromato es preferible sobre procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor potencial redox y su aplicabilidad a una gran variedad de muestras. Una gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos son oxidados con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico a ebullición. La muestra se coloca a reflujo en una disolución de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$).

Después de la digestión, el dicromato no reducido se mide por titulación o espectrofotometría para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente.

Material

- Espectrofotómetro
- Digestor
- Tubos de vidrio para digestión

Procedimiento

1. Preparar disoluciones (para alto rango):
 - i. Solución catalítica de sulfato de plata (Ag_2SO_4): Disolver 15 g de Ag_2SO_4 en 1 L de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4).
 - ii. Solución estándar de biftalato de potasio: Disolver de 0.851 g de biftalato de potasio en 1 L de agua destilada.
 - iii. Solución digestora de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$): Disolver 10.216 g de $K_2Cr_2O_7$ (seco, 103 °C por 2 horas) en 500 mL de agua, agregar 167 mL de H_2SO_4 y 33.3 g de sulfato mercúrico ($HgSO_4$), diluir a 1 L.
2. Precalear a 150 °C el digestor de DQO.
3. Colocar en el tubo de vidrio 1.5 mL de la solución digestora de dicromato de potasio y 3.5 mL de la solución catalítica de sulfato de plata.
4. Curva de calibración: Diluir los volúmenes de solución estándar de biftalato de potasio de la tabla A.1 en 50 mL de agua destilada, tratar estas diluciones como si fueran la muestra problema y hacer la curva para obtener la ecuación de la recta para los cálculos.
5. Diluir la muestra 1:100 con agua destilada, agregar a los tubos preparados en el paso 3 un volumen de 2.5 mL de la muestra y/o el blanco.

NOTA: Para determinar DQOs centrifugar la muestra diluida por 30 minutos a 5000 rpm, y agregar 2.5 mL del sobrenadante a uno de los tubos preparados en el paso 3.
6. Colocar todos los tubos en el digestor previamente calentado a 150 °C y refluja por 2 h.

7. Retirar los tubos del digestor y dejar que los tubos se enfríen a temperatura ambiente, permitiendo que cualquier precipitado se sedimente.
8. Medir la absorbancia en el espectrofotómetro a 600 nm.

Tabla A.1. Tabla de diluciones para determinar la curva estándar de la DQO

Solución Estándar (mL)	DQO (mg / L)
2.5	50
5	100
10	200
20	400
30	600
40	800

Cálculos.

1. Calcular la DQO en la muestra en mg / L directamente de la curva de calibración, con la siguiente ecuación:

$$Y = mX + b$$

2. Reportar los resultados en mg de DQO / L.

Curva de calibración.

La curva de calibración (figura A.1) se determino con la metodología descrita anteriormente y mediante esta gráfica se obtuvo la ecuación para calcular la DQO (figura A.2).

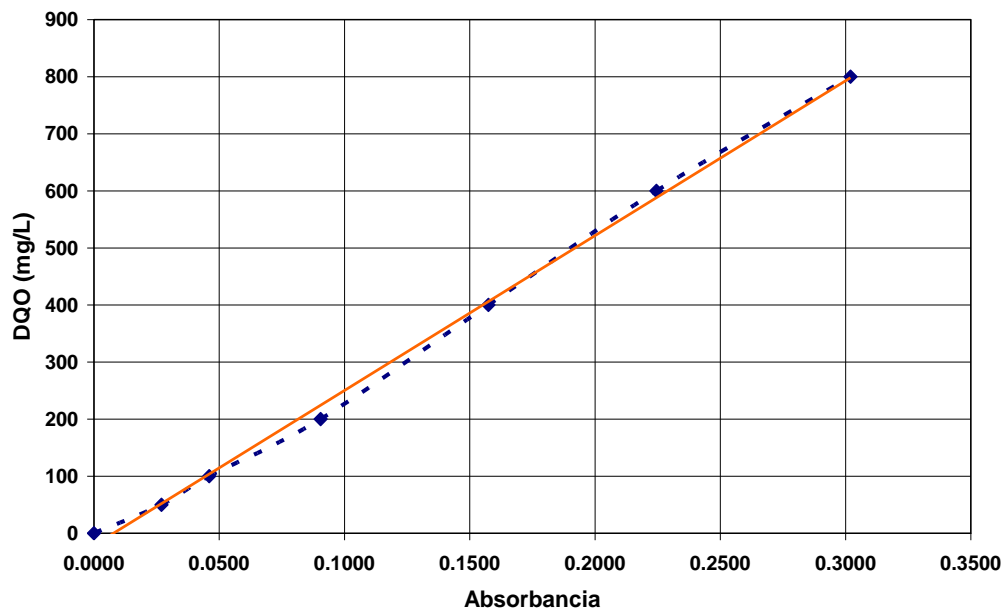


Figura A.1 Curva de calibración para la DQO

$$DQO = 2712.987(Absorbancia) - 21.303$$
$$R^2 = 0.998$$

Figura A.2 Ecuación para determinar la DQO

c. Técnicas para determinar pH, alcalinidad total (AT), parcial (AP) y ácidos grasos (AGVs) (APHA, 1995).

Introducción.

El pH es una medida de los iones de hidronios (H^+) y por lo tanto también de los iones hidroxilo (OH^-) en cualquier solución acuosa en el intervalo de acidez entre las concentraciones de 1 M H^+ y 1 M de OH^- .

La alcalinidad es la capacidad que tiene la muestra para neutralizar un ácido, se debe principalmente a los aniones bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.

Fundamentación.

El patrón de primario para la medida de las concentraciones del ion hidrógeno, este es un electrodo de platino tratado especialmente y que se sumerge en la disolución cuyo pH se va a medir. La disolución se encuentra en equilibrio con el hidrógeno gaseoso a una presión y temperatura conocidas. El electrodo de hidrógeno ha sido substituido por el electrodo de vidrio, que es directamente sensible a la concentración del ion H^+ , en ausencia de hidrógeno gaseoso. La respuesta del electrodo de vidrio debe calibrarse frente a tampones o soluciones buffer de pH conocido con precisión.

La alcalinidad es determinada por titulación de la muestra con una solución estándar de un ácido mineral fuerte. El procedimiento utiliza un pH final de titulación en este caso de 4.3.

En la digestión anaerobia, la alcalinidad generalmente se clasifica en alcalinidad total (AT), alcalinidad parcial (AP) y alcalinidad intermedia (AI). La alcalinidad total se puede considerar aproximadamente como la suma de alcalinidad debida al bicarbonato y a los ácidos grasos volátiles. La alcalinidad parcial es aportada por el bicarbonato. Por lo tanto, la alcalinidad intermedia es la diferencia entre la alcalinidad total y la parcial, y representa la cantidad de ácidos grasos volátiles (Jenkins y col., 1983).

Material.

- Buretas de 25 mL y vasos de precipitados de 500 mL.
- Medidor y Electrodo de pH
- Centrifuga

Procedimiento.

I. Determinación de pH:

Antes de tomar el pH, el potenciómetro debe calibrarse con los buffers, primero se calibra con el 4.01, luego con 10.01 y por finalizar 7.00, entre cada buffer el potenciómetro debe lavarse con agua destilada y quitar el exceso de agua con papel absorbente. Cuando se está seguro que el potenciómetro está calibrado, sumergirlo directamente en la muestra por analizar para determinar el pH.

II. Determinación de alcalinidad total y parcial:

1. Preparar la solución estándar de ácido clorhídrico 0.1 N.
2. Centrifugar una muestra de aproximadamente 30 mL, durante 15 minutos a 6000 rpm, posteriormente se toma de la muestra centrifugada un volumen de 20 mL del sobrenadante y se titula con HCl 0.1N hasta llegar a un pH de 5.75 y se registra el volumen gastado (V1). Se continúa la titulación hasta pH 4.3 y se registra el volumen gastado (V2).

III. Determinar los ácidos grasos volátiles:

A partir de las mediciones realizadas para la determinación de la alcalinidad total y parcial, la diferencia entre el volumen gastado para la titulación de la muestra a pH de 4.3 (V2) y el volumen gastado hasta pH de 5.75 (V1) será el volumen consumido por los AGV presentes.

Cálculos.

$$AP = \frac{V1 * N * 50000}{V} \quad AT = \frac{V2 * N * 50000}{V} \quad AGV = AT - AP$$

Donde:

AP = Alcalinidad Parcial, mg CaCO₃ / L

AT = Alcalinidad Total, mg CaCO₃ / L.

AGV = Ácidos Grasos Volátiles, mg / L.

N = Normalidad del HCl.

V1 = Volumen de HCl gastado a pH de 5.75, mL.

V2 = Volumen de HCl gastado a pH de 4.3, mL.

V = Volumen de la muestra, mL.

50 = Peso molecular del CaCO₃.

1000 = convierte los g de CaCO₃ a mg.

d. Técnica para determinar nitrógeno amoniacal (Manual del equipo HACH).

Introducción.

El amoniaco es uno de los componentes transitorios en el agua y se ve influenciado por la actividad biológica. Es el producto natural de descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados. En el agua puede aparecer en forma molecular o como ion amonio, dependiendo del pH. Las aguas superficiales no deben contener amoniaco. En general, la presencia de amoníaco libre o ion amonio es considerado como contaminación peligrosa.

Fundamentación.

El principio del método espectrofotométrico consiste en que los componentes amoniacales se combinan con el cloruro de la monocloramina, esta reacciona con el salicilato para formar 5 – aminosalicilato, el cual es oxidado en presencia del catalizador ferrocianuro de sodio dihidratado para formar una componente de color azul. El color azul es enmascarado por el color amarillo debido al exceso de reactivo presente dando una coloración verde.

Material.

- Espectrofotómetro HACH.
- Viales comerciales Hach para alto rango (0-50 mg / L)

Procedimiento.

1. Agregar a los tubos con el reactivo AmVer TNT HR el reactivo del salicilato de amonio y posteriormente el sobre conteniendo el cianurato de amonio y 0.1 mL de la muestra.
2. Agitar suavemente y dejar reaccionar por un tiempo mínimo de 20 min.
3. Hacer las mediciones en el espectrofotómetro, para esto seleccionar el programa 2465 a una longitud de onda de 655 nm.

Cálculos.

En esta técnica se lee directamente el valor en mg / L de N-NH₃ del espectrofotómetro.

e. Determinación del volumen de lodo sedimentado e Índice volumétrico.

Introducción.

El volumen de lodo sedimentado de una suspensión biológica es usado en rutinas de monitoreo de procesos biológicos. El índice volumétrico de lodos (SVI) es el volumen en ml ocupado por 1 g de una suspensión después de 30 minutos de sedimentación. El SVI es típicamente usado para monitorear las características sedimentables de lodos activados y otras suspensiones biológicas. Aunque el SVI no es reportado teóricamente, la experiencia muestra que es usado en rutinas de control.

Material.

- Columna de sedimentación (probeta 1 L).
- Varillas de vidrio.
- Cronómetro
- Termómetro

Procedimiento.

Para determinar el volumen de lodo sedimentado poner un litro de muestra en la columna de sedimentación y distribuir los sólidos tapando la columna e invirtiéndola tres veces. Mantener la agitación de la muestra con las varillas de vidrio durante el intervalo de tiempo de la sedimentación. Determinar el volumen ocupado por la suspensión a los 30 min.

Determinar la concentración de sólidos suspendidos de una muestra bien mezclada de la suspensión.

Cálculos.

$$SVI = \frac{\text{Volumen lodo sedimentable (mL / L)} \times 1000}{\text{Sólidos suspendidos (mg / L)}}$$

f. Técnica para determinar la actividad metanogénica específica (Rozzi et al, 2004).**Introducción**

Esta técnica se emplea para evaluar la capacidad de un efluente o un lodo para generar metano. Mediante esta herramienta es posible evaluar la calidad biológica de diferentes fuentes potenciales de inóculo y así seleccionar la adecuada para el arranque del proceso anaerobio (Corujeira et al, 2003). El método utilizado en este trabajo fue el propuesto por Rozzi y Remigi (2004).

Procedimiento

En una botella serológica de un volumen útil conocido se adiciona acetato de sodio en una concentración de 4 g DQO / L, una concentración de 1 mL / L de solución mineral (ver tabal A.2) y por último la cantidad de lodo granular anaerobio adecuada para que los g de SSV / L dentro de los viales sean 2. Estos se deben mantener a 35 °C en régimen estático y es recomendable hacerlo por duplicado o triplicado. La producción de metano se determinó por desplazamiento volumétrico de una columna de NaOH 1M. La sosa debe ser remplazada cuando su pH este por debajo de 12.

Tabla A.2 Solución mineral de macro y micronutrientes

Macronutrientes	Concentración	Micronutrientes	Concentración
NH ₄ Cl	170 g / L	FeCl ₃ ·4H ₂ O	2 g / L
KH ₂ PO ₄	37 g / L	EDTA	1 g / L
MgSO ₄ ·4H ₂ O	9 g / L	HCl 36%	1 mL / L

Cálculos

De los valores de producción de metano acumulado contra tiempo, se obtiene la velocidad, calculando la pendiente en la fase donde ésta se mantiene aproximadamente constante y con ese valor se calcula la AME de acuerdo a la siguiente expresión:

$$AME = \frac{R * 24}{FC * V * SSV} = g \text{ DQO} / g \text{ SSV} * d$$

Donde:

R = Velocidad de producción de metano (mL / h)

FC = Factor de conversión (mL CH₄ / g DQO degradado)

V = Volumen efectivo de líquido en el vial (L)

SSV = Concentración de lodo granular (g SSV / L)

24 Factor de conversión (h / d)

B. TABLAS Y FIGURAS COMPLEMENTARIAS

En la Tabla A.3, se encuentran resumidos los resultados para cada parámetro de los pretratamientos térmicos llevados a cabo en este trabajo.

Tabla A.3 Resumen de los parámetros de los pretratamientos térmicos

Parámetro	Temperatura de Pretratamiento				
	25	50	60	70	80
DQOs (g / L)	37.01	41.54	57.28	55.21	43.89
DQOt (g / L)	63.98	62.22	61.88	60.99	50.96
DQOs / DQOt	0.58	0.67	0.93	0.91	0.86
ST (g / kg)	51.74	51.02	50.95	50.51	47.27
SV (g / kg)	40.69	39.54	38.57	37.31	28.71

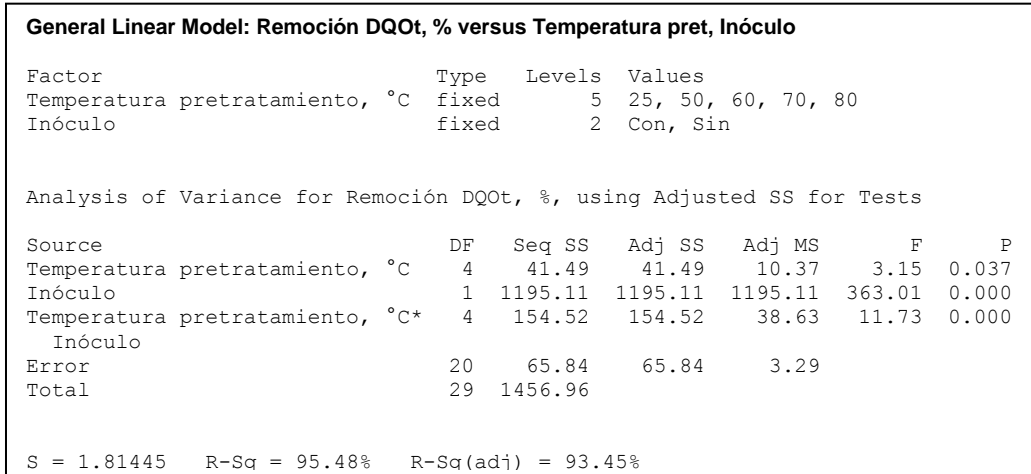


Figura A.3 Análisis de varianza de los datos de % remoción de DQOt

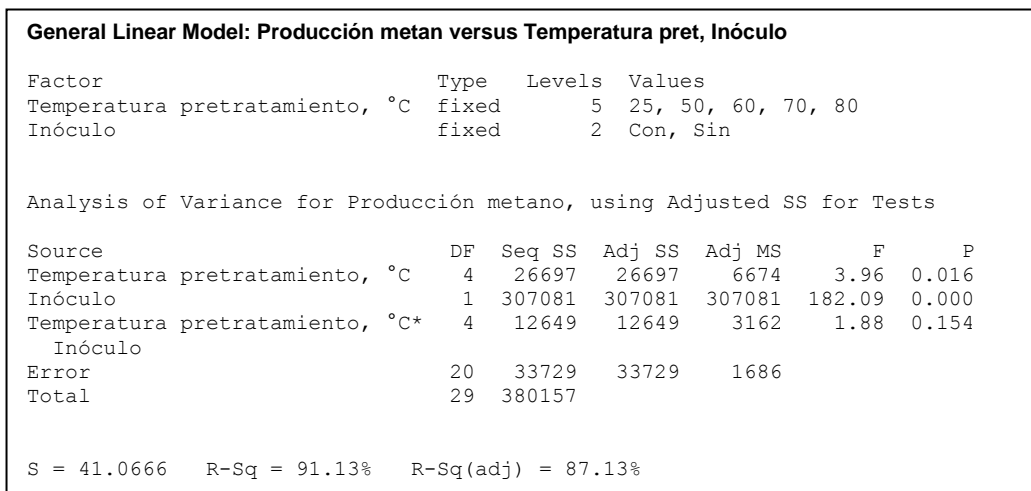


Figura A.4 Análisis de varianza de los datos de producción de metano

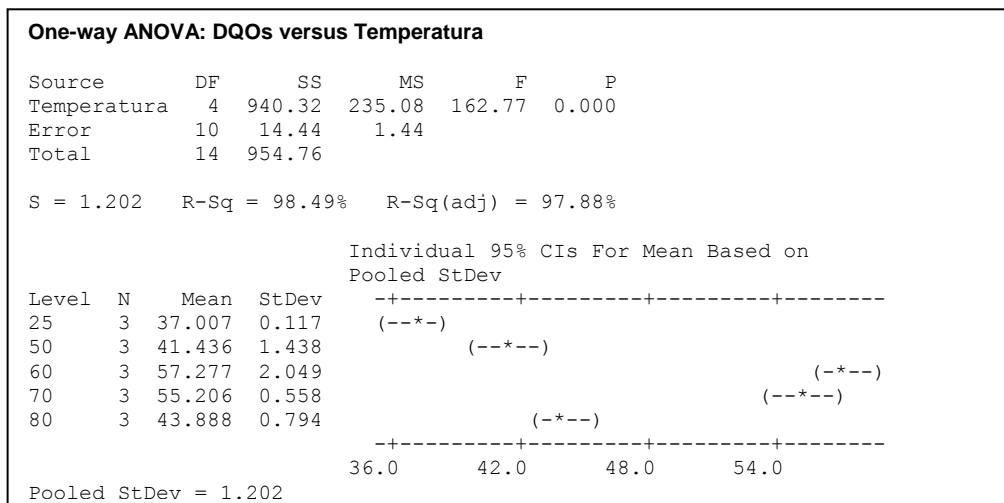


Figura A.5 Análisis de varianza para la prueba de Pretratamiento térmico al sustrato en función a la DQOs

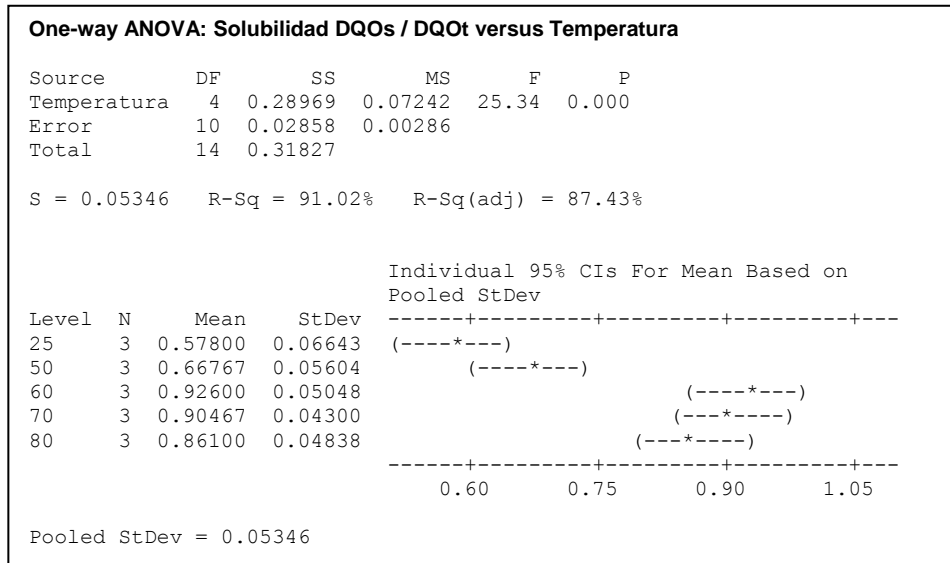


Figura A.6 Análisis de varianza para la prueba de pretratamiento térmico al sustrato en función a la solubilización de la materia orgánica (DQOs / DQOt)

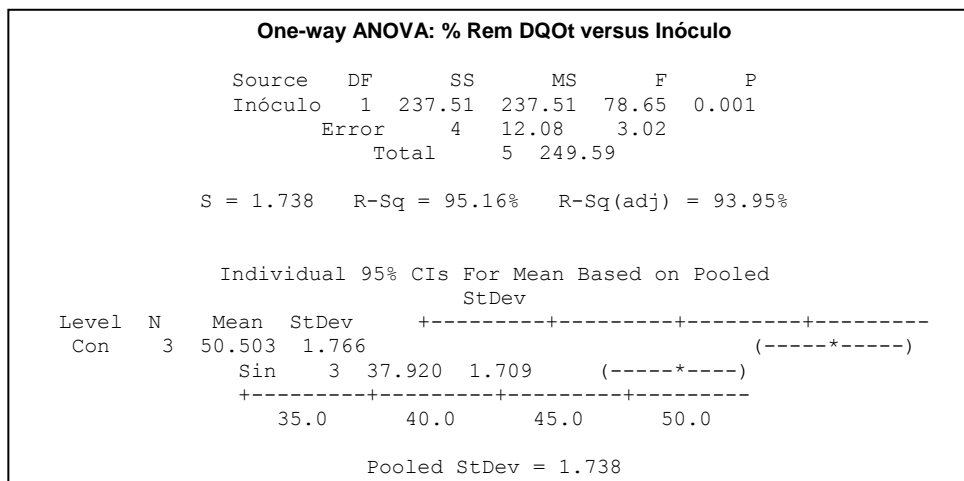


Figura A.7 Análisis de varianza para la prueba de inoculación con respecto a la remoción de materia orgánica

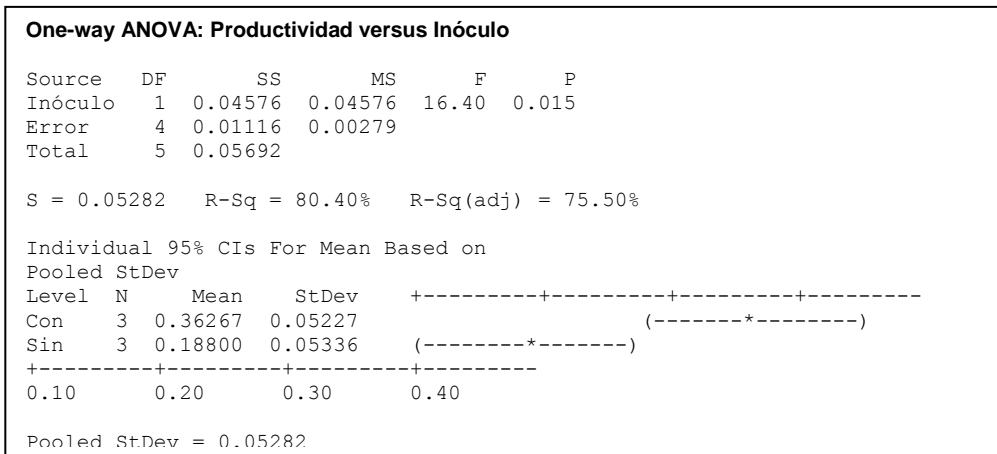
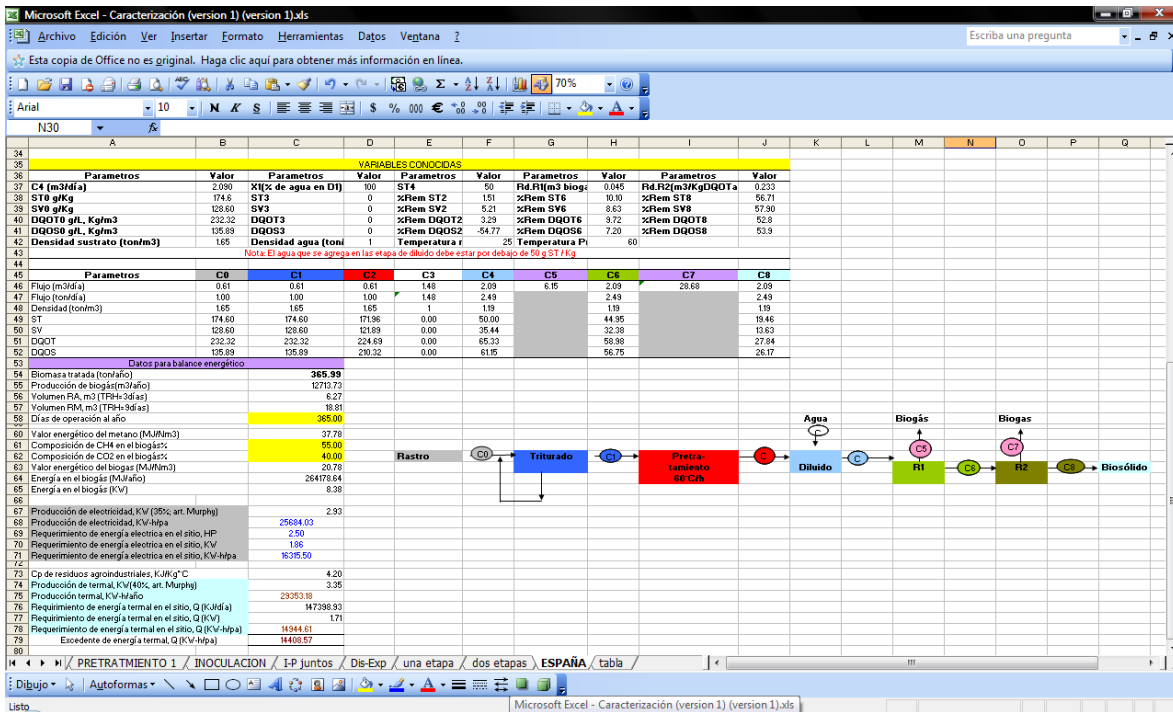


Figura A.8 Análisis de varianza para la prueba de inoculación con respecto a la productividad de metano

A. HOJA DE CÁLCULO DEL PROGRAMA DETERMINACIÓN DE LA AUTO-SUSTENTABILIDAD DEL PROCESO.



B. Análisis fisicoquímicos al sustrato.

Centro de Investigación y
Desarrollo Tecnológico en
Electroquímica S.C.

Parque Tecnológico Querétaro
76703 Sanfandila, Pedro Escobedo
Querétaro

T. + 442 211 60 00
F. + 442 211 60 01
www.cideteq.mx



INFORME DE ANÁLISIS

CLIENTE :	Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica Parque Tecnológico Querétaro, Sanfandila, Pedro Escobedo, Qro.		
SOLICITANTE :	M.C. Leticia Montoya Herrera	TELÉFONO :	(442) 211 60 00
ORIGEN DE MUESTRA	Muestra 01 210109		
FECHA MUESTREO	Cliente	HORA	Cliente
COLECTADA POR	Cliente	CANTIDAD	5 L.
FECHA RECEPCIÓN	22 de enero del 2009.	REGISTRO	AQ 0901018


RESULTADOS

DETERMINACIÓN	TÉCNICA	FECHA	RESULTADO	LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES**
pH al 5%	Potenciometría	22-01-09	6,4	< 3 NMP/g
SOLIDOS TOTALES	Gravimetría	23-01-09	157.1 mg/L	No indicado
SOLIDOS VOLATILES	Gravimetría	05-02-09	118.7 mg/L	No indicado
SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	Gravimetría	23-01-09	138.8 mg/L	No indicado
SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES	Gravimetría	23-01-09	102.5 mg/L	No indicado
GRASAS Y ACEITES	Gravimetría	09-02-09	16.18 g/Kg	No indicado
DQO	UV-Vis	10-02-09	206,201 mg/Kg	No indicado
NITROGENO ORGANICO	Volumetría	28-01-09	4,434.15 mg/Kg	No indicado
NITROGENO KJELDAHL	Volumetría	28-01-09	5,189.73 mg/Kg	No indicado
COLIFORMES FECALES	NOM-004-Semarnat-2002	26-01-09	≥ 11000000 NMP/g	< 1 000 NMP/g
FOSFORO TOTAL	Espectrofotometría	05-02-09	552,8 mg/Kg	No indicado

OBSERVACIONES

- El CIDETE Q cuenta con un Sistema de Gestión de Calidad certificado ISO 9001:2000, IMNC-RSGC 432, vigencia: 2006.12.18-2009.12.18
- Los resultados reportados son en base seca, excepto sólidos totales, sólidos volátiles, SST y SSV.
- ** Límites máximos permisibles de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002, Tabla 1, columna Buenos y Tabla 2, clase B (en base seca).
- Conforme a la NOM-008-SCFI-2000, "Sistema General de Unidades de Medida", se utiliza una coma sobre la línea como signo decimal y los números con varios dígitos se separan en grupos de tres por un espacio.
- Los datos de la tercer columna indican la fecha de obtención de resultados.
- Los datos reportados se refieren exclusivamente a la muestra arriba indicada.
- Favor de enviar vía fax sus comentarios sobre la atención de servicio y contenido y claridad de los resultados aquí emitidos al representante autorizado.
- Este reporte no puede ser reproducido parcialmente sin previa autorización del laboratorio.

Responsable del análisis: **Carlota Ruiz J.**


Arturo Corona Domínguez
Representante Autorizado

FECHA 11-02-09

HOJA 1 DE 1

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO TECNOLÓGICO
EN ELECTROQUÍMICA DE QUERÉTARO**



PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRA EN CIENCIA Y TECNOLOGIA EN
INGENIERIA AMBIENTAL

**“Optimización Del Tratamiento De Resíduos Provenientes De Rastro
Mediante Digestión Anaerobia Para Maximizar La Producción De Biogás”**

Presenta: IBQ. Miriam del Rocío Medina Herrera

Asesor: Dr. Adrián Rodríguez García

Co - asesores:

IBQ. Leticia Montoya Herrera

M.C. Jesús Cárdenas Mijangos

AGOSTO 2010

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS

1

JUSTIFICACIÓN

2

HIPÓTESIS

3

OBJETIVOS

4

MÉTODOS EXPERIMENTALES

5

RESULTADOS

6

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

7

AGRADECIMIENTOS

8

INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS



RASTRO



Un rastro es todo aquel establecimiento donde se lleva a acabo el sacrificio y faenado de animales para abasto

(NOM-194-SSA1-2004)



En el 2008, se contabilizaron 910 rastros municipales y 155 tipo TIF

INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS

Residuos aproximados producidos en cada rastro: 1 ton / d

Ganado sacrificado	2003	2004	2005	2006	2007	2008
	Número de cabezas					
Bovino	3 084 837	3 100 150	2 747 560	2 646 449	2 684 407	2 750 608
Porcino	5 082 637	4 808 893	4 707 199	4 838 674	5 185 523	4 996 011
Ovino	187 325	193 414	212 329	192 832	180 425	157 680
Caprino	304 817	222 327	175 914	150 193	142 100	142 938

RESIDUOS BOVINOS: 275,060 toneladas
RESIDUOS PORCINOS: 99,920 toneladas
TOTAL: 374,980 toneladas

INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS



Generando hasta 30000
mg DQOt / L

(Castañeda B., 2007)



- ❖ Condiciones inadecuadas para lixiviados.
- ❖ No cuentan con sistemas para capturar GEI.
- ❖ Consecuencias directas e indirectas en la salud humana

INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS

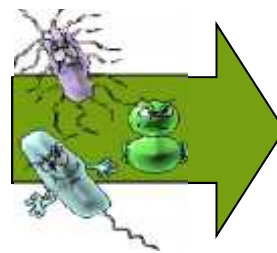
DIGESTION ANAEROBIA:

Es un proceso biológico.

SEDIMENTOS ESTABILIZADOS

MATERIA ORGÁNICA:

- Residuos de Alimentos
- Lodo de Aguas Residuales
- Residuos Sólidos Municipales
- Excretas de Animales
- **Residuos de Rastro**



Ausencia de Oxígeno

BIOGÁS:

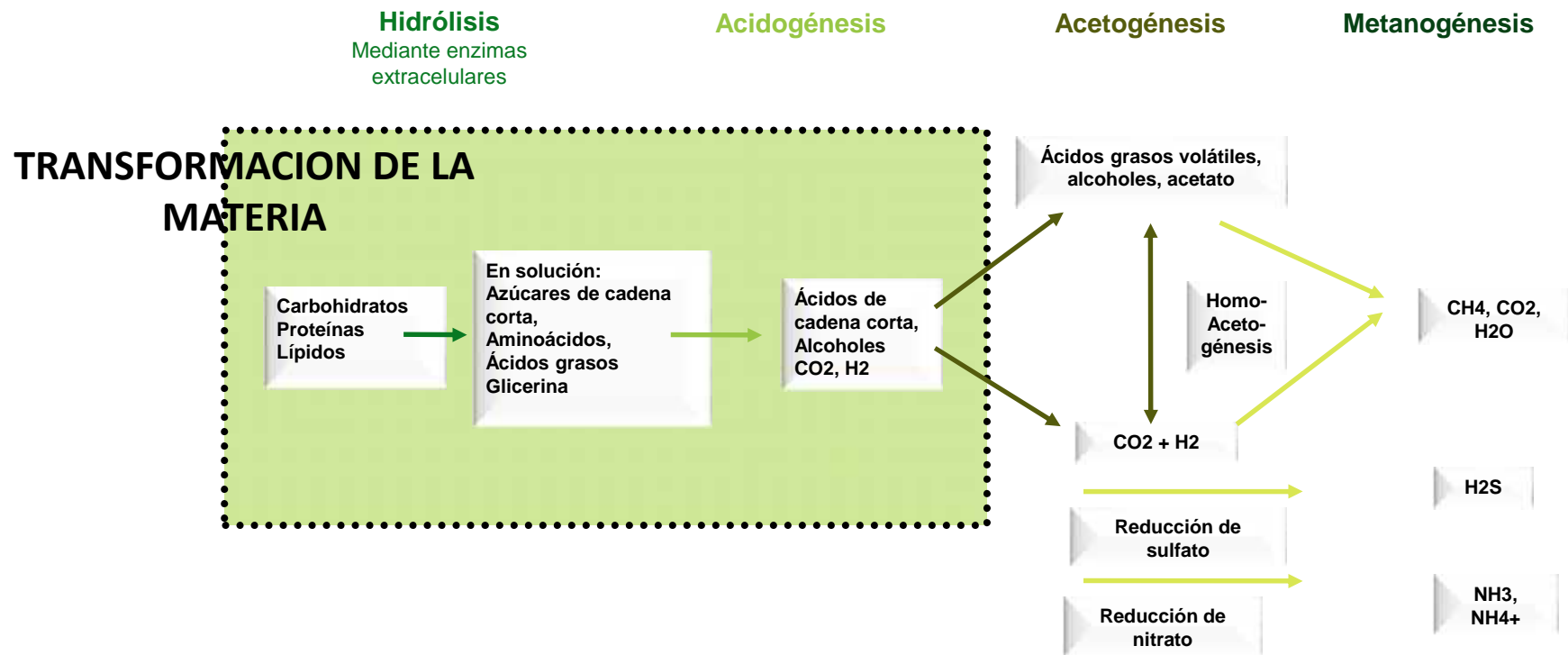
- **Metano, CH₄**
- Dióxido de Carbono, CO₂
- Hidrógeno, H₂
- Monóxido de Carbono, CO
- Nitrógeno, N₂
- Oxígeno, O₂
- Sulfuro de Hidrógeno, H₂S

INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS

DIGESTION ANAEROBIA:

Bioquímica del proceso

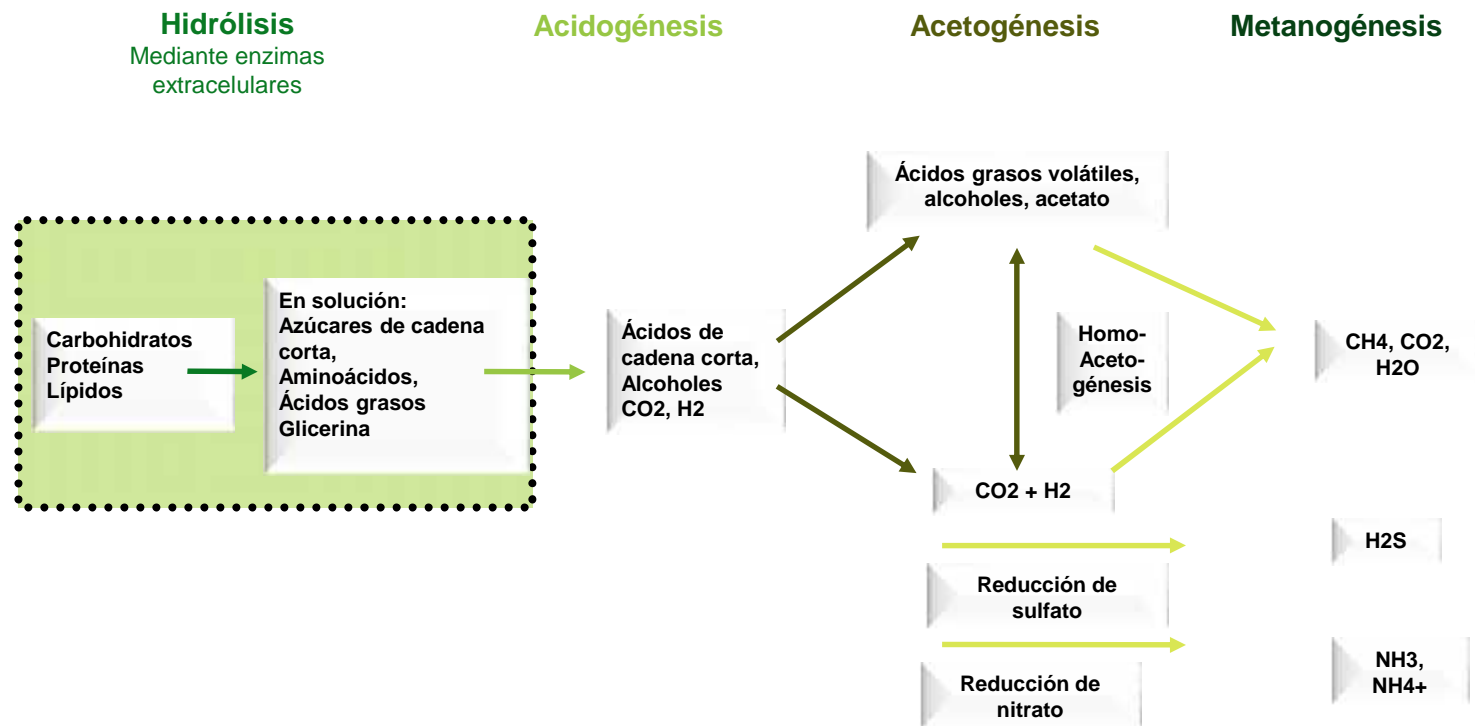
ESTABILIZACION DE LA MATERIA



INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS

DIGESTION ANAEROBIA:

El paso limitante
"SOLUBILIZACIÓN"

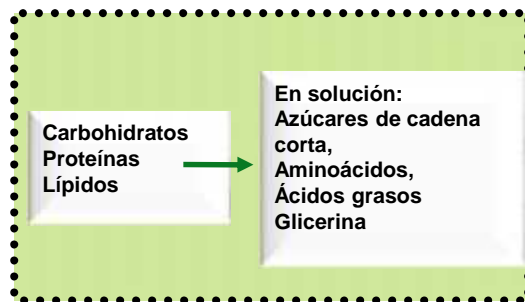


INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS

DIGESTION ANAEROBIA:

El paso limitante
“SOLUBILIZACIÓN”

Hidrólisis
Mediante enzimas
extracelulares



1. DESINTEGRACIÓN MECANICA.
2. PRETRATAMIENTO DEL SUSTRATO:

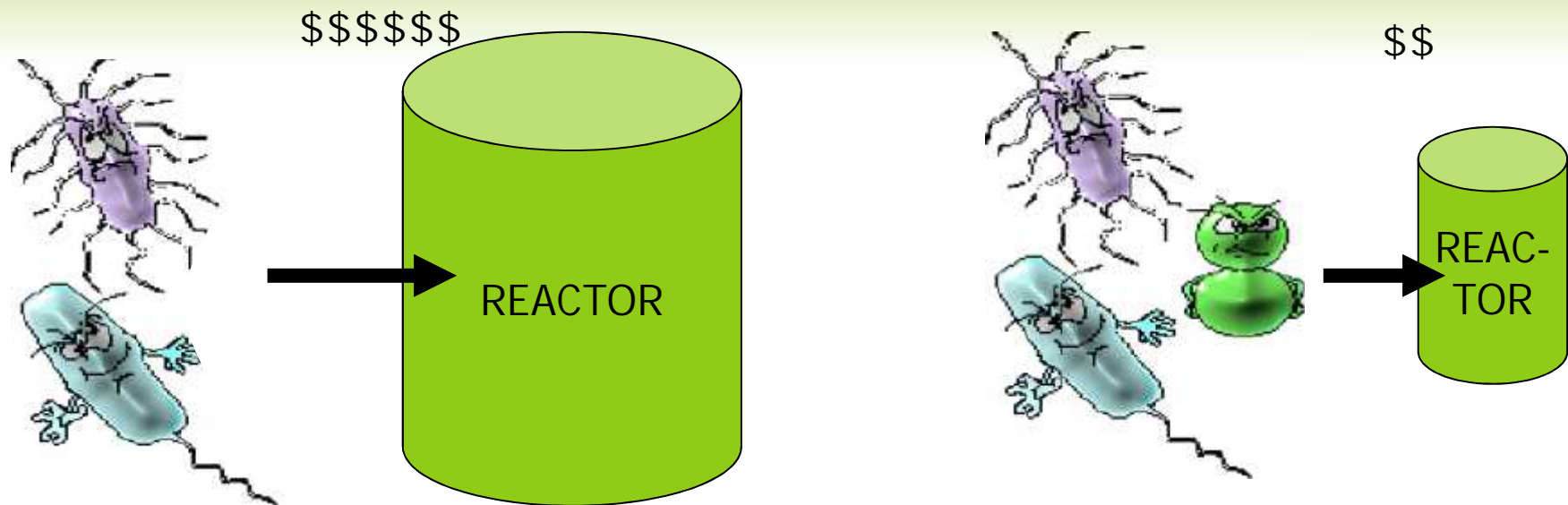
- **Térmico**
- Químico
- Ultrasónico
- Biológico

PRETRATAMIENTO TÉRMICO

Referencia	Condiciones de tratamiento	Comentarios
Hiraoka <i>et al</i>	40-100 °C	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento máximo en la producción de biogás a 60 °C por 60 min. • Reducción máxima de SV (10%) a 100 °C
Pinnekamp	120 – 220 °C	<ul style="list-style-type: none"> • Rendimiento máximo de biogás a 170 °C. • Correlación positiva entre el rendimiento de biogás y la temperatura de pretratamiento
Li y Noike	62 – 175 °C 30 - 60 min.	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento de la solubilidad del sustrato del 25 - 45 % (optimo a 90 °C) • Aumento del 30 % en la disminución de los SSV y de 100 % en la producción de biogás (optimo a 60 min) • A tiempos mayores ya no hay mejoramiento del proceso • Reducción de tiempos de retención de hasta 5 días.
Tanaka <i>et al</i>	180° °C 60 min.	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento de 90 % en la producción de biogás • Solubilización de los SSV de un 30 %
Zheng <i>et al</i>	220 °C 30s	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción de los SV de un 55 % • Aumento en la producción de biogás de un 200 % durante los primeros 2 días • Aumento total de la producción de biogás de un 80 %
Kim <i>et al</i>	121 °C, 30 min.	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento de la reducción de SV del 30 %
Valo <i>et al</i>	170 °C 15 min.	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento de un 59 % en la reducción de SV • Aumento de un 92 % en la producción de biogás
Ferrer <i>et al</i>	70 °C 9-72h	<ul style="list-style-type: none"> • Estudio para la digestión termofílica • Efecto positivo en la producción de biogás
Climent <i>et al</i>	70 – 134 °C 90 min. - 9 h	<ul style="list-style-type: none"> • Estudio en digestión termofílica • Aumento de un 50 % de la producción de biogás a por 9 h
Bougrier <i>et al</i>	135 – 190 °C	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento en la producción de metano por un 25 % a

INTRODUCCIÓN Y FUNDAMENTOS

INOCULACIÓN



DESEQUILIBRIO
ENTRE BACTERIAS

=

Elevados tiempos de
aclimatación

=

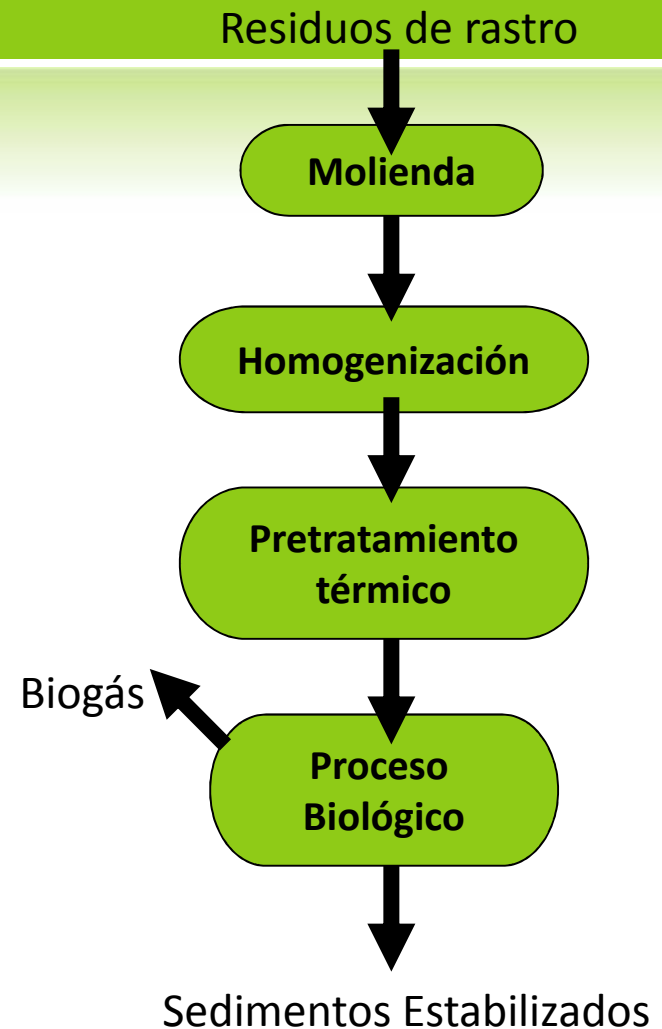
Elevado volumen
del Reactor

JUSTIFICACIÓN

- ⊙ Gran generación de desechos orgánicos en Rastros.
- ⊙ El biogás es una fuente alternativa para la producción de energía.
- ⊙ Diseño de tecnología enfocada a la Auto - sustentabilidad y amigable con el medio ambiente.
- ⊙ Mejora de la calidad de vida de las zonas aledañas al rastro.

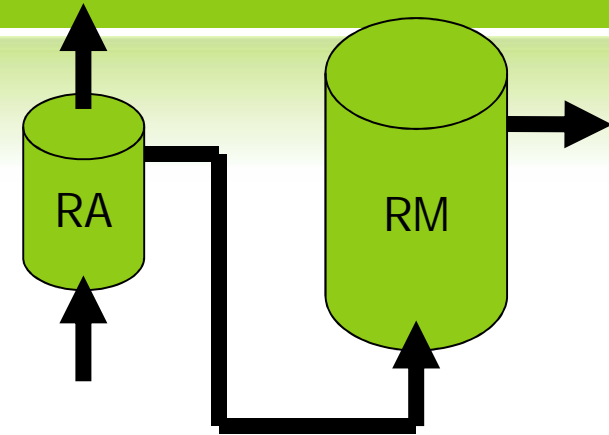
HIPÓTESIS

Mediante el adecuado diseño de un sistema de tratamiento para los residuos de rastro, es posible **MAXIMIZAR** la remoción de materia orgánica, así como la producción de biogás.



HIPÓTESIS

Mediante el adecuado diseño de un sistema de tratamiento para los residuos de rastro, es posible **MAXIMIZAR** la remoción de materia orgánica, así como la producción de biogás.



Mediante el conocimiento bioquímico del proceso de digestión anaerobia es posible desarrollar un prototipo donde las etapas de fermentación y metanización se llevarán a cabo por separado como que se maximizará la producción de biogás.

Biogás

Proceso Biológico

Sedimentos Estabilizados



OBJETIVOS

GENERAL

Desarrollar un sistema de tratamiento para los residuos provenientes de rastro enfocado tanto a la remoción y estabilización de la materia orgánica como a maximizar la producción de biogás.

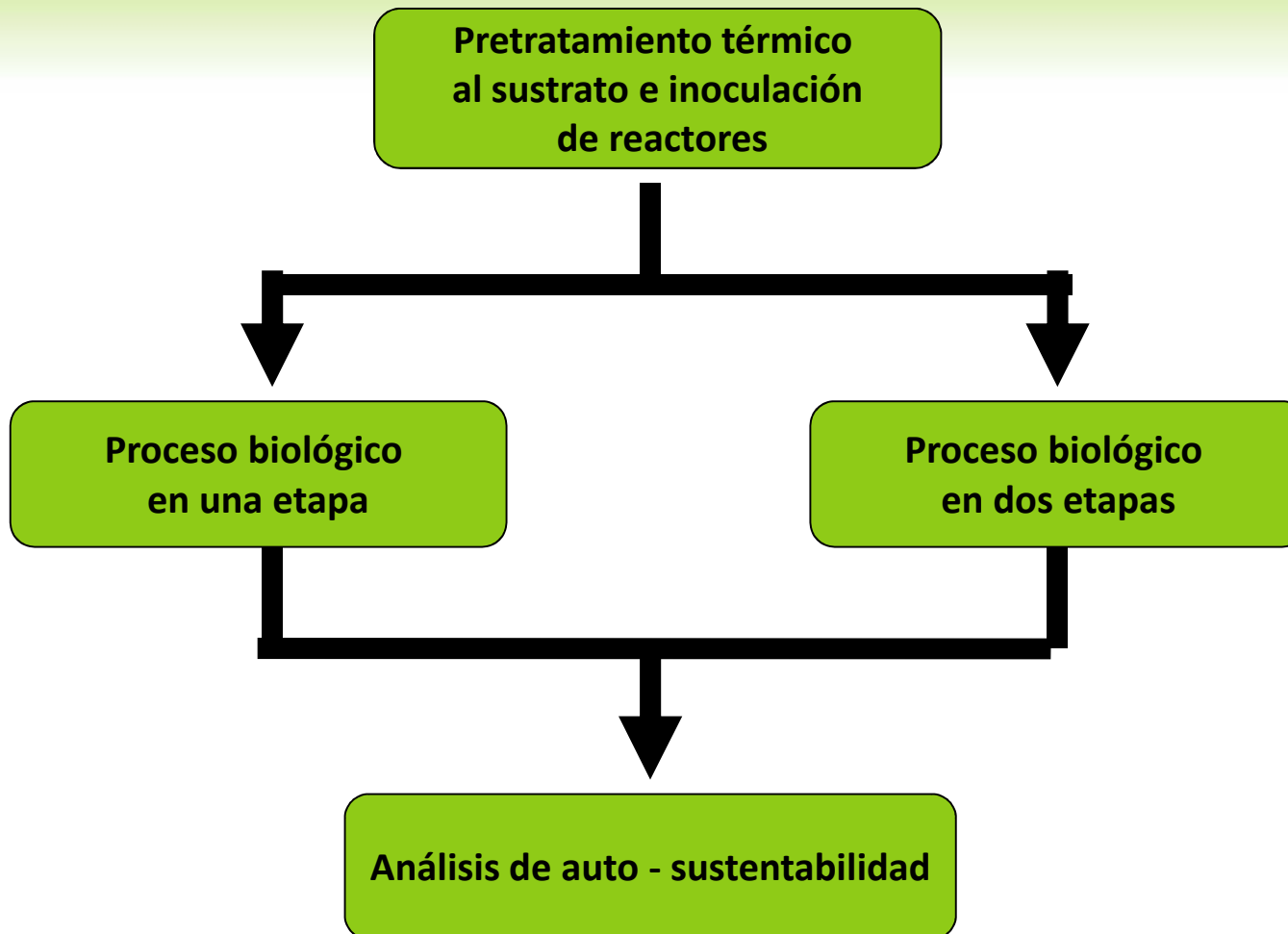
ESPECÍFICOS

- ❖ Evaluar el efecto del pretratamiento térmico a los residuos tanto en la producción de biogás como en la remoción de materia orgánica.
- ❖ Evaluar la inoculación del reactor con lodo granular maduro para maximizar la producción de biogás.
- ❖ Inducir la separación de las etapas de la digestión anaerobia “fermentación y metanización” para maximizar la producción de biogás.

ESPECÍFICOS

- ❖ Determinar y comparar la eficiencia del proceso biológico en una y dos etapas tanto para la remoción de materia orgánica como en la producción de biogás.
- ❖ Proponer un sistema de tratamiento eficiente tanto para el tratamiento de los residuos de rastro como para la producción de biogás.
- ❖ Evaluar si con el biogás producido, el sistema es autosustentable.

MÉTODOS EXPERIMENTALES





Recolección,
acondicionamiento Y
caracterización
del sustrato

9%

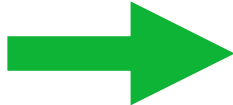
11%



80%

Alvaréz R. (2004)

Pretratamiento térmico al sustrato e inoculación de reactores



- Demanda Química de Oxígeno Total y Soluble
 - Sólidos Totales y Volátiles
 - Sólidos Suspendidos Totales y Volátiles
 - pH
 - Ácidos Grasos Volátiles
- APHA (1995). *Standard methods*

Pretratamiento térmico al sustrato e inoculación de reactores



50, 60, 70 y 80 °C
DQOt, DQOs,
DQOs/DQOt, ST y SV

Li et al, 1997

Recolección,
acondicionamiento Y
caracterización
del sustrato

Pretratamiento
térmico
del sustrato

Pretratamiento térmico al sustrato e inoculación de reactores

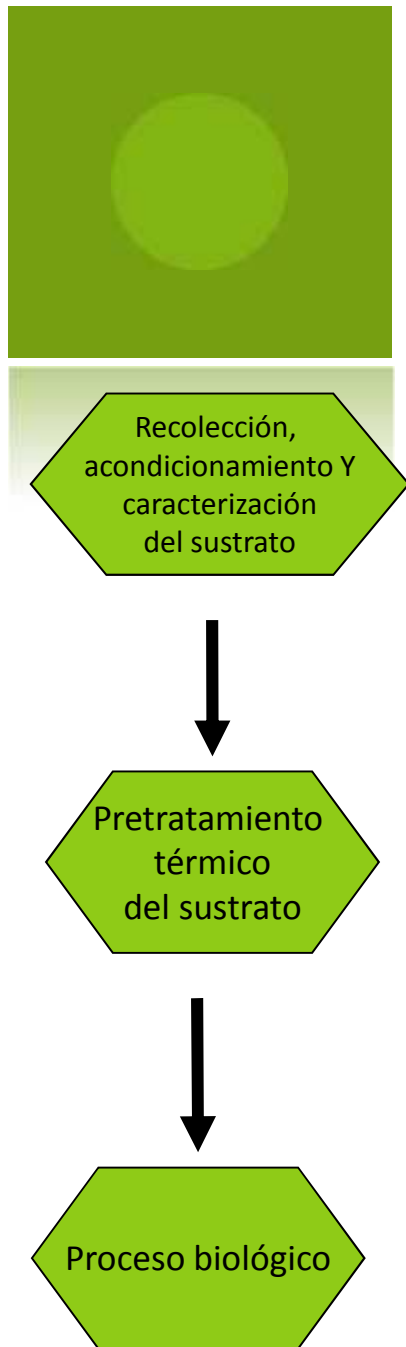
Temperatura, °C	25	50	60	70	80
Con Inóculo	1	2	3	4	5
Sin Inóculo	6	7	8	9	10



Variables de respuesta:

% Remoción de DQOt

Producción de metano, mL



RESULTADOS

Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

Caracterización del Sustrato:

Parámetro	Unidad	Valor	Desviación Estándar
Sólidos Totales	g / kg	174.60	33.65
Sólidos Volátiles	g / kg	128.60	22.48
Sólidos Suspendidos Totales	g / kg	134.21	23.28
Sólidos Suspendidos Volátiles	g / kg	123.92	13.83
Demanda Química de Oxígeno Total	g / L	232.32	25.73
Demanda Química de Oxígeno Soluble	g / L	135.89	14.38
pH	-----	6.49	1.07
Alcalinidad Total	g / L	20.88	8.09
Alcalinidad Parcial	g CaCO ₃ / L	5.55	3.20
Ácidos Grasos Volátiles	g / L	15.33	6.23
Nitrógeno Amoniacal	mg / L	2134.6	15.48



**Sustrato
homogenizado**

RESULTADOS

Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores



Lodo granular maduro

Caracterización del Inoculo.

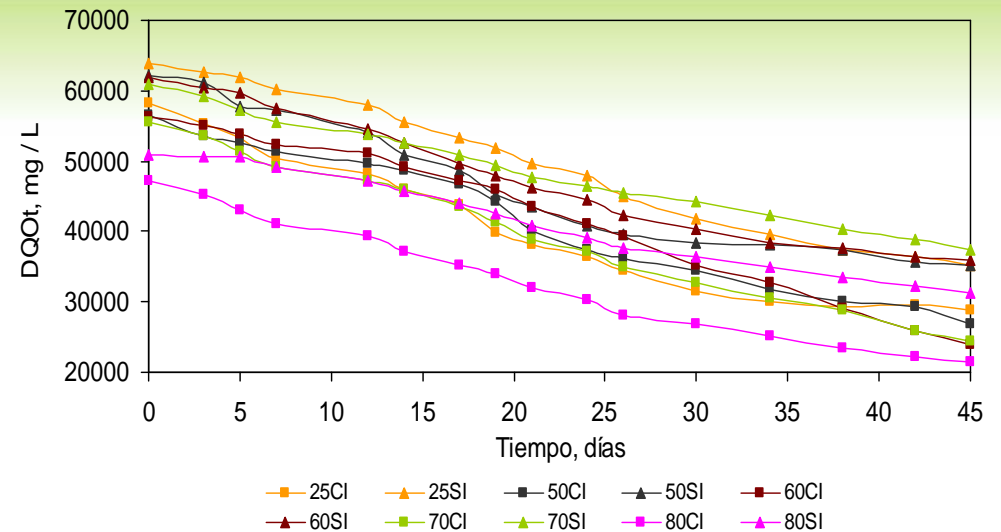
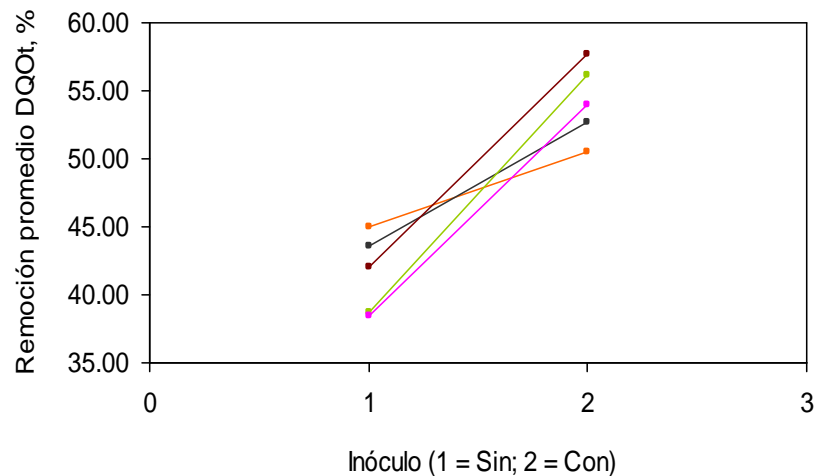
Parámetro	Unidad	Valor	Desviación Estándar
Sólidos Totales	g / kg	76.31	3.12
Sólidos Volátiles	g / kg	60.44	4.39
Sólidos Suspendidos Totales	g / kg	71.62	3.99
Sólidos Suspendidos Volátiles	g / kg	58.27	2.20
Índice Volumétrico de Lodos	mL / g	9.95	0.96
Actividad Metanogénica Específica	g DQO / g SSV * d	1.39	0.12

RESULTADOS

Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

Diseño de Experimentos:

% Remoción de DQOt



— Temperatura 25°C
— Temperatura 50°C
— Temperatura 60°C
— Temperatura 70°C
— Temperatura 80°C

% Remoción DQOt:

25CI – 50 %

50 CI – 53 %

60CI – 58 %

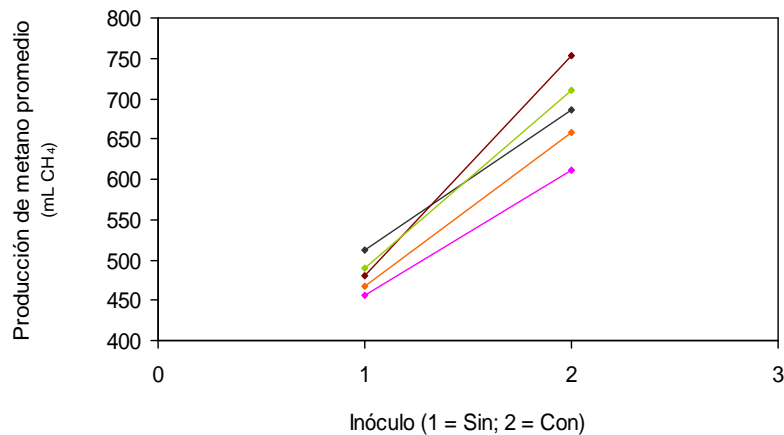
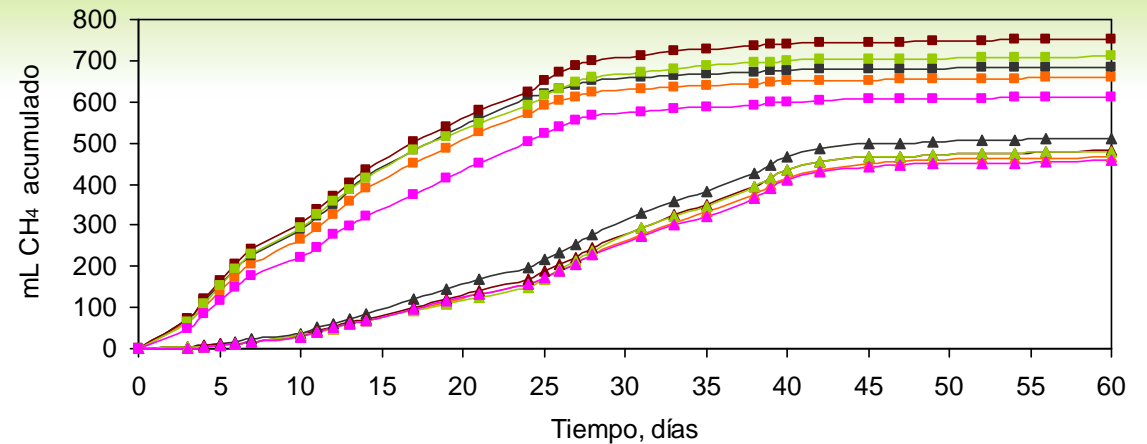
70CI – 56 %

80CI – 54 %

RESULTADOS

Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

Diseño de Experimentos:
Producción de metano, mL



% Remoción DQOt:

25CI – 659 mL

50 CI – 685 mL

60CI – 753 mL

70CI – 710 mL

80CI – 612 mL

RESULTADOS

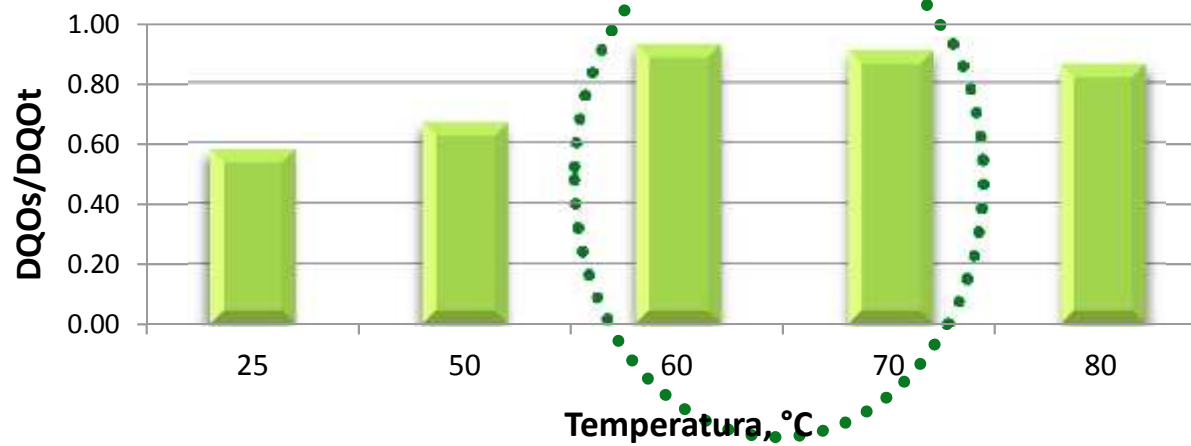
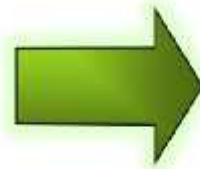
Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

Ensayo	% Remoción				Rendimiento (L CH ₄ /g DQOt removida)	Productividad (m ³ CH ₄ /m ³ Reactor * día)	Producción neta (mL CH ₄)
	DQOt	DQOs	ST	SV			
25CI	50.51	49.12	48.92	49.50	378	0.388	659
25SI	44.99	39.20	37.92	36.98	271	0.173	468
50CI	52.68	50.24	50.57	51.63	384	0.408	685
50SI	43.61	37.50	39.52	38.16	315	0.190	512
60CI	57.64	60.03	55.99	57.88	387	0.448	753
60SI	42.09	38.24	37.79	37.74	308	0.178	481
70CI	56.04	56.52	52.14	53.57	380	0.423	710
70SI	38.70	37.49	39.99	36.63	346	0.181	490
80CI	54.32	52.26	47.69	48.81	398	0.364	612
80SI	38.47	36.71	36.18	32.24	388	0.169	457

RESULTADOS

Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

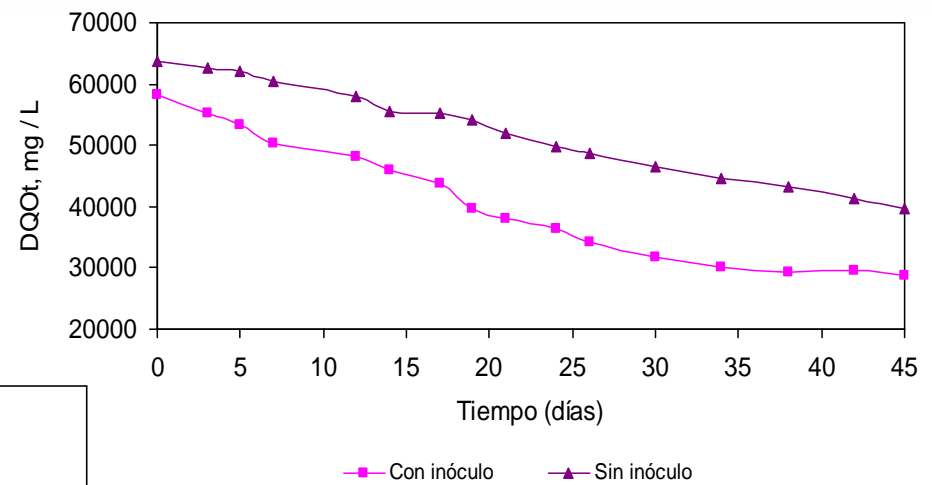
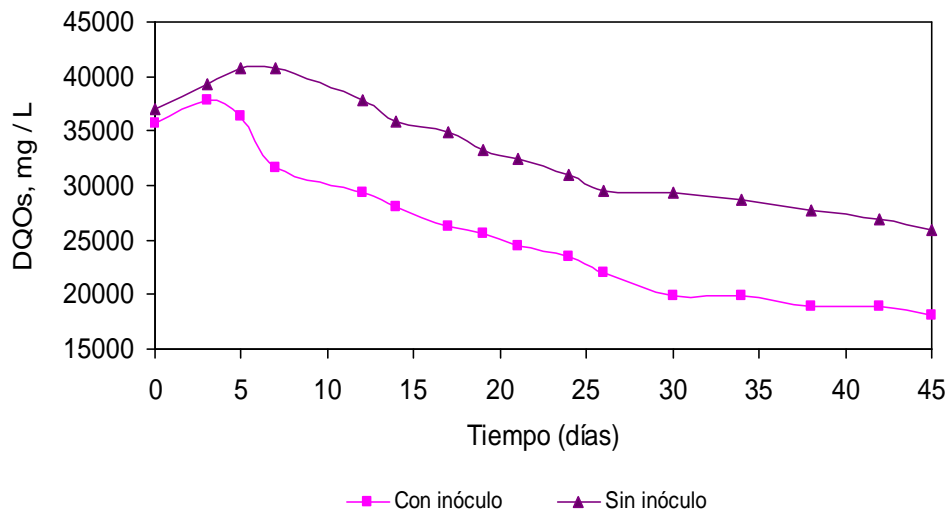
PRETRATAMIENTO TÉRMICO



RESULTADOS

Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

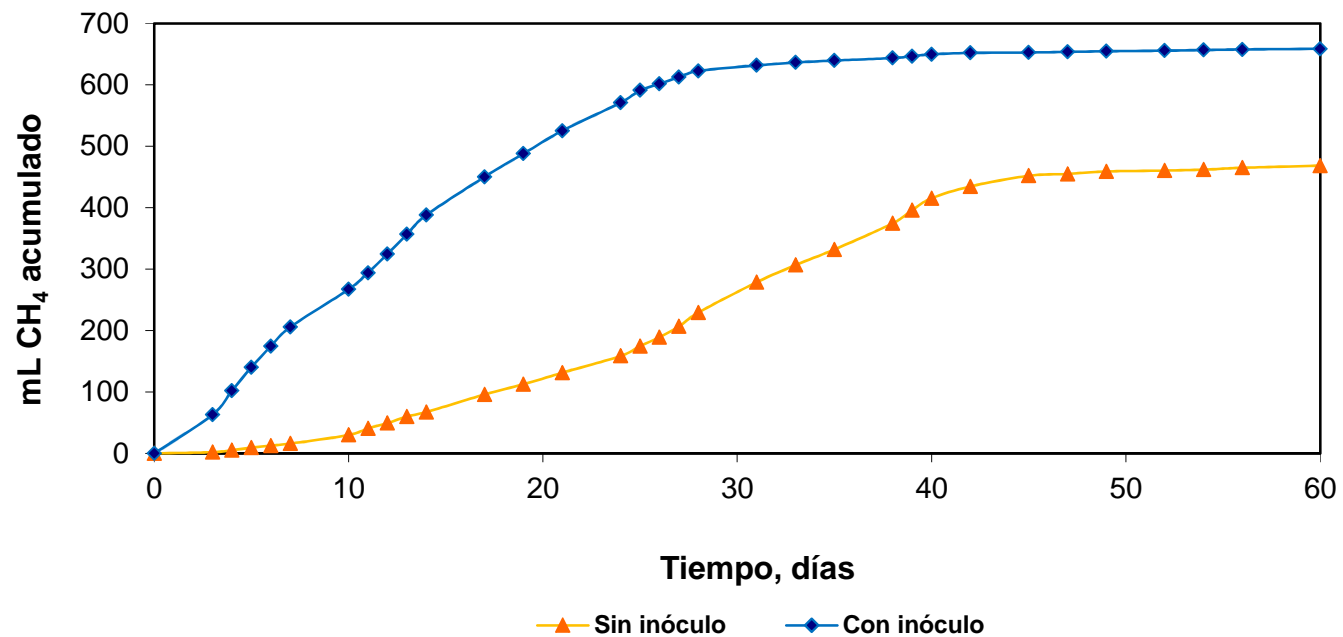
INOCULACIÓN



RESULTADOS

Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

INOCULACIÓN



Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

CONCLUSIONES

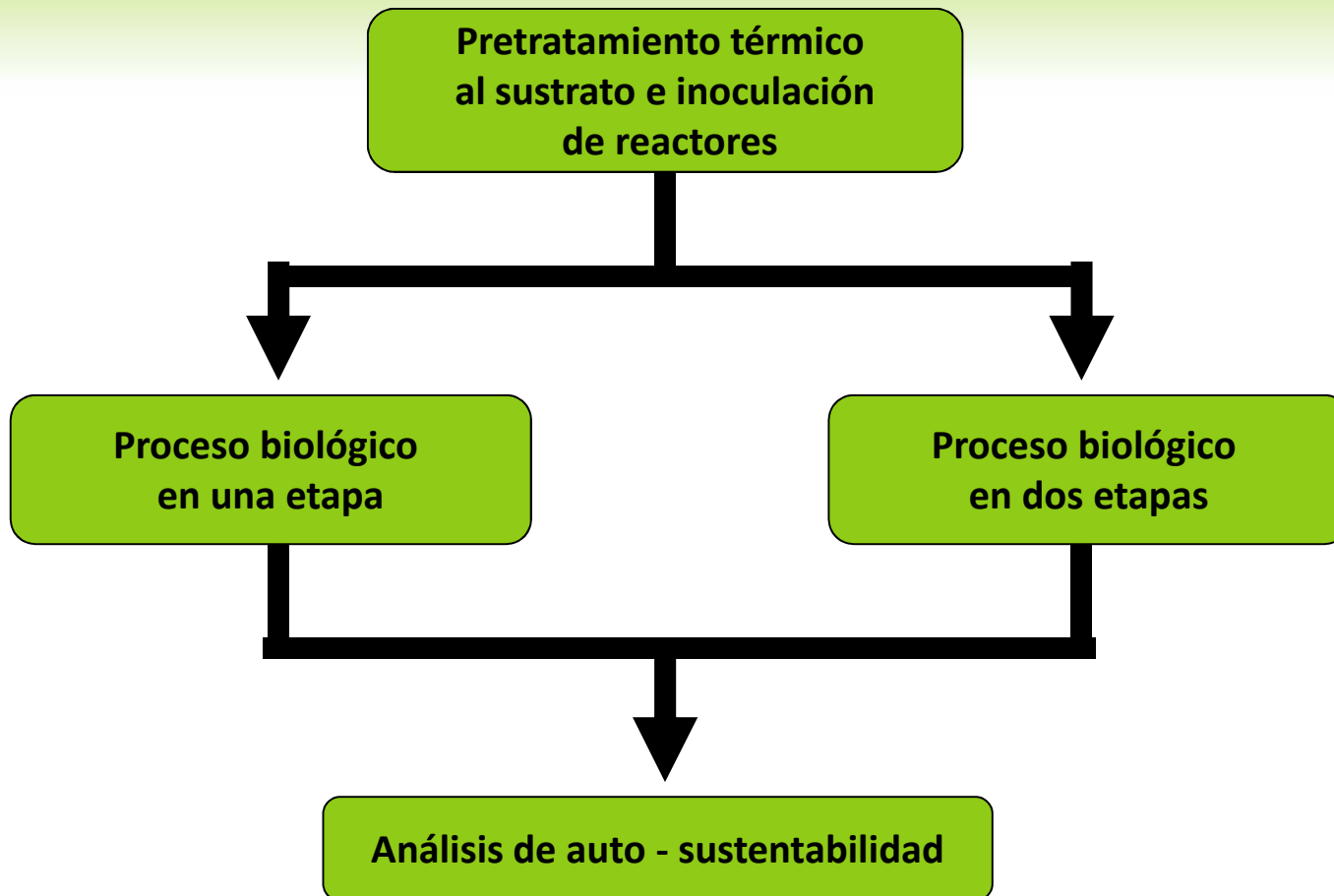
- ⊙ La solubilidad del residuo de rastro aumenta respecto a la temperatura de pretratamiento, presentando los mayores incrementos de solubilidad de **55 y 49 % en las muestras pretratadas a 60 y 70 °C** respectivamente.
- ⊙ Para el caso de la inoculación se obtuvo un aumento tanto en la remoción de materia orgánica, el cuál fue determinado por una diferencia del 13 % de eliminación de DQOt respecto a cuando no se emplea inóculo y también se encontró una mayor productividad y producción neta de metano para el proceso, **0.363 m³ CH₄ / m³*d de reactor y 650 mL de CH₄** respectivamente, mientras que para el proceso sin inóculo solamente se obtuvo una productividad de 0.188 m³ CH₄ / m³*d y una producción neta 450 mL CH₄

CONCLUSIONES

Pretratamiento térmico
al sustrato e inoculación
de reactores

- ⊙ La muestra de 60 °C con inóculo es la que presenta las mejores eficiencias tanto en la remoción de materia (58 % de eliminación de DQOt) como en la productividad y producción neta de metano (753 mL CH₄ y 0.448 m³ CH₄ / m³ de reactor * día).

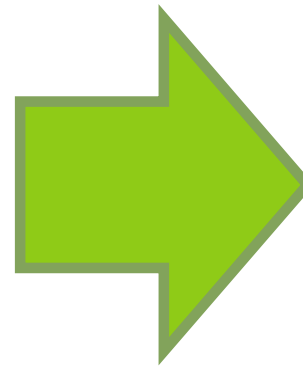
MÉTODOS EXPERIMENTALES



Proceso biológico en una etapa y dos etapas



Habilitación de reactores



Proceso biológico en una etapa y dos etapas

Se pretrata
60°C por una hora

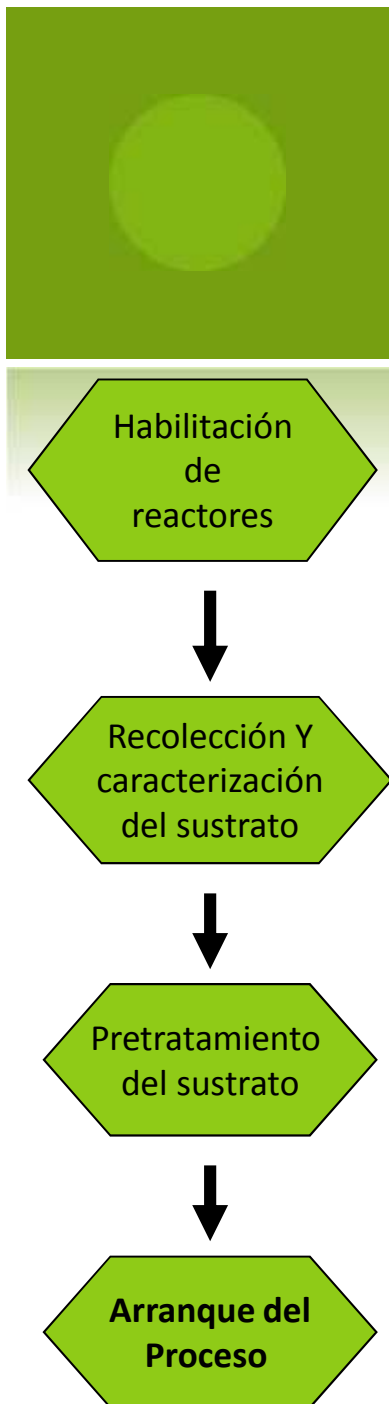


Habilitación
de
reactores

Recolección,
Acondicionamiento Y
caracterización
del sustrato

Pretratamiento
del sustrato

Proceso biológico en una etapa y dos etapas



Proceso
1 etapa



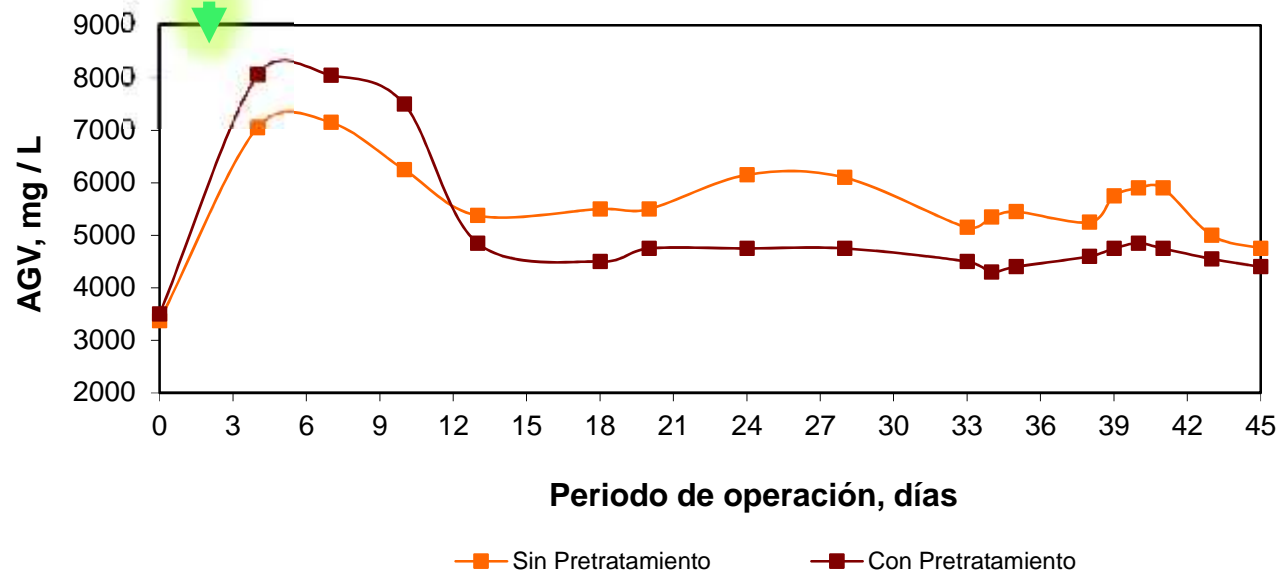
Proceso
2 etapas

RESULTADOS

Inducción de la separación de las etapas del DA

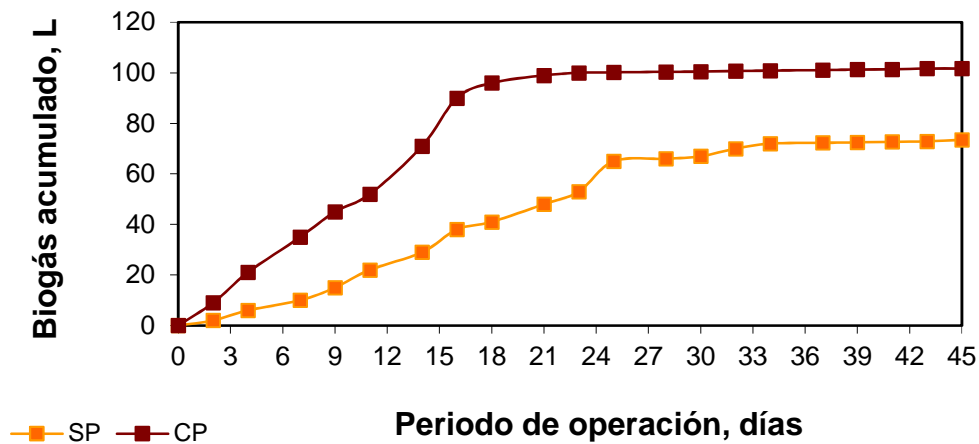
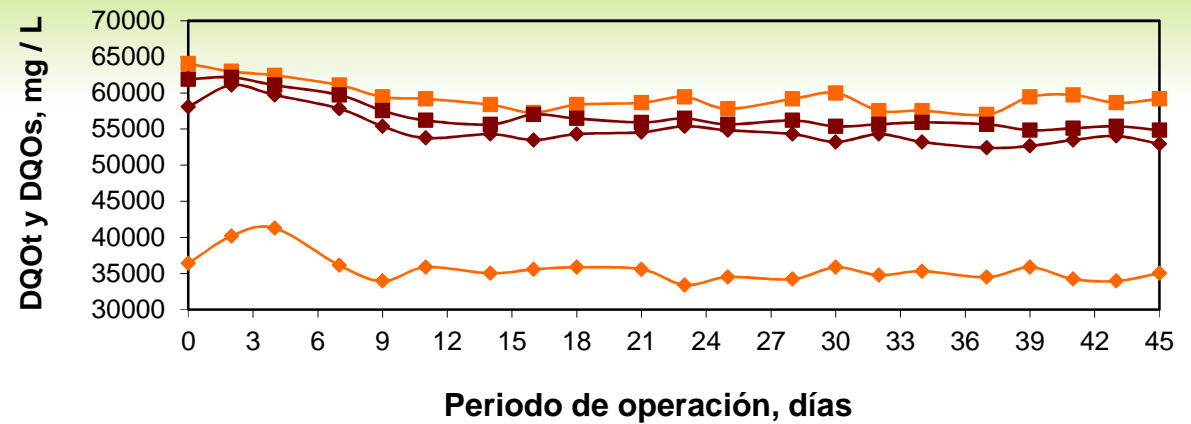
AGV >>>> fermentación

AGV <<<< Metanización



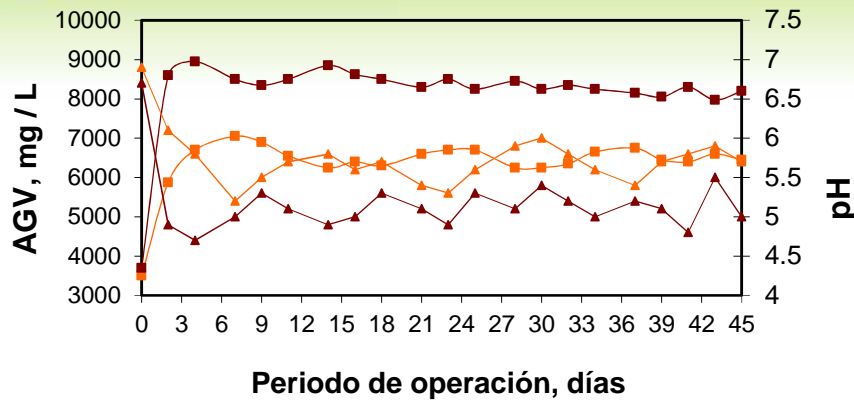
RESULTADOS

FERMENTACIÓN

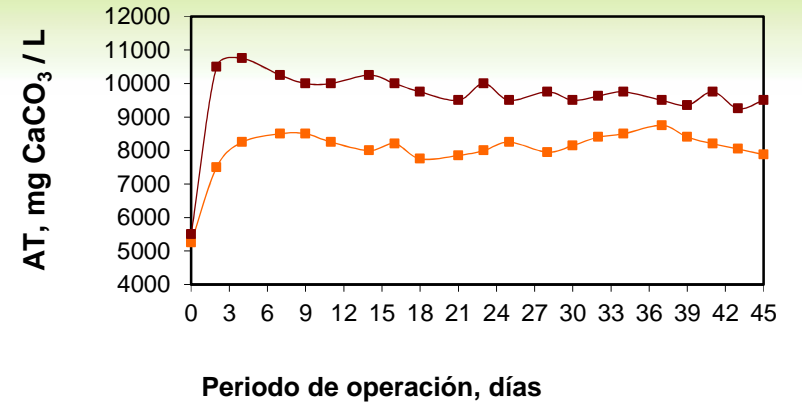


RESULTADOS

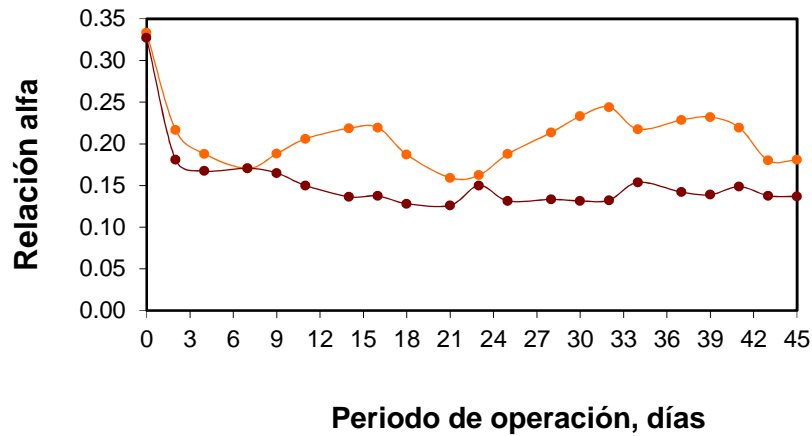
FERMENTACIÓN
Parámetros del proceso



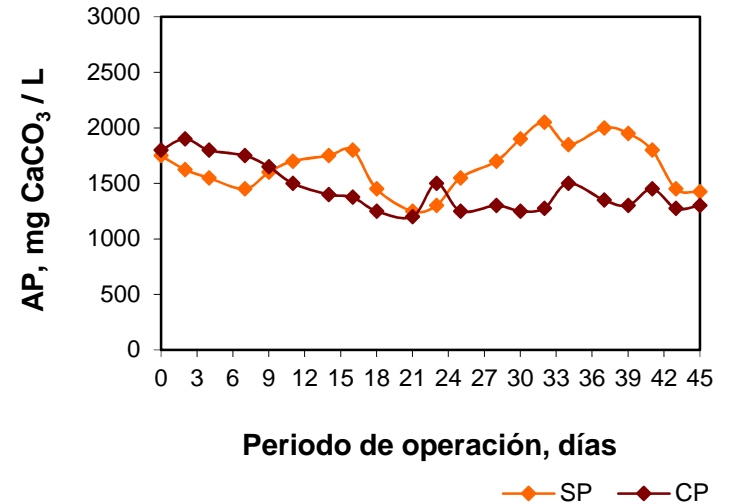
SP - AGV CP - AGV SP - pH CP - pH



SP CP



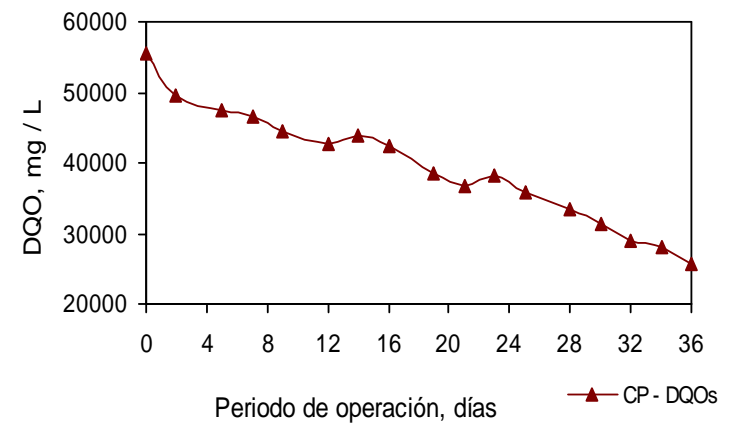
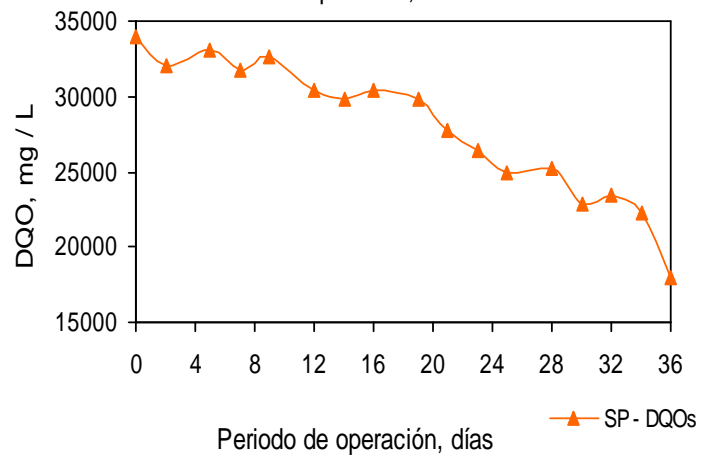
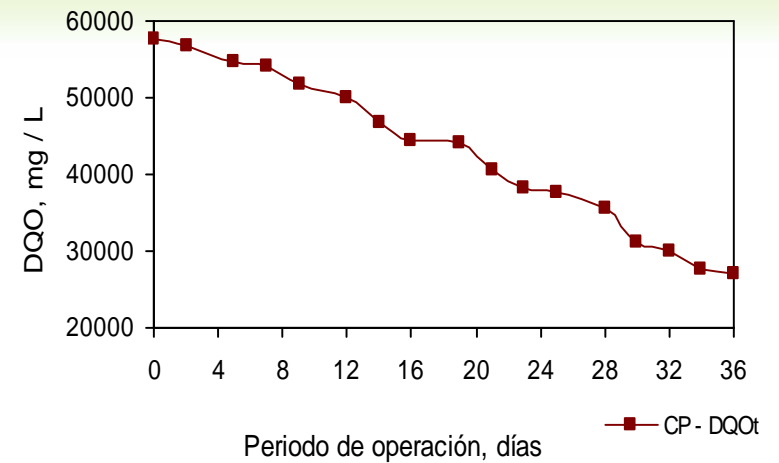
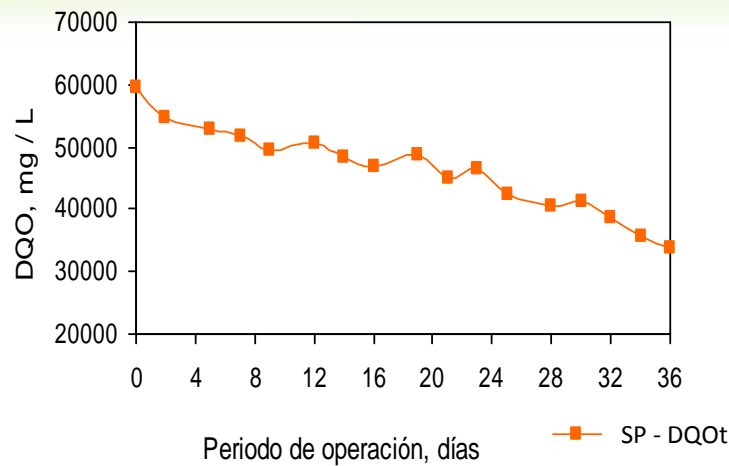
SP CP



SP CP

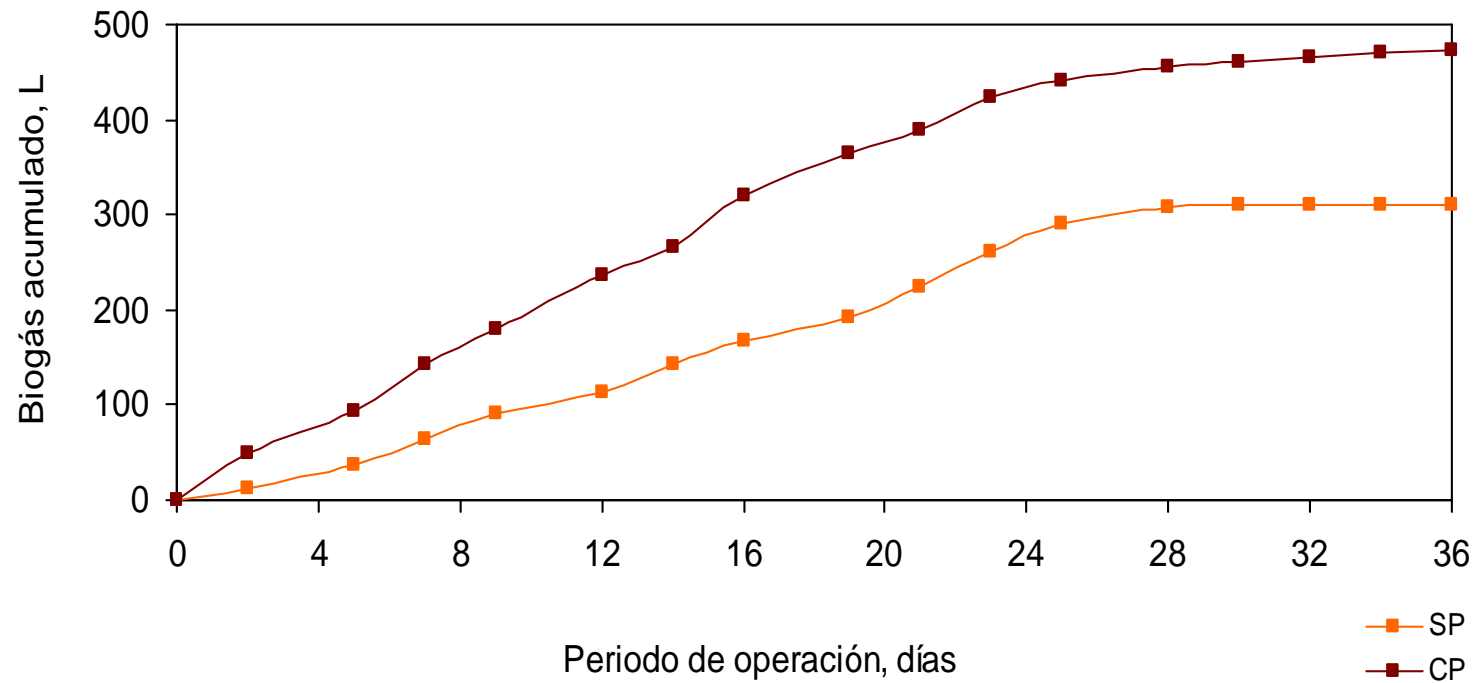
RESULTADOS

METANIZACIÓN



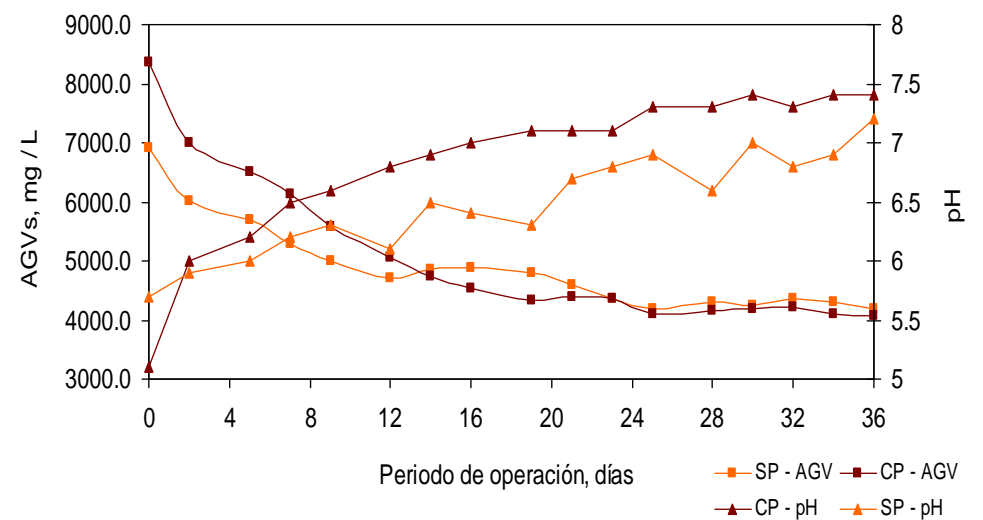
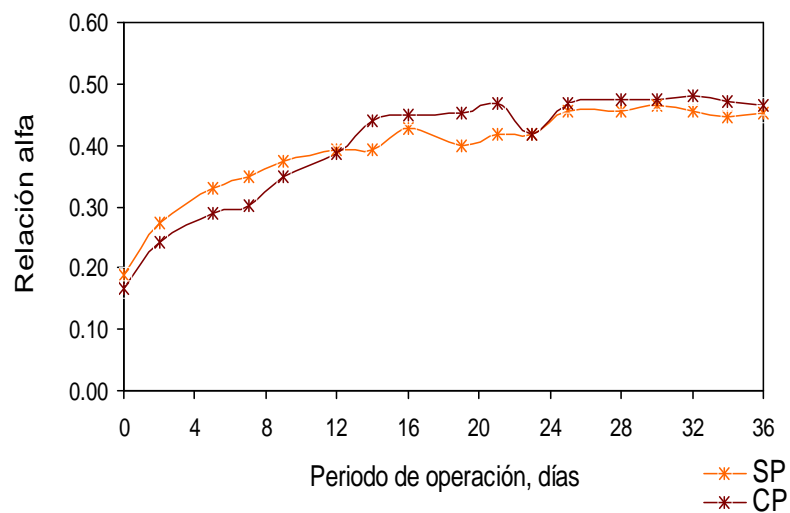
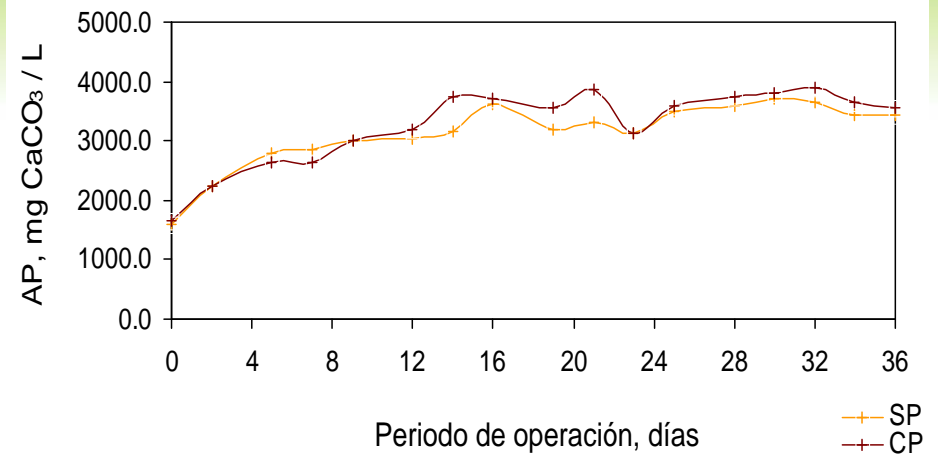
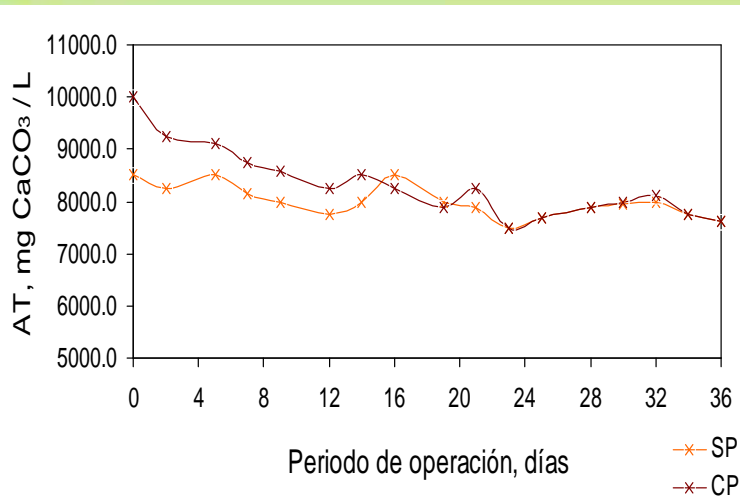
RESULTADOS

METANIZACIÓN



METANIZACIÓN Parámetros del proceso

RESULTADOS



COMPARACIÓN DE LOS
PROCESOS DE UNA Y DOS
ETAPAS

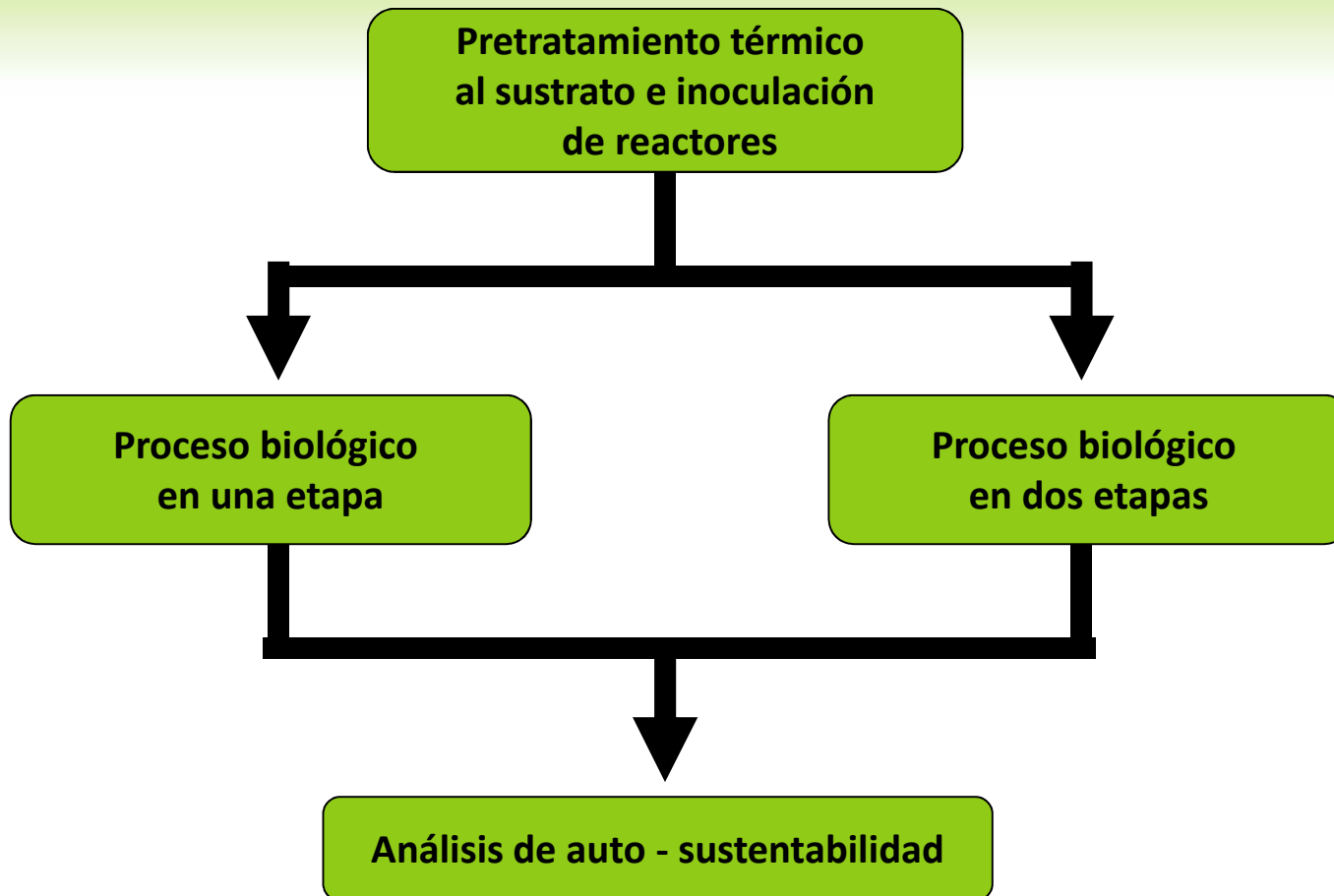
RESULTADOS

Parámetro	Sistema			
	Una etapa		Dos etapas	
	CP	SP	CP	SP
% Remoción DQOt	56.5	47.4	56.1	47.0
% Remoción DQOs	58.5	45.6	55.8	50.7
% Remoción ST	56.0	47.7	61.2	51.1
% Remoción SV	57.6	50.3	60.3	53.0
Producción neta de biogás (L)	69.7	45.6	575.7	384.5
Rendimiento (L biogás / g DQOt removida)	0.310	0.241	0.455	0.362
Rendimiento (L biogás / g DQOt alimentada)	0.175	0.115	0.255	0.170
Rendimiento (L biogás / g SV removido)	0.296	0.221	0.405	0.310
Productividad (m ³ biogás / m ³ Reactor * día)	0.258	0.169	0.376	0.251

CONCLUSIONES

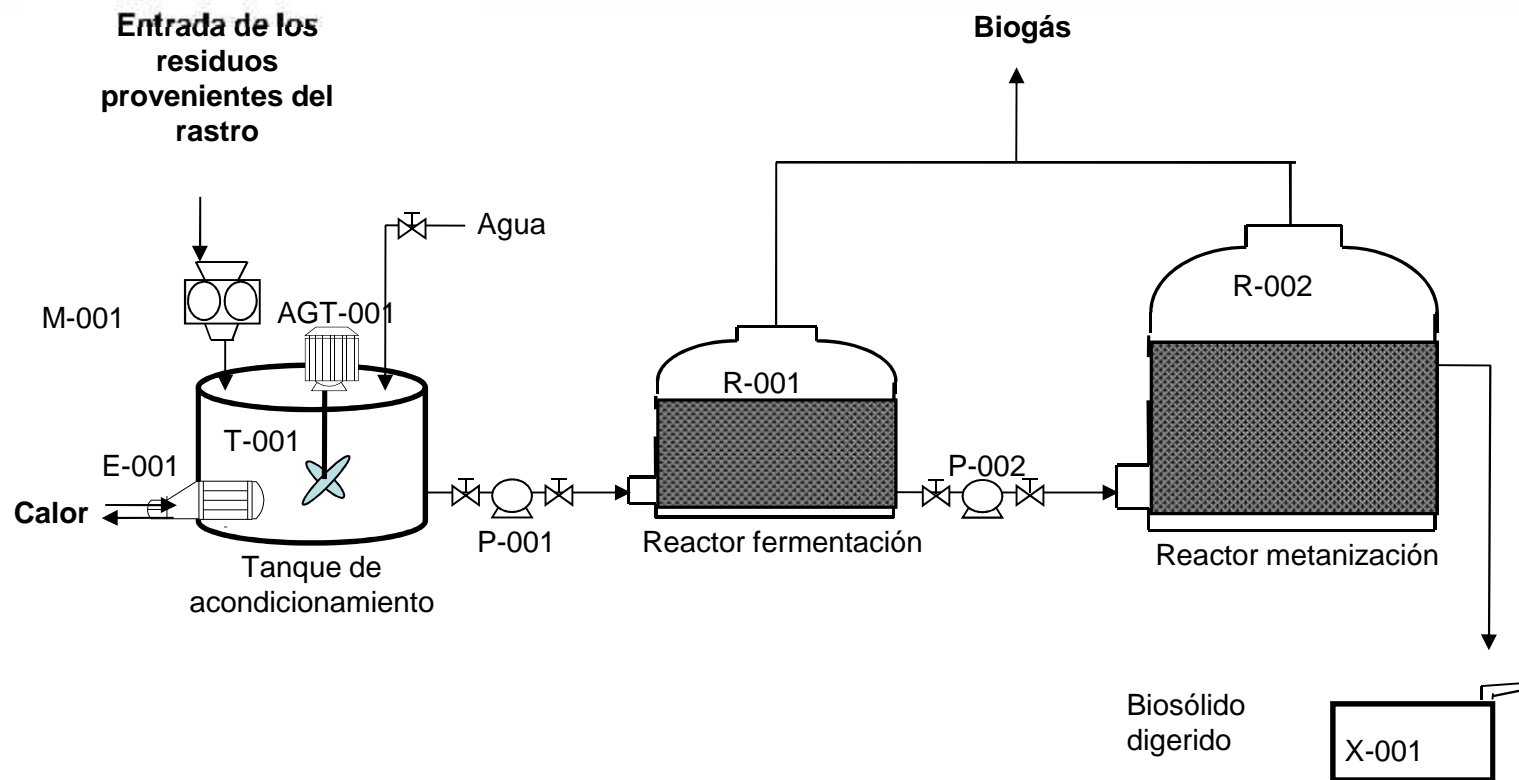
- ⊙ A partir del día 1 al 9 de operación predomina la fermentación, y a partir del día 10 la etapa predominante es la metanización.
- ⊙ Para comparar el proceso en uno y dos etapas se obtuvieron los rendimientos con respecto a la materia orgánica removida que fueron de 0.310 y 0.455 L CH₄ / g DQOt removida y las productividades de biogás fueron de 0.258 y 0.376 m³ CH₄ / m³*d para el proceso en una y dos etapas respectivamente, indicando que el sistema en dos etapas fue el más favorable para maximizar la producción de biogás

MÉTODOS EXPERIMENTALES



RESULTADOS

DIAGRAMA TREN DE TRATAMIENTO



RESULTADOS

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Biomasa tratada (ton / año)	365.00	Valor energético del metano (MJ / Nm ³)	37.78
Producción de biogás (m ³ / año)	12713.73	Composición de CH ₄ en el biogás, %	55.00
Volumen R - (TRH = 3 días)	6.27	Composición de CO ₂ en el biogás, %	40.00
Volumen R - (TRH = 9 días)	18.81	Valor energético del biogas (MJ / Nm ³)	20.78
Días de operación del rastro al año	365.00	Energía en el biogás (KW)	8.38
Producción de energía eléctrica, KW (35 %; Murphy <i>et al</i> , 2004)	2.93	Producción de energía térmica, KW (40 %, Murphy <i>et al</i> , 2004)	3.35
Producción de energía eléctrica, KW – h / año	25684.03	Producción energía térmica, KW – h / año	29353.18
Requerimiento de energía eléctrica dentro del sitio, KW – h / año	16315.50	Requerimiento de energía térmica dentro del sitio, KW - h / año	14944.61
Energía eléctrica remanente, KW – h / año	9368.53	Energía térmica remanente, KW – h / año	14408.57

CONCLUSIONES

- ⊙ Con el tren de tratamiento propuesto y con los datos generados en la sección anterior no solamente se generaría la energía suficiente para abastecer de energía tanto térmica como eléctrica de dicho sistema sino también se tendría un excedente que puede ser utilizado en alguna otra área del rastro.

PERSPECTIVAS

- ⊙ Usar co - fermentadores en el proceso (residuos de mercados, residuos de cosecha, etc.)
- ⊙ Determinación de los componente del biogás por métodos cromatográficos
- ⊙ Evaluación de la cantidad de metano en el biogás producido
- ⊙ Evaluación y determinación del hidrógeno presente en el biogás producido principalmente en la fermentación
- ⊙ Estudio de la acidogénesis e inhibición de la metanogénesis para la producción de hidrógeno.
- ⊙ La evaluación técnica – económica del proceso
- ⊙ El área de microbiología es de suma importancia en el proceso, ya que al conocer que organismos se tienen presentes en los reactores, es posible un mejor control de este.

AGRADECIMIENTOS



**Rastro
Municipal de
Corregidora**

Fátima Vázquez
Jerónimo Cárdenas
Moisés Fernández
Juan de Dios Galindo
Rogelio Mauricio
IBQ. Leticia Montoya
Dr. Adrián Rodríguez
Dr. Pedro García
Dra. María Polanco
Veterinarios....





GRACIAS
POR SU ATENCION

Sí buscas resultados distintos.....

No hagas siempre lo mismo

A. E.