



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN

COMPORTAMIENTO DE CUATRO REACTORES ANAEROBIOS DE
LECHO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE (RALLFA), BAJO
DIFERENTES TEMPERATURAS DE OPERACIÓN, 35, 45, 55 y 65°C

TESIS
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
QUÍMICAS

PRESENTAN

Violeta Ivonne Detor Méndez
Ensueño Hernández Segoviano

Asesor: Dra. Marisela Bernal González

Co-asesor: Profa. Dra. en Ing. María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa

CUAUTITLÁN IZCALLI ESTADO DE MÉXICO 2012



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
DEPARTAMENTO DE EXÁMENES PROFESIONALES**

ASUNTO: VOTO APROBATORIO

**DRA. SUEMI RODRÍGUEZ ROMO
DIRECTORA DE LA FES CUAUTITLÁN
PRESENTE**



**ATN: L.A. ARACELI HERRERA HERNÁNDEZ
Jefa del Departamento de Exámenes
Profesionales de la FES Cuautitlán**

Con base en el Art. 28 del Reglamento de Exámenes Profesionales nos permitimos comunicar a usted que revisamos la: **TESIS**
**Comportamiento de cuatro reactores anaerobios de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA),
bajo diferentes temperaturas de operación, 35,45,55 y 65°C**

Que presenta la pasante: **Violeta Ivonne Detor Méndez**
Con número de cuenta: **9137939-3** para obtener el Título de: **Química**

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el **EXAMEN PROFESIONAL** correspondiente, otorgamos nuestro **VOTO APROBATORIO**.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU”
Cuautitlán Izcalli, Méx. a 12 de Abril de 2012.

PROFESORES QUE INTEGRAN EL JURADO

	NOMBRE	FIRMA
PRESIDENTE	IQ. Graciela Ruth Delgadillo García	
VOCAL	IA. Natividad Venegas Herrera	
SECRETARIO	Dra. Marisela Bernal González	
1er SUPLENTE	M. C. Ofelia Vega Vázquez	
2do SUPLENTE	MC. Ruben Sanabria Tzintzun	

NOTA: los sinodales suplentes están obligados a presentarse el día y hora del Examen Profesional (art. 120).
HHA/pm



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
 UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
 DEPARTAMENTO DE EXÁMENES PROFESIONALES

U.N.A.M.
 FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
 ASUNTO: VOTO APROBATORIO



DRA. SUEMI RODRÍGUEZ ROMO
 DIRECTORA DE LA FES CUAUTITLÁN
 PRESENTE

ATN: L.A. ARACELI HERRERA HERNÁNDEZ
 Jefa del Departamento de Exámenes
 Profesionales de la FES Cuautitlán

Con base en el Art. 28 del Reglamento de Exámenes Profesionales nos permitimos comunicar a usted que revisamos la: TESIS
Comportamiento de cuatro reactores anaerobios de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA),
bajo diferentes temperaturas de operación, 35,45,55, y65°C

Que presenta la pasante: Ensueño Hernández Segoviano
 Con número de cuenta: 9332096-8 para obtener el Título de: Química

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el EXAMEN PROFESIONAL correspondiente, otorgamos nuestro VOTO APROBATORIO.

ATENTAMENTE
 “POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU”
 Cuautitlán Izcalli, Méx. a 12 de Abril de 2012.

PROFESORES QUE INTEGRAN EL JURADO

	NOMBRE	FIRMA
PRESIDENTE	IQ. Graciela Ruth Delgadillo García	
VOCAL	IA. Natividad Venegas Herrera	
SECRETARIO	Dra. Marisela Bernal González	
1er SUPLENTE	M. C. Ofelia Vega Vázquez	
2do SUPLENTE	MC. Ruben Sanabria Tzintzun	

NOTA: los sinodales suplentes están obligados a presentarse el día y hora del Examen Profesional (art. 120).
 HHA/pm

Agradecemos a los integrantes del jurado:

I.Q. Graciela Ruth Delgadillo García

I.A. Natividad Venegas Herrera

Dra. Marisela Bernal González

M.C. Ofelia Vega Vázquez

M.C. Ruben Sanabria Tzintzun

por su comprensión y apoyo durante la revisión de esta tesis.

A nuestra Co-asesora la Dra. en Ing. María del Carmen Durán-Domínguez-de-Bazúa por el apoyo y facilidades otorgadas para el desarrollo de este trabajo.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirnos ser parte de esta comunidad “orgullosamente Puma”

A la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán por permitirnos que dentro de sus instalaciones y aulas adquiriéramos conocimientos y habilidades durante nuestra formación profesional.

Al personal y compañeros de los laboratorios 301 y 302 del Conjunto E de la Facultad de Química en donde realizamos esta tesis.

Esta investigación fue parcialmente financiada por el proyecto PAPIIT 1N118111 “Programa de apoyo a proyectos de investigación e innovación tecnológica” de la DGAPA de la UNAM.

*Quiero agradecer a mis **PADRES** (Rosa Ma. y Agustín) por su amor, comprensión y apoyo incondicional ya que sin ellos no hubiera logrado esta meta.*

*A mis **HERMANOS** (Elizabeth, Minerva Y. y Juan M.) los cuales nunca han dejado de animarme y apoyarme, en especial para la conclusión de este proyecto.*

*A la **Dra. Marisela Bernal** por su asesoría, guía y comprensión en la realización de este trabajo*

*A **Ensueño Hernández** por todo lo que juntas hemos aprendido, por tu paciencia y comprensión, pero sobre todo por tu amistad.*

A todos los que de alguna manera tuvieron que ver en la realización de este trabajo y que por temor a olvidar a alguno no menciono.

Violeta Ivonne.

Agradezco a DIOS por la oportunidad de llegar al término de esta etapa de mi vida.

A mi familia (Molo, Beto, Ryu y Papá) por su apoyo y comprensión esta tesis es dedicada especialmente a ustedes.

A mi tío CHAVITA, mamá CHINA, kishaa y towaa por acompañarme en mis desvelos.

A VIOLETA por ser mi amiga y un gran apoyo en este trabajo.

A todos los que han sido compañeros y amigos en mi vida, en especial al Prof. Carlos García y a ti peque por su apoyo moral e incondicional.

A todos gracias.

Ensueño

Índice	Página
Glosario	
Resumen	
CAPÍTULO 1. Problemática	2
1.1. Introducción	2
1.1.1. Objetivo general	4
1.1.2. Objetivos particulares	4
1.2. Marco teórico	5
1.2.1. Generalidades a nivel mundial	5
1.2.2. Agua en México	6
1.2.3. Aguas residuales	7
1.2.4. Regulación de las descargas de aguas residuales existentes	11
1.3. Industria azucarera	13
1.3.1. Aguas residuales de la industria azucarera	15
1.4. Vinazas	17
1.4.1. Propiedades fisicoquímicas de las vinazas	18
1.4.2. Efectos de las vinazas sobre el ambiente	20
1.4.2.1. Aire	20
1.4.2.2. Suelo	20
1.4.2.3. Agua	21
1.4.3. Usos de las vinazas	21
CAPÍTULO 2. Tratamiento biológico de las aguas residuales	24
2.1. Tratamiento aerobio	24
2.2. Tratamiento anaerobio	24
2.3. Degradación anaerobia de la materia orgánica	25
2.3.1. Hidrólisis	25
2.3.2. Acidogénesis	25
2.3.3. Acetogénesis	25
2.3.4. Metanogénesis	26

2.4. Bacterias que intervienen en la degradación anaerobia	27
2.4.1. Bacterias hidrolíticas	27
2.4.2. Bacterias acidogénicas “fermentativas” o degradadoras	27
2.4.3. Bacterias acetogénicas	28
2.4.4. Bacterias metanogénicas	28
2.4.5. Bacterias metanogénicas hidrogenófilas	29
2.4.6. Bacterias metanogénicas acetoclásticas	30
2.4.7. Bacterias sulfato-reductoras	30
2.4.8. Competencia entre bacterias metanogénicas y sulfato-reductoras	31
2.5. Parámetros que afectan el proceso anaerobio	31
2.5.1. Carga orgánica	32
2.5.2. Temperatura	32
2.5.3. Velocidad o caudal volumétrico de flujo	32
2.5.4. Tiempo de residencia hidráulica	32
2.5.5. Nutrientes	33
2.5.6. Producción de lodos (bacterias)	33
2.6. Reactores anaerobios	33
2.6.1. Clasificación de los reactores anaerobios	34
2.6.2. Reactores de primera generación	34
2.6.2.1. Flujo ideal de mezclas completa	34
2.6.2.2. Fosas sépticas	35
2.6.2.3. Tanque Imhoff	35
2.6.2.4. Lagunas anaerobias	36
2.6.2.5. Digestor o reactor anaerobio convencional	36
2.6.2.6. Reactor anaerobio de contacto	36
2.6.3. Reactores de segunda generación	36
2.6.3.1. Filtro anaerobio	37
2.6.3.2. Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA)	37
2.6.4. Reactores de tercera generación	39

CAPÍTULO 3. Metodología	40
3.1. Características del RALLFA utilizado	40
3.2. Vinazas	41
3.3. Seguimiento de los parámetros de operación de los RALLFA	42
3.3.1. Determinación del pH	42
3.3.2. Cuantificación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV)	42
3.3.3. Evaluación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	44
3.3.4. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	45
3.3.5. Análisis de la relación de alcalinidad	46
3.3.6. Generación teórica de metano en función de la DQO	47
CAPÍTULO 4. Resultados y discusión	48
4.1. Caracterización de vinaza utilizada	48
4.2. Evaluación fisicoquímica del RALLFA a 35°C	49
4.3. Evaluación fisicoquímica del RALLFA a 45°C	50
4.4. Evaluación fisicoquímica del RALLFA a 55°C	51
4.5. Evaluación fisicoquímica del RALLFA a 65°C	52
4.6. Valor de pH medido en los cuatro reactores	53
4.7. Valores de DQO medidos en los cuatro reactores	53
4.8. Sólidos totales medidos en los cuatro reactores	55
4.9. Sólidos volátiles medidos en los cuatro reactores	55
4.10. Producción teórica de metano registrado en los cuatro RALLFA	55
CAPÍTULO 5 Conclusiones y recomendaciones	60
Referencias	62
Anexo 1. Registros de valores de pH	71
Anexo 2. Registros de demanda química de oxígeno (DQO)	75
Anexo 3. Registros de valores de sólidos totales (ST)	78
Anexo 4. Registros de valores de sólidos volátiles (SV)	81
Anexo 5. Registros valores teóricos de producción de metano (CH ₄)	84

Índice de tablas

	Título	Página
Tabla 1.	Estimado de la distribución global del agua	5
Tabla 2.	Principales giros industriales responsables de las mayores cargas de aguas residuales en México (Conesa, 2002)	8
Tabla 3.	Descarga de aguas residuales y materia orgánica generada por tipo de industria (INEGI, 2002)	8
Tabla 4.	Norma de descarga de aguas residuales expedida en 1996 (www.fao.org/DOCREP/006/Y5062S/y5062s08.htm , 2008)	10
Tabla 5.	Fechas de Cumplimiento de la NOM-001-SEMARNAT-1996 (CNA, 2000)	12
Tabla 6.	Composición química de las vinazas según proceda de jugo, melaza o la mezcla de ambos (Quintero <i>et al.</i> , 2006)	18
Tabla 7.	Caracterización de la vinaza (comparación según varios autores)	19
Tabla 8.	Usos de las vinazas (por varios autores)	23
Tabla 9.	Parámetros de operación (Chávez <i>et al.</i> , 2005; Pacheco y Magaña, 2003; Solís, 1997; Xu <i>et al.</i> , 2004)	31
Tabla 10.	Volumen de muestra	45
Tabla 11.	Caracterización de las vinazas	48
Tabla 12.	Análisis fisicoquímico en el RALLFA 35°C	49
Tabla 13.	Análisis fisicoquímico en el RALLFA 45°C	50
Tabla 14.	Análisis fisicoquímico en el RALLFA 55°C	51
Tabla 15.	Análisis fisicoquímico en el RALLFA 65°C	52
Tabla A 1.	Registros de valores de pH	72
Tabla A 2.	Registros de valores de DQO	76
Tabla A 3.	Registros de valores de ST	79
Tabla A 4.	Registros de valores de SV	82
Tabla A 5.	Registros de valores teóricos de producción de metano	85

Índice de figuras

Figura	Título	Página
Figura 1.	Calidad de aguas superficiales en el país (CNA, 2000)	9
Figura 2.	Industrias que no cumplieron con la NOM-001-SEMARNAT-1996 (www.fao.org/DOCREP/006/Y5062S/y5062s08.htm , 2008)	12
Figura 3.	Diversificación de la agroindustria azucarera (Cortez <i>et al.</i> , 2007)	13
Figura 4.	Proceso de producción de etanol (Quintero <i>et al.</i> , 2006)	14
Figura 5.	Equilibrio anaerobio en presencia de iones sulfato y nitratos (Castro-González, 2004)	26
Figura 6.	Reactor UASB/RALLFA de 3L sin enchaquetar	41
Figura 7.	Reactores UASB/RALLFA utilizados en la experimentación	41
Figura 8.	Determinación de sólidos totales (ST)	43
Figura 9.	Metodología	45
Figura 10.	Determinación de la demanda química de oxígeno, DQO (Oaxaca-Grande,1997)	46
Figura 11.	Alcalinidad	47
Figura 12.	Seguimiento de pH de los RALLFA	54
Figura 13.	DQO vs tiempo para los RALLFA	56
Figura 14.	Gráfica de sólidos totales vs tiempo de los RALLFA	57
Figura 15.	Gráfica de sólidos volátiles vs tiempo de los RALLFA	58
Figura 16.	Gráfica de generación teórica de metano vs tiempo de los RALLFA	59

Glosario

%	Porcentaje
ΔG°	Energía libre de Gibbs
$^\circ\text{C}$	Grados centígrados (medida de la temperatura)
AGV	Ácidos grasos volátiles
BAF	Bacterias acetogénicas degradadoras de polímeros complejos (conocidas erróneamente como "fermentativas")
BAH	Bacterias acetogénicas hidrolíticas
BAMA	Bacterias anaerobias metanogénicas acetotróficas
BAMH	Bacterias anaerobias metanogénicas hidrogenofílicas
BAPH	Bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno
BNR	Bacterias nitrato-reductoras
BSR	Bacterias sulfato-reductoras
C	Carbono
C:N:P	Relación carbono:nitrógeno:fósforo
$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	Glucosa
Ca	Calcio
CaO	Óxido de calcio
Cl^-	Cloruro
CO_2	Bióxido de carbono
CRC	Contenido relativo de clorofila
Cu	Cobre
CH_3COO^-	Acetato
CH_3COOH	Ácido acético
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^-$	Propionato
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^-$	Butirato
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$	Ácido butírico
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$	Etanol
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OOH}$	Ácido propiónico
CH_4	Metano
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DBO_5	Demanda bioquímica de oxígeno de cinco días
DQO	Demanda química de oxígeno
EMA	Entidad Mexicana de Acreditación
Fe	Hierro
g	Gramos
g L^{-1}	Gramos por litro
H_2	Hidrógeno molecular
H_2O	Agua
H_2S	Ácido sulfhídrico
Há	Hectárea
H_2CO_3	Ácido carbónico
HCO_3^-	Bicarbonato
K	Potasio

K ₂ O	Óxido de potasio
Km ³	Kilómetro cúbico
Kg	Kilogramos
KJ/mol	kilo joule por mol
Km	Kilómetro
L	Litro
m ³	Metros cúbicos
Mg	Magnesio
mg	Miligramo
MgO	Óxido de magnesio
Mn	Manganeso
mV	Milivolt
N	Nitrógeno
n.d.	No determinado
NaHCO ₃	Bicarbonato de sodio
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato
NOM	Norma Oficial Mexicana
O ₂	Oxígeno molecular
O ₂ /L	Oxígeno molecular por litro
P	Fósforo
pH	Potencial hidrógeno
RALLFA	Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente
S	Azufre
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
SO ₄	Sulfato
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
TM	Toneladas métricas
Ton	Toneladas
Zn	Zinc
kg m ⁻³	Kilogramo por metro cúbico
SO ₄ ⁻²	Radical sulfato

Resumen

Durante el proceso de la destilación del alcohol se generan enormes cantidades de agua residual una de ellas es la vinaza, en promedio de 12 a 14 litros por cada litro de alcohol producido, de las cuales una pequeña parte es canalizada al riego (previa dilución) y el resto es descargada directamente a ríos. Las vinazas son consideradas aguas residuales fuertemente agresivas al medio al cual son arrojadas por la elevada temperatura, bajo pH y gran cantidad de material orgánico, entre otros factores. Por esto surge la necesidad de dar un tratamiento a tales aguas antes de ser arrojadas a un cuerpo receptor. Existen diferentes métodos para tratar estos efluentes, uno de ellos es el empleo de reactores de lechos de lodos de flujo ascendente (RALLFA, por sus siglas en español y UASB por sus siglas en inglés). Éste es un sistema desarrollado en Holanda. Para la realización del presente trabajo se utilizaron cuatro RALLFA con las siguientes características. Un reactor de 10 L (A), y tres reactores de 3 L (B, C y D), los cuales se mantuvieron a una temperatura de 35, 45, 55 y 65°C, respectivamente. Se llevó a cabo la caracterización de las vinazas provenientes de un ingenio azucarero-alcoholero, así como de los efluentes de los RALLFA, además de presentar un panorama general del tratamiento anaerobio el cual es una alternativa de solución debido a la generación del biogás rico en metano. Para llevar a cabo el arranque de los cuatro reactores, se alimentaron con vinazas diluidas con agua de la llave en una proporción 10:90, con una carga orgánica de 8.6 g L⁻¹ de DQO; se aumentó la concentración de vinazas en siete etapas hasta llegar a 70:30, con una DQO de 54.6 g L⁻¹. En el periodo 1 se obtuvo una remoción de DQO del 71%, 88%, 88% y 90% para los reactores A, B, C y D respectivamente, durante los períodos 2 al 6 los porcentajes de remoción de DQO para los RALLFA se mantuvieron en un intervalo entre el 60 y 70%. Finalmente en el último período 7, se observó una disminución sustancial en los porcentajes de remoción de DQO cayendo a valores de 33%, 39%, 17% y 17% para el reactor A, B, C y D respectivamente. Con los resultados obtenidos se concluye que los reactores no pueden trabajar con una proporción mayor de vinaza-agua 50:50, ya que comienza una acidificación asociada a una desestabilización del sistema provocando la muerte de los consorcios microbianos.

Capítulo 1. Problemática

1.1. Introducción

En México, la agroindustria de la caña de azúcar fue implantada hace más de 450 años y en la actualidad, es una actividad de suma importancia dentro del sector primario de la economía nacional (Bautista-Zuñiga *et al.*, 2000; Longoria *et al.*, 2004). Existen aproximadamente 60 ingenios azucareros, los cuales se encuentran localizados en los estados de Jalisco, Oaxaca, Michoacán, Tabasco, Sinaloa, Chiapas, Nayarit, Puebla, Tamaulipas, Morelos, Quintana Roo, Colima, Campeche y Veracruz; siendo este último el estado más representativo, ya que cuenta con 22 ingenios (UNC, 2005). Durante la zafra 2010-2011, el total de caña industrializada fue de 44 millones de toneladas. La caña pasa primeramente por una trituración para romper la rígida estructura leñosa. Enseguida, pasa a una desfibradora para lograr tener astillas más pequeñas sin que se extraiga el jugo. Posteriormente, se descargan las astillas en el equipo de molienda, en donde se realiza la separación del jugo. Al residuo fibroso después de la primera molienda se le llama bagazo y todavía contiene parte del jugo, el cual es agotado mediante el proceso de imbibición, que consiste en sustituir la mayor parte del jugo en el bagazo por agua lo que lo diluye un poco. El jugo obtenido en el paso anterior sufre reacciones enzimáticas por lo que es necesario realizar un proceso de sulfitación provocando la inactivación de las enzimas. Posteriormente, se realiza una evaporación del agua del jugo para obtener una meladura con aproximadamente 65% de sólidos y 35% de agua que es enviada al proceso de cristalización y, por último, pasa a la centrifugación para separar las mieles y retener los cristales de azúcar (Castro, 1997; Celis, 2000). El contenido de azúcar en la caña, es del 12% en masa por lo cual en la zafra mencionada se generaron 5.8 millones de toneladas de azúcar estándar y refinada (Longoria *et al.*, 2004). Además, se obtienen en el proceso anterior aproximadamente 1.5 millones de toneladas de mieles o melazas, las cuales son empleadas como fuente de carbono para producir alcohol mediante un proceso bioquímico llamado fermentación alcohólica (Durán-de-Bazúa, 1974), obteniendo 39 millones 244 mil litros de etanol y generando de 12 a 14 litros de aguas residuales llamadas “vinazas” por cada litro de etanol producido (Chuang *et al.*, 2005; Longoria *et al.*, 2004). Las vinazas son

corrientes líquidas con un alto contenido de materia orgánica e inorgánica que llega a alcanzar 120 g L^{-1} medidos como demanda química de oxígeno (DQO), un pH relativamente bajo entre 4.0 y 4.5, son evacuadas del proceso a elevadas temperaturas, de aproximadamente 80°C y tiene una alta concentración de material disuelto y suspendido. Estas características hacen de ellas un contaminante severo para los suelos y aguas a donde son arrojadas (Bautista-Zuñiga *et al.*, 2000; Bermúdez *et al.*, 2004). Existen diferentes procesos para tratar estos efluentes (Jih *et al.*, 2003) y la tendencia a nivel mundial, tanto por razones de rentabilidad social como ecológica, consiste en el desarrollo de tecnologías que conviertan los residuos y subproductos en recursos útiles, siguiendo el ciclo de la naturaleza para aprovechar todos los insumos existentes, denominados “procesos cíclicos” (Ince *et al.*, 2005; Xu *et al.*, 2004). En la industria del azúcar, los procesos anaerobios son los que destacan por dichas características, ya que degradan la materia orgánica presente en las corrientes líquidas (Durán-de-Bazúa, 1994), minimizando su impacto en cuerpos receptores (suelos y fuentes de agua) y generando metano. Uno de los procesos más utilizados son los reactores anaerobios de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA, siglas en español y *UASB*, en inglés) (Castro *et al.*, 2004), que fue desarrollado en Holanda por Lettinga y colaboradores (Álvarez *et al.*, 2004; Braga *et al.*, 2005; Chuang *et al.*, 2005; Gharsallah *et al.*, 2002; López *et al.*, 2003). Un RALLFA consta de cuatro partes esenciales, un sedimentador como primera etapa; una cámara de almacenaje de gas; el reactor propiamente dicho y, por último, un sistema de alimentación. Al reactor, el agua residual entra por el fondo y fluye hacia arriba a una cama de lodos granulares, relativamente densa con un manto de partículas de lodo floculado arriba de ella. Dentro de esta zona se efectúa la conversión de la materia orgánica a metano, dióxido de carbono y ácidos grasos. Dichos gases son separados mediante un sistema de separación gas-líquido-sólido (Dogan *et al.*, 2005), el cual evita la salida de los sólidos suspendidos en el efluente (Ince *et al.*, 2005; Patidar y Tare, 2004).

Con objeto de aprovechar las vinazas producidas en los ingenios azucareros-alcoholeros de México, en esta investigación se buscó estudiar la factibilidad a escala de laboratorio de evaluar el efecto de la temperatura y de su dilución con agua de la llave en la eficiencia de remoción de la materia disuelta en las vinazas de un ingenio cooperante.

1.1.1. Objetivo general

Determinar la mejor temperatura que proporcione la máxima remoción de materia orgánica de aguas residuales de la industria de fermentación, operando cuatro reactores anaerobios de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) a escala de laboratorio a diferentes temperaturas 35, 45, 55 y 65°C y con diferentes diluciones.

1.1.2. Objetivos particulares

1. Caracterización físico-química de las vinazas de la empresa cooperante.
2. Arranque y estabilización de los cuatro reactores tipo RALLFA a diferentes diluciones.
3. Evaluación de las remociones de los contaminantes en las vinazas medidas como DQO una vez tratadas en los reactores que operan a 35, 45, 55 y 65°C.

1.2. Marco teórico

1.2.1. Generalidades a nivel mundial

Cerca del 70% de la superficie terrestre está cubierta con agua. El agua también existe en el aire como vapor de agua y en la tierra como humedad, en el suelo y en los acuíferos. Gracias al ciclo del agua, ésta se encuentra en constante movimiento de un lugar a otro y de una forma a otra. La mayoría del agua que está en la superficie terrestre, cerca del 98%, es agua salada en los océanos. Los recursos de agua dulce, como los arroyos, ríos, lagos, etc., proveen a la gente y todas las formas de vida. El total de agua calculado en el mundo es de 1,360 millones de km³. Cerca de 12,900 km³ de agua, principalmente en forma de vapor, está en la atmósfera, aproximadamente 8,400,000 km³ son agua dulce presente en la tierra y se encuentran en ríos y lagos en contraste con los 250,000 km³ de agua almacenada como agua dulce en islas, mares y ríos, como se representa en la Tabla 1.

Tabla 1. Estimado de la distribución global del agua

Fuente de agua	Volumen de agua (km ³)	% Agua dulce	% Total de agua
Océanos, mares y bahías	1,338,000,000	n.d	96.5
Hielo, glaciares y nieve permanente	24,064,000	68.7	1.74
Agua subterránea	23,400,000	n.d	1.7
Agua subterránea dulce	10,530,000	30.5	0.76
Agua subterránea salada	12,870,000	n.d	0.94
Humedad del suelo	16,500	0.05	0.001
Escarcha	300,000	0.86	0.022
Lagos	176,400	n.d	0.013
Lagos de agua dulce	91,000	0.26	0.007
Lagos de agua salada	85,400	n.d	0.006
Atmósfera	12,900	0.04	0.001
Pantanos	11,470	0.03	0.0008
Ríos	2,120	0.006	0.0002
Agua biológica	1,120	0.003	0.0001

n.d: no determinada; km³= kilómetros cúbicos; %: porcentaje. Fuente: ga.water.usgs.gov/edu/earthhowmuch.html, 2011

La presencia de agua en la naturaleza, en cantidad y calidad suficiente es indispensable para mantener el equilibrio en todos los ecosistemas. Esto debe tomarse en cuenta especialmente en los casos de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos, ya que de estos se extrae el agua para consumo humano y para actividades productivas y son los directamente afectados en caso de que los aprovechamientos sean excesivos, es por esto que la contaminación del agua plantea graves problemas, tanto por su insuficiencia, como por la degradación de las condiciones de vida de este medio natural fundamental; lo cual se traduce en profundas modificaciones de la flora y fauna acuática. Visto desde una perspectiva mundial existe una inadecuada capacidad del tratamiento de las aguas residuales, especialmente en países poco desarrollados. Esta circunstancia ha existido desde, por lo menos, los años 70 debido a la sobre-población, a la crisis del agua y al costo de construir sistemas de tratamiento de aguas residuales (<http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Directorio/Default.aspx>, 2007).

1.2.2. Agua en México

La mayoría de los cuerpos de agua superficial del país reciben descargas de aguas residuales sin tratamiento, ya sea de tipo doméstico, industrial, agrícola o pecuario, lo que ha ocasionado grados variables de contaminación que limitan el uso directo del agua. (Ortega, 2008). México cuenta con una amplia gama de mantos acuíferos, 553 de los cuales son explotados y de los 772 mm de lluvia que en promedio ocurren anualmente en el territorio nacional, el 67% ocurre de junio a septiembre, lo que dificulta su aprovechamiento. Para el abastecimiento de las aguas superficiales se depende directamente de los escurrimientos naturales, los cuales en promedio anual generan 397 km³. La infraestructura anual proporciona una capacidad de almacenamiento del orden de 150 km³. Debe tenerse en cuenta que la variabilidad temporal y espacial de los escurrimientos impide aprovechar en su totalidad el escurrimiento superficial, especialmente en los meses en que éste es más abundante. Respecto de las aguas subterráneas, la recarga de los acuíferos se estima del orden de 75 km³ año⁻¹, de los cuales se estima que se aprovechan 28 km³ año⁻¹, siendo de gran importancia para la producción agrícola. La sobre-explotación de los acuíferos ha generado diversos efectos perjudiciales entre los que se encuentran: agotamiento de manantiales, desaparición de lagos y

humedales, reducción de los caudales de los ríos, eliminación de la vegetación nativa y pérdida de ecosistemas. Asimismo, se tiene el deterioro de la calidad del agua de numerosos acuíferos, provocado por la sobre-explotación así como por la contaminación generada en las ciudades y zonas agrícolas (Solís, 1997).

1.2.3. Aguas residuales

En México, como en muchos países del mundo, las principales fuentes de contaminación del agua se clasifican en tres grupos, de acuerdo con su procedencia: (a) El sector social, que corresponde a las descargas de residuos de origen doméstico y público que constituyen las aguas residuales municipales. El 60% de la población mexicana está concentrada en las grandes ciudades por lo que se calcula que el 57% de las aguas residuales son generadas por la población, principalmente de las zonas localizadas en torno a la ciudad de México (23%), Monterrey (4.1%) y Guadalajara (4%) (Seoánez, 2007). Además, se estima que sólo el 50% de la población dispone de sistema de alcantarillado. (b) El sector agropecuario está constituido por los efluentes de las instalaciones dedicadas a la crianza y engorda de ganado mayor y menor y por las aguas de retorno de los campos agrícolas. Se calcula que la superficie agrícola de riego y temporal es de 28 millones de hectáreas, que usan 92,500 millones de m³ de agua y consumen el 82% de ella, por lo que la generación de aguas residuales es del 12% (11,100 millones de m³). Las aguas de retorno agrícola son una fuente de contaminación importante cuyo impacto se manifiesta en el alto porcentaje de cuerpos de agua que se encuentran en condiciones de eutrofización. Con relación a la actividad pecuaria, en el país no se cuenta con información suficiente en cuanto a la demanda y al índice de generación de aguas contaminadas; sin embargo, se ha observado en la zona de La Piedad, Michoacán, que se utilizan de 10 a 15 L de agua por kilogramo de estiércol producido y que, en promedio, se generan 2 kg de excremento por cabeza al día, considerando una masa promedio de 70 kg por cabeza. La producción porcina se desarrolla principalmente en los estados de Guanajuato, Michoacán, Jalisco, Sonora y Veracruz. (c) El sector industrial integra las descargas generadas de las actividades de extracción y transformación de recursos naturales usados como bienes de consumo y satisfactores para la población. Se calcula que la industria genera el 43% de las aguas residuales. El sector

industrial se clasifica en 39 grupos, de acuerdo con los índices de extracción, consumo y contaminación. Generan 10 de ellos el 82% del total de aguas residuales de la industria, como se muestra en la Tabla 2 (Conesa, 2000).

Tabla 2. Principales giros industriales responsables de las mayores descargas de aguas residuales en México (Conesa, 2000)

Industria	Extracción %	Consumo %	Descarga %
Azucarera	35.2	22.3	38.8
Química	21.7	24.4	21.0
Papel y celulosa	8.2	16.1	6.0
Petróleo	7.2	3.7	8.2
Bebidas	3.3	6.4	2.4
Textil	2.6	2.4	2.7
Siderúrgica	2.5	5.5	1.7
Eléctrica	1.5	4.7	0.7
Alimentos	0.2	0.3	0.2
Resto del sector	0.17	14.1	18.1

Fuente: www.sagan-gea.org/hojared-AGUA/paginas/8agua.html. 2011

Tabla 3. Descarga de aguas residuales y materia orgánica generada por tipo de industria (INEGI, 2002)

Industrias	Descarga de aguas residuales industriales (m³/s)	Materia orgánica generada (miles de ton/año)
Acuacultura	67.6	7
Azucarera	45.9	1750
Petrolera	11.4	1186
Servicios	10.3	183
Química	6.9	406
Celulosa y papel	5.5	108
Agropecuaria	3.2	1063
Alimenticia	3.0	193
Cerveza y malta	1.6	272
Minera	0.8	56
Textilera	0.7	14
Destilería y vitivinicultura	0.4	230
Beneficio de café	0.3	32
Curtiduría	0.1	9
Otros giros	12.9	795

Estos efluentes líquidos pueden ser vertidos a aguas superficiales tanto directamente como a terrenos que drenen a las mismas, por descargas en aguas subterráneas, de forma directa mediante inyección en pozos profundos o indirecta por percolación; mediante evaporación a la atmósfera (Vázquez y Valdez, 1994). Se debe tomar en cuenta el tipo de descarga como se muestra la Tabla 3.

La situación de escasez en muchas regiones del país se agrava por la contaminación del agua y en zonas de aparente abundancia la disponibilidad efectiva se reduce por la misma razón. Por ejemplo, como se muestra en la Figura 1, si bien más de la mitad del agua superficial está poco contaminada, cerca de la quinta parte no es apta para el consumo humano.

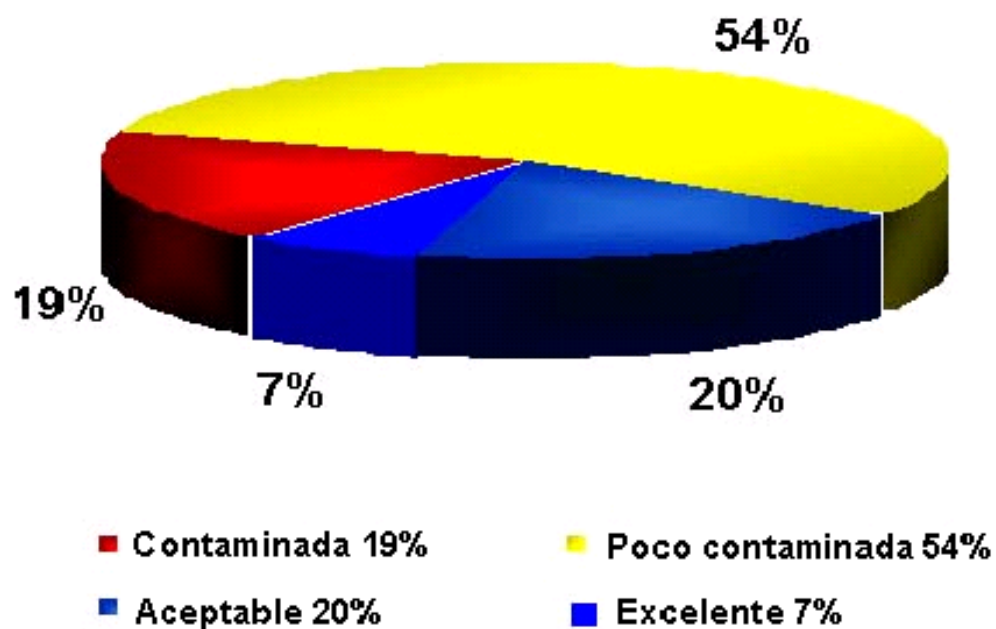


Fig. 1. Calidad de las aguas superficiales en el país (CNA, 2000)

El cobro por descarga de aguas residuales se hace por tipo de contaminante y en función de los límites máximos permisibles establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (Tabla 4). Conforme a esta norma, los usuarios sólo deben cumplir con el valor límite establecido para cada contaminante que producen, dicha norma tiene en cuenta tanto el uso del cuerpo receptor como su vulnerabilidad, además de incorporar una política de cumplimiento gradual, para que los contaminadores principales que debían cumplir en el año 2000, los intermedios en el 2005 y los menores en el 2010. Sin embargo, las plantas de tratamiento que existían cuando se publicó la norma debían seguir operando de acuerdo con sus permisos originales de descarga o con las normas nuevas, dependiendo de la voluntad del usuario. Nada de esto se ha cumplido.

Tabla 4. Norma de descarga de aguas residuales expedida en 1996
(www.fao.org/DOCREP/006/Y5062S/y5062s08.htm, 2008)

Parámetros:

- **Básico:** Temperatura, pH, aceites y grasas, materia flotante, sólidos sedimentables, SST, DBO, N Total
- **Metales:** (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn) y Cianuros
- **Patógenos:** Bacterias, virus, coliformes fecales y huevos de helminto

Población urbana	Industrias y servicios (STD ton/día)	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
> 50,000	>3															
20,000 - 50,000	1.2 - 3															
2,500 - 20,000	< 1.2															

Diseño y construcción según el programa
 Cumplimiento de normas

} Si los contaminadores no cumplen, tendrán que pagar conforme a la LFD

En caso de que la calidad de la descarga superara la nueva norma, el usuario podía solicitar que se aplicara un descuento a los cargos por extracción de aguas nacionales. Los usuarios cuyos contaminantes excedieran los valores límite marcados para cualquiera de los parámetros de la nueva norma tenían que presentar, un año después de que se adoptó la norma, un programa de diseño y construcción para mejorar la calidad de sus aguas residuales. Esto tampoco se ha cumplido.

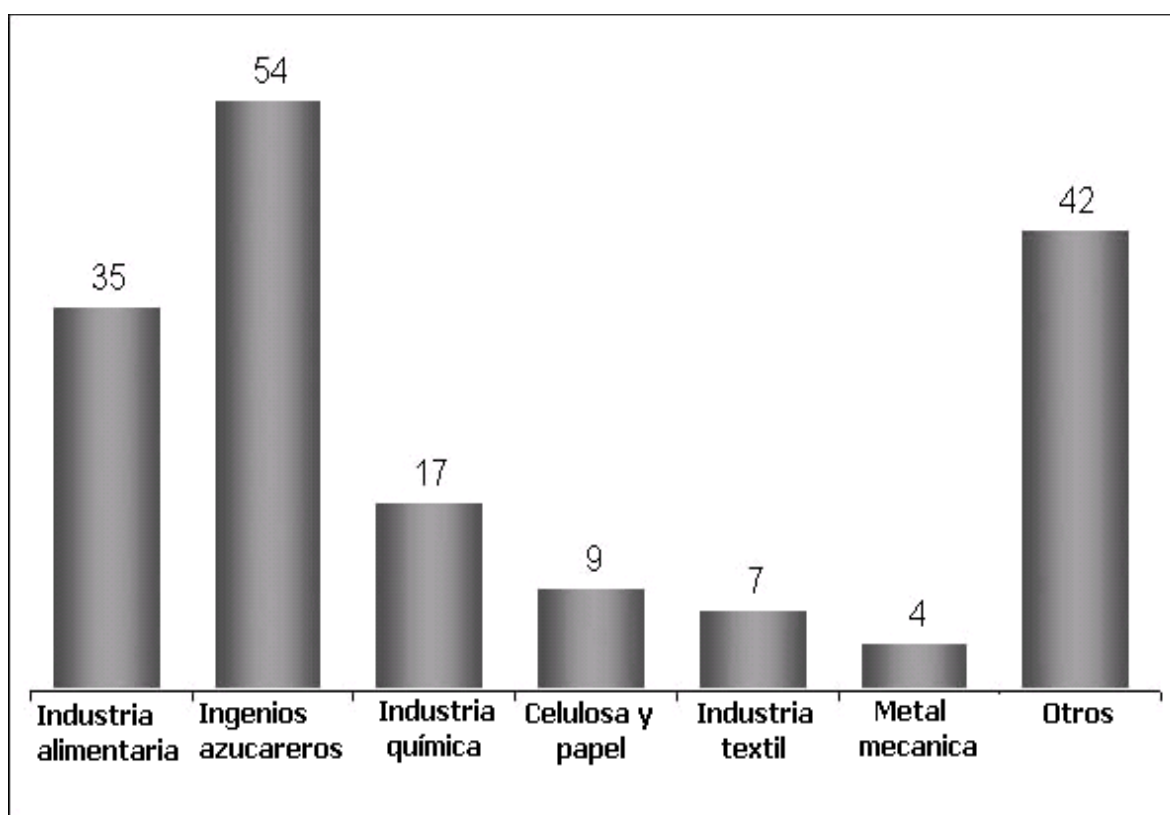
Cualquiera que sea la técnica utilizada para disponer los residuos líquidos deberán tratarse antes de su disposición final por las razones siguientes: la alteración de la calidad del agua modifica adversamente los sistemas biológicos que dependen del agua; por otro lado, las actividades productivas que realiza el hombre también dependen de la existencia del agua en cantidad y calidad suficientes (Vázquez y Valdez, 1994).

1.2.4. Regulación de las descargas de aguas residuales existentes

Con el objeto de corroborar que los usuarios de descargas de aguas residuales en cuerpos receptores de propiedad de la nación, cumplieran con la normatividad en las fechas estipuladas, según la Tabla 5, se estableció el programa para el cumplimiento de la NOM-001-SEMARNAT-1996. La estrategia del programa ha sido realizar visitas de verificación a los usuarios que estaban obligados a cumplir con la NOM a partir del 1 de enero de 2000, en donde se tomaban muestras de las descargas y se analizaban en laboratorios acreditados por la EMA (Entidad Mexicana de Acreditación). Durante el período 2000-2001 se visitaron a 226 usuarios industriales, comerciales y de servicios de los que debían cumplir la NOM-001-SEMARNAT-1996 a partir del 1 de enero de 2000. Se detectó que 168 usuarios no cumplían la NOM (Figura 2), por lo que se estableció un programa de seguimiento tomando en cuenta las condiciones específicas de cada industria (CNA, 2000).

**Tabla 5. Fechas de cumplimiento de la NOM-001-SEMARNAT-1996
(CNA, 2000)**

A partir de	Carga contaminante (ton / día)	
	DBO ₅	Sólidos suspendidos totales
1 enero 2000	mayor de 3.0	mayor de 3.0
1 enero 2005	de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0
1 enero 2010	menor de 1.2	menor de 1.2



**Fig. 2. Industrias que no cumplieron con la NOM-001-SEMARNAT-1996
(CNA,2000)**

1.3. Industria azucarera

La obtención de la caña de azúcar es un proceso muy antiguo, comparado con el de la remolacha. Se encontró en la literatura que desde el año 3000 antes de Cristo ya se obtenía azúcar de caña esta fue introducida en el continente americano por Colón en su segundo viaje, en 1493. Hernán Cortés expande el cultivo, que es traído de Santo Domingo y funda el primer ingenio en Tepeacan, ahora Santiago Tuxtla en Veracruz, en 1524 (Campos *et al.*, 1995).

La agroindustria de la caña de azúcar es la más antigua e importante del país. De los 121 países productores de azúcar en el mundo, México ocupa el séptimo lugar (Gutiérrez y Reyes, 2003) con una producción histórica, ya que se procesaron 48.3 millones de toneladas métricas de caña, para una producción de 5.5 millones de TM de azúcar y 1.9 millones de TM de melazas (UNC, 2010). Uno de los destinos principales de la producción de melazas es precisamente la producción de alcoholes de distintas calidades (SAGARPA, 2010). Su cultivo ocupa aproximadamente 658 mil hectárea, con una producción de alrededor de 50 millones de toneladas de caña procesadas en 58 ingenios distribuidos en 15 estados de la república, con una gran cantidad de subproductos, como se observa en la Fig. 3 (Cortés *et al.*, 2007).

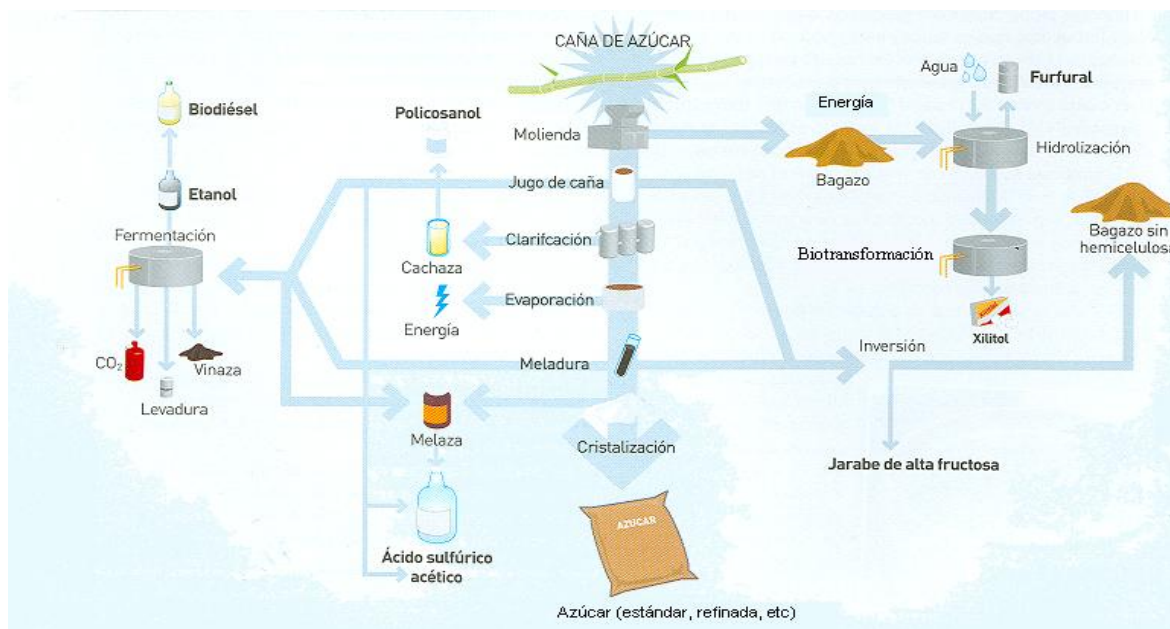


Fig. 3 Diversificación de la agroindustria azucarera (Cortés *et al.*, 2007)

El contenido de azúcar en la caña de azúcar es de aproximadamente 12% de su masa. Esta presenta problemas enzimáticos debido a la propia planta, así como contaminación microbiana provocada por la quema de los cañaverales con el fin de quitar la hojarasca y las alimañas. Esta quema se realiza una vez que llega al período de la maduración de la caña (entre los meses 12 y 14). Posteriormente, se procede a su cosecha, involucrando la labor agrícola del corte manual de la caña o de forma mecanizada. Se recoge mecánicamente, para ser conducida a la fábrica por medio de equipos de transporte y dar comienzo a los procesos de elaboración de azúcar y alcohol (Fig. 4). En la fábrica tiene lugar, como fase inicial, el muestreo, pesaje y limpieza de la caña (en seco o con agua). La extracción del jugo de la estructura de celulosa hace que tenga impurezas y la pulpa se conoce como bagazo se lava con agua caliente (conocida como imbibición, como ya se mencionó), para recuperar la mayor parte de la sacarosa. El jugo sufre de reacciones enzimáticas por lo que pasa de una coloración verde pálida a otra café parduzco. Debido a esto es necesario hacer una sulfitación provocando la inactivación de las enzimas que promueven el oscurecimiento. Enseguida se debe aumentar el pH (lechada de cal), para promover la inactivación de la enzima invertasa, impidiendo o reduciendo la formación de glucosa y fructosa. Al azúcar obtenido de este proceso se le conoce como azúcar estándar (Bernal, 1997; Campos *et al.*, 1995).

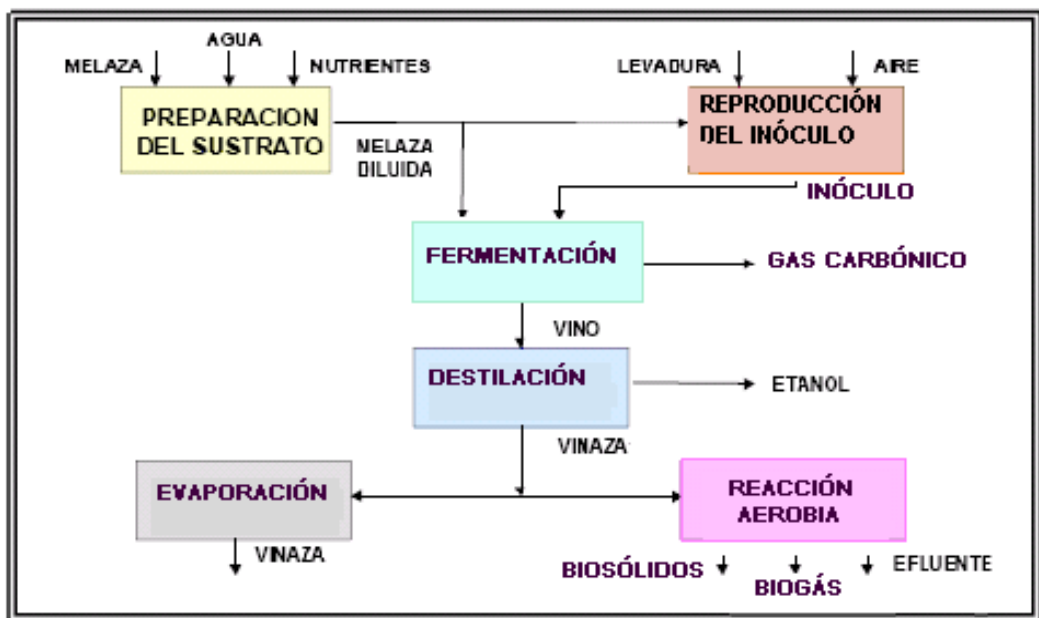


Fig. 4. Proceso de producción de etanol (Quintero *et al.*, 2006)

1.3.1. Aguas residuales de la industria azucarera

Para la producción de azúcar y alcohol de caña, se requiere del uso de enormes cantidades de agua que superan el millón de metros cúbicos por día. El primero de los efluentes de este giro industrial lo constituyen las aguas de lavado de la caña de azúcar cuando no se usa limpieza neumática o mecánica, las cuales contienen tierra, piedras, arena, residuos de sustancias químicas agregadas durante el cultivo de la planta como fertilizantes y plaguicidas, por lo que parte de sacarosa que contiene la caña de azúcar está siendo lixiviada por el agua (Seoáñez, 1998).

Las aguas de proceso son utilizadas en el lavado de equipos, aguas de enfriamiento, de uso en sanitarios, como suministro a sistemas de suavización para obtener agua útil en calderas, etc. El agua utilizada en los puntos anteriores debe ser tratada antes de ser arrojada a los cuerpos receptores o a los suelos cañeros.

Las aguas ácidas y alcalinas que se emplean para desincrustar los cuerpos de evaporadores representan un problema severo de contaminación ya que, además, contienen polifenoles y otros compuestos generados por la caramelización de los azúcares (aunque afortunadamente su volumen es pequeño). Estos residuos deben ser confinados de tal manera que no causen daño al entorno, precisamente por su alto contenido de sodio y de polifenoles. Para las agroindustrias que producen azúcar siguiendo el sistema de sulfitación en vez de refinar el azúcar cruda o verde, las torres de sulfitación tienen como efluente gaseoso dióxido de azufre, el cual es considerado como contaminante atmosférico primario por la legislación mexicana. Por ello, estos gases deben ser lavados para eliminarlos y las aguas resultantes llamadas aguas ácidas de torres de sulfitación y que contienen ácido sulfúrico diluido deben ser tratadas. Cuando existe planta alcoholera se diluyen con ellas las melazas para hacer el medio de cultivo de las levaduras. En caso contrario deben ser tratadas. Un posible método podría ser el uso de bacterias sulfatorreductoras para generar azufre, que puede reutilizarse. Las aguas que se usan para lavar los gases de chimeneas de las calderas se conocen como aguas ácidas provenientes del lavado de hollín. En algunas plantas han resuelto el problema lavando los gases de combustión con agua que arrastra el hollín y disuelven otros contaminantes gaseosos (NO_x y SO_x) o reciclando estos gases para deshidratar el bagazo antes de usarlo como combustible en las calderas.

Las aguas de los eyectores y condensadores barométricos (condensadores) en principio solamente representan un problema ambiental, cuando la temperatura a la que se encuentra el cuerpo receptor rebasa en gradientes de 3°C a la de estas corrientes, o cuando por problemas de separación de los equipos de evaporación y cristalización se contaminan con azúcar. El principal problema asociado con ellas es el gran volumen de agua que se emplea en las agroindustrias que producen azúcar ya que se usan para generar vacío en esos equipos y condensar los vapores generados y el uso de torres o albercas de enfriamiento convencionales es poco adecuado por las condiciones climatológicas de las zonas donde están enclavados los ingenios. Finalmente, se tienen las mieles incristalizables o melazas, que son los residuos del jugo concentrado que tienen cantidades bastante menores de sacarosa. Las mieles incristalizables o melazas han tenido un uso indiscutible como fuente de carbono para diversos procesos biotecnológicos. El más conocido, puede decirse que el más antiguo es el de la producción del etanol por la fermentación, usando levaduras del género *Saccharomyces*, como *S. cerevisiae*. El etanol obtenido, con una pureza de 96% en volumen, tiene múltiples usos en la industria química. En este proceso las mieles se diluyen con agua; se acidifican con ácido sulfúrico para impedir la proliferación de otras especies, manteniendo el pH cerca de 3.0 para que solamente las levaduras hagan uso de los azúcares fermentables y se agregan algunas sales para mejorar la relación C:N:P del líquido resultante (medio o caldo de cultivo). Este medio es inoculado con cepas hiperproductoras de etanol y una vez fermentados los azúcares a etanol el caldo fermentado o vino que contienen entre 8 y 12% de etanol en volumen es enviado a los sistemas de separación de etanol (Campos *et al.*, 1995). En la destilación, el subproducto principal son los residuos líquidos del fondo de la primera columna ya que en ella se inyecta vapor vivo lo que aumenta el contenido de aguas de desecho de esta torre. En México y otros países de Latinoamérica estos líquidos son conocidos como vinazas o mostos desalcoholizados. Sus cantidades son considerables dado que por cada litro de etanol se producen, al menos, de 12 a 15 litros de vinazas. Este efluente usualmente acarrea cantidades considerables de material suspendido o en forma coloidal (levadura agotada, impurezas de melazas, etc.), así como materia orgánica producto de la caramelización de azúcares de las fermentaciones secundarias. Se estima que en la producción de 70,000 m³ año⁻¹ de alcohol se generan 840,000 m³ año⁻¹ de vinazas (Campos *et al* 1995; Jiménez y Martínez, 1995).

1.4. Vinazas

La vinaza se puede definir como una disolución de sustancias, sales minerales y orgánicas, con valor relativo y con potencial para diversos usos. A los principales desechos de la fábrica de alcohol se le conoce como colas, heces o vinazas. El volumen de las vinazas es aproximadamente de 12 a 15 veces al alcohol producido dependiendo del origen y composición de la materia prima utilizada. De los procesos de fermentación y destilación que se realizan, éste es un producto altamente contaminante por su composición y características físicas como se muestra en la Tabla 6. Contiene materia orgánica disuelta que, medida como demanda química de oxígeno (DQO), alcanza valores de entre 120 a 150 g L⁻¹ (casi mil veces la cantidad presente en aguas residuales domésticas); tiene un pH menor a 5, lo que lo convierte en un residuo ácido y debido a este pH va corroyendo los materiales de recipientes y tuberías acumulando metales en disolución.

La temperatura a la cual son arrojadas las vinazas de las torres de destilación es de entre 85 y 88°C, dificultando su manejo y originando graves problemas ambientales por su descarga directa (Campos *et al* 1995; Durán *et al* 1994; Leal *et al.*, 2003; Olguín *et al.*, 2005; SEDUE, 1985). La vinaza contiene principalmente materia orgánica (resultantes de los procesos metabólicos de levaduras y microorganismos contaminantes), además sustancias inorgánicas solubles en las cuales predominan los iones potasio (K⁻), azufre (S⁻), magnesio (Mg⁻), nitrógeno (N⁻), sulfato (SO₄⁻) y calcio (Ca⁻); también alcohol y agua residual, sustancias orgánicas insolubles y sustancias orgánicas volátiles. Esta composición es variable según provenga de melaza, jugo o la mezcla de ambos. De acuerdo con análisis realizados en Brasil, la vinaza proveniente de melaza presenta los mayores contenidos de materia orgánica y elementos minerales (Bermúdez *et al.*, 2000; Meza *et al.*, 1996; Quintero *et al.*, 2006; Seoáñez, 2000).

Tabla 6. Composición química de la vinaza según su origen (Quintero *et al.*, 2006)

Propiedad	Jugo	Melaza	Mixto de melaza y jugo
N (kg m ⁻³)	0.28	0.77	0.46
2O ₂ (kg m ⁻³)	0.20	0.19	0.24
K ₂ O (kg m ⁻³)	1.47	6.00	3.6
CaO (kg m ⁻³)	0.46	2.45	1.18
MgO (kg m ⁻³)	0.29	1.04	0.53
SO ₄ ²⁻ (kg m ⁻³)	1.32	3.73	2.67
Materia orgánica (kg m ⁻³)	23.44	52.04	32.63
Fe (mg L ⁻¹)	69.0	80	78
Cu (kg m ⁻³)	7.0	5.0	21
Zn (kg m ⁻³)	2.0	3.0	19
Mn (kg m ⁻³)	7.0	8.0	6
pH	3.7	4.4	4.1

1.4.1. Propiedades fisicoquímicas de las vinazas

Las vinazas, al igual que todos los residuos agroindustriales, varían en su composición por efecto del ingenio y del período de operación, lo cual depende tanto de la materia prima utilizada como del proceso instrumentado (Aguilar, 2008; Seoáñez, 1998). Éstas contienen cantidades importantes de sustancias orgánicas provenientes de las materias primas usadas como se señaló en la Tabla 6. Como regla general todas tienen una coloración café debido a la presencia de material húmico que son sustancias parcialmente aromáticas y alifáticas, polimerizadas aleatoriamente de alta masa molecular con características polianiónicas en soluciones neutras o alcalinas, amorfas, ácidas, parcialmente hidrofílicas e hidrofóbicas y complejas químicamente y con un olor dulce (Meza *et al.*, 1996). Además, tienen un carácter fuertemente ácido debido a la adición del ácido sulfúrico y un alto contenido de materia orgánica que no pudo ser metabolizada por las levaduras (10,000 a 80,000 mg L⁻¹), polifenoles, fenoles, iones inorgánicos como los iones potasio (K⁺), azufre (S²⁻), magnesio (Mg²⁺), nitrógeno (N³⁻), sulfato (SO₄²⁻) y calcio (Ca²⁺). (Bermúdez *et al.*, 2000; Castro *et al.*, 2004; Meza *et al.*, 1996; Quintero *et al.*, 2006). En la Tabla 7 se muestran algunas de estas características.

Tabla 7. Caracterización de la vinaza (comparación según varios autores)

Parámetro	País	pH	DQO (g/L)	DBO (g/L)	SO ₄ ²⁻ (g/L)	ST (g/L)	SST (g/L)	AGV (g/L)	Alcalinidad	SV (g/L)	N (g/L)	K ₂ O (g/L)	CaO (g/L)	Cl ⁻ (g/L)	Referencia
Vinaza (melaza)	Colombia	4.4	52400	n. d.	3730	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	770	6000	2450	n. d.	Quintero <i>et al.</i> , 2006
Vinaza (café)	Cuba	4.2-4.7	762.7 -112.5	n. d.	n. d.	5.0-7.0 %	4.50-7.30	2.2 – 6.3	0.7-5.0	n. d.	n. d.	3.2	0.106	n. d.	Bermúdez <i>et al.</i> , 2004
Vinaza (miel final de caña)	Cuba	4.2-4.6	45 -73.6	13 -48.2	n. d.	n. d.	38.6-80.9	n. d.	n. d.	29.144-60	n. d.	n. d.	0.106	0.81	Bermúdez <i>et al.</i> , 2000
Vinazas (caña de azúcar)	México	4.2-7.0	69-128	31.5	3.1-5.8	n. d.	69-90	n. d.	5.8	n. d.	1.2-1.6	8.1	n. d.	n. d.	Bautista-Zuñiga <i>et al.</i> , 2000
Vinazas (vino)	Venezuela	4.5-5.2	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0.12-0.56	n. d.	0.04-0.84	0.10-0.14	Santos <i>et al.</i> , 2001
Vinazas (caña de azúcar)	México	4.5-5.0	59	24	33.75	n. d.	53.9	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	63440	17110	n. d.	García y Rojas, 2006
Vinazas (melaza)	Cuba	n. d.	80-105	36-42	4 -10	n. d.	4.0-10	n. d.	4.0-5.0	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	Del Toro, 2001
Vinazas (caña de azúcar)	México	4-5.5	122-635	1.201-1.28	n. d.	15.54-42.3	n. d.	n. d.	n. d.	1.234-3.82	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	Del Real <i>et al.</i> , 2007
Vinazas(caña de azúcar)	México	4.34	100.428	n. d.	n. d.	.05845	0.0043	n. d.	n. d.	0.04725	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	Castro y Durán de Bazúa, 2001
Vinazas (caña de azúcar)	México	4.2-7.0	69-128	31.5	n. d.	69-90	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	Aguilar, 2008

DQO: Demanda química de oxígeno; DBO: Demanda bioquímica de oxígeno; SO₄: Sulfatos; ST: Sólidos totales; AGV: Ácidos grasos volátiles; SV: Sólidos volátiles; N: Nitrógeno; K₂O: Óxido de potasio; CaO: Óxido de calcio; Cl: Cloruros; n. d.: no determinado

1.4.2. Efectos de las vinazas sobre el ambiente

1.4.2.1. Aire

Como la mayoría de las vinazas están contenidas en depósitos al aire libre, esto hace que se contaminen por cualquier espora, levadura o bacteria ya que son ricas en materia orgánica. Además, emiten gas carbónico y producen espesas capas de hongos en la superficie de los depósitos. Esto hace que se produzca un impacto negativo sobre el aire debido a malos olores que, a su vez, tiene un efecto negativo sobre la población incluso a distancias superiores a los 5 km de la planta generadora del residuo (Perdigón *et al.*, 2005; Quintero *et al.*, 2006).

1.4.2.2. Suelo

En el caso de la disposición de vinazas en suelo, si estos son salino-sódicos, pueden a corto plazo “neutralizarlos”, por lo que es necesario eliminar las sales de sodio que contienen, ya que después de un tiempo de haber vertido la vinaza en el suelo éstas afloran y crean problemas de sodicidad para las plantas. Es claro que la cantidad de materia orgánica disuelta y en suspensión en las vinazas, así como el contenido de sulfatos alteran el equilibrio de los suelos por lo que, antes de plantearse esta opción deben realizarse estudios edafológicos que garanticen su inocuidad al mediano y largo plazos. Además, deben pasar por un proceso de enfriamiento ya que su temperatura de salida de las torres de destilación es de 80°C y se sabe que gradientes de temperatura mayores de 5°C, con respecto a la temperatura normal del suelo a donde serán arrojadas, causan problemas severos a las diferentes especies que se encuentran en él (Bautista-Zúñiga *et al.*, 2000; Berón, 2006; Campos *et al.*, 1995; Jiménez y Martínez, 1995).

La aplicación de la vinaza como “abono”, tiene muchas limitaciones. Por ejemplo, no es posible usarla en suelos arenosos pues ocasiona acidez al suelo o “envenenamiento” de éste por exceso de materiales orgánicos, aumento de cationes, atraso de maduración de la caña, desarrollo de moscos y otros insectos dañinos, aumento de almidón en el jugo, etc. (Campos y Ríos, 1995).

1.4.2.3. Agua

Las vinazas tienen una influencia negativa sobre la calidad del agua, ya que cuando son enviadas a recursos hídricos (ríos, arroyos, lagunas, etc.), dadas sus características provocan un grado de contaminación alto en el cuerpo receptor, afectan el equilibrio de la flora y la fauna, producen un efecto de eutrofización no controlable y, por tanto, un desequilibrio en el paisaje al cambiar el aspecto del cauce del cuerpo receptor. Además, tienen la agravante de que las bacterias presentes las vinazas consumen el oxígeno disuelto con mayor rapidez produciendo un estado anaerobio en el sistema. Estas condiciones anaerobias hacen que las especies superiores, como los peces mueran, que las fuentes acuíferas tengan malos olores e, incluso, que se forme azufre elemental en la superficie y en las orillas por la acción de las bacterias sulfatorreductoras (Durán, 1994; Perdigón *et al.*, 2005).

1.4.3. Usos de las vinazas

Debido a su composición química y al daño que causan en el ambiente se han buscado alternativas para el uso y aplicación de las vinazas. Por su composición química se le confieren atributos que progresivamente la han llevado a ser considerada como un fertilizante no tradicional de uso potencial (Lezcano y Mora, 2001; García *et al.*, 2007). En disolución, se puede lograr una mejor nutrición de las plantas debido a una mayor disponibilidad de nutrientes acompañada de un mejor balance entre ellos. Con base en su alto poder electrolítico, su reacción ácida y su acción como activador de la fauna microbiana del suelo es lógico su uso como enmienda efectiva para la recuperación de suelos afectados por una alta saturación de sodio y/o magnesio intercambiables (García y Rojas, 2006). Por el contenido de carbono orgánico presente en la vinaza podría favorecer su uso como un acondicionador de suelos pobres de materia orgánica una vez corregido su pH. La incorporación de residuos orgánicos al suelo trae una serie de beneficios tales como: aporte de nutrientes, modificación de características químicas del suelo (aumento de carbono orgánico) y de sus propiedades físicas (capacidad de retención de agua y estabilidad estructural) y de la actividad biológica del suelo, mediante la evolución de CO₂ (Leal *et al.*, 2003; Milagrosa *et al.*, 2007; Narváez *et al.*, 2010). Como “abono” orgánico/mineral en los cañaverales puede ocasionar un gran desarrollo

vegetativo con cambios en su maduración y contenido de sacarosa, que puede ser perjudicial a la producción de alcohol. Se ha encontrado que presenta leves alteraciones en las propiedades químicas de los suelos después de 12 meses de aplicación de vinaza con aumento de pH (relativo al tipo de iones que se encuentren en el suelo), contenido del potasio intercambiable y en la capacidad de cambio de cationes (Campos y Ríos, 1995). También se ha empleado como sustituto de alimento de algunas crías de peces (Llanes *et al.*, 2009). En el sector agrícola puede constituir una alternativa viable para mejorar las condiciones de los suelos como sustrato para el crecimiento y desarrollo de los frutales cítricos (Aguilar, 2008). Si se usan niveles bajos de vinaza deshidratada en las dietas con base en grano de sorgo y torta de soya para cerdos en todas las etapas de crecimiento y finalización no afecta el comportamiento productivo (Lezcano y Mora, 2001; García *et al.*, 1991). Puede decirse que la vinaza provoca efectos positivos sobre suelos pobres, al incrementar su valor nutritivo y, por tanto, el rendimiento agrícola cañero cuando son descargadas después de un tratamiento. Esto permite plantear un posible efecto positivo, ya que se reduce el volumen de agua consumido que es destinada al riego (Cadena, 2009; Perdigón *et al.*, 2005). En la Tabla 8 se muestran algunos usos que se han encontrado para las vinazas.

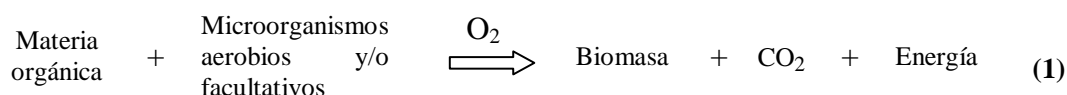
Tabla 8. Usos de las vinazas (por varios autores)

Uso	Referencia	Empleo	Resultados
Alimentación para cerdos	García <i>et al.</i> , 1991	Harina de vinaza al 5, 10, 15% como reemplazo del grano de sorgo	Uso aceptable pero en bajos niveles combinando con otra dieta
Extractante de calcio y magnesio para uso agrícola, del ion fósforo y residuos calcáreos	Ferreira y Montenegro, 1987	Desplazamiento del sodio por el calcio y se puede lavar. En suelos ácido-alumínicos desplaza el aluminio del complejo de intercambio iónico	Buenos resultados
Agua de riego	Cruz <i>et al.</i> , 2002	Riego de suelo (pobre)	Influye favorablemente sobre la fertilidad de los suelos
Abono orgánico, mejorador de suelos, activador de los procesos de los residuos de cosecha	Quintero, 2004	Medir los efectos de la vinaza en la recuperación de suelos afectados por la presencia de aluminio o sodio intercambiable	Aumento en la producción de caña. Dosis 186 kg ha ⁻¹ K ₂ O obteniendo un aumento de 20.8 ton ha ⁻¹ de caña.
Metanización y compostaje	Conil, 2006	Se generan altas cantidades de biogás, pueden ser añadidas al proceso de compostaje de otros residuos	Evita la liberación de metano a la atmósfera. Es posible aplicar 3 o 4 m ³ de vinaza por ton de cachaza
Levadura torula de vinaza como fuente de proteínas y vitaminas del complejo B en la alimentación de cerdos	Piloto <i>et al.</i> , 2009	La inclusión de levadura de torula de vinaza como sustrato puede ser de 30% de la proteína bruta total. Se puede ahorrar el 60% del total de vitaminas que se incluyen en la dieta. Se puede prescindir de las del complejo B con excepción de la vitamina B ₁₂ .	La levadura torula de vinaza puede incluirse en un 30% en la dieta de los cerdos en crecimiento sin que se afecten los rasgos de comportamiento productivo
Como fertilizante orgánico	García <i>et al.</i> , 2007	En tratamientos combinados con fertilización química	Las plantas de caña de azúcar que recibieron los tratamientos combinados de vinaza y fertilización química, presentaron los mayores valores de CRC (contenido relativo de clorofila), el cual es indicador de que alcanzaron una mejor condición nutricional. Se considera que el uso de la vinaza como fertilizante es más eficiente si se combina con productos químicos
En la alimentación de alevines de <i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	Llanes <i>et al.</i> , 2009	Como sustituto parcial de la harina de pescado en el alimento comercial utilizado en el alevinaje de <i>Clarias gariepinus</i>	La levadura de vinazas puede sustituir un 20% de harina de pescado en el alimento comercial de alevinaje de <i>C. gariepinus</i> , con un ahorro de 20.2% por conceptos de alimentación
Como aditivo en la alimentación de pollos de engorde	Barros Negrete, Pablo V. 2009	Adicionando vinazas en proporción de 15 y 20 ml/ave/día	Se logra que las aves alcancen una mejor masa entre los 35 y 42 días, que tengan un menor consumo de alimento y una mejor conversión alimenticia

Capítulo 2. Tratamiento biológico de las aguas residuales

2.1. Tratamiento aerobio

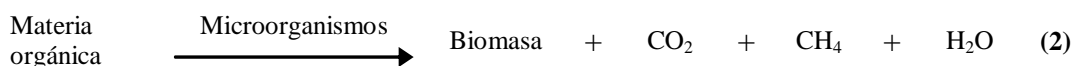
La estabilización de la materia orgánica se efectúa en presencia de oxígeno y se lleva a cabo por microorganismos aerobios y/o facultativos, es decir, que se desarrollan en presencia de oxígeno degradando la materia orgánica en compuestos más estables. Un ejemplo de este proceso es la reacción (1):



El carbono de la materia orgánica disuelta en el agua se convierte parcialmente en CO₂, con producción de energía, y otra parte es utilizada para sintetizar material celular (biomasa). Existen distintos tipos de procesos aerobios, cuya selección depende del volumen, concentración, características de las sustancias disueltas, variabilidad del vertido, condiciones ambientales, necesidades de oxígeno y del coste de energía. El parámetro más característico, que controla el funcionamiento de los distintos tipos de proceso aerobio, es la carga másica, es decir los kg de alimento añadidos por hora y por cada kg de microorganismos presentes en el reactor. Los tiempos de residencia hidráulica, es decir la relación entre el volumen del reactor y el caudal de alimentación, están relacionados inversamente con la carga (Metcalf y Eddy, 1977; Ramírez, 1992; Rigola, 1999).

2.2. Tratamiento anaerobio

Es un proceso mediante el cual se degrada la materia orgánica y/o inorgánica por medio de microorganismos, principalmente bacterias en ausencia de oxígeno. Este sistema degrada con mayor eficiencia el material orgánico produciendo una mezcla de gases, llamada biogás, compuesta de metano (60-70%), bióxido de carbono (30-40%) y trazas de ácido sulfhídrico e hidrógeno (Ramírez, 1992). Este proceso ocurre en forma natural en pantanos y en el fondo de las lagunas y lagos, donde no hay oxigenación. Esta forma se puede resumir en la reacción 2.



2.3. Degradación anaerobia de materia orgánica

Las bacterias anaerobias pueden utilizar una amplia gama de compuestos para la producción de energía, estos compuestos incluyen carbohidratos simples, aminoácidos, ácidos grasos, lípidos complejos, pesticidas y constituyentes aromáticos (Winkler, 1994).

El esquema más aceptado de la degradación anaerobia de un sustrato complejo, en el que se encuentra materia orgánica en suspensión y disuelta involucra cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Scragg, 1999).

2.3.1. Hidrólisis

En esta etapa las bacterias hidrolíticas fragmentan las macromoléculas orgánicas (grasas, proteínas y carbohidratos) a especies solubles de menor tamaño como son ácidos grasos, aminoácidos y azúcares.

2.3.2. Acidogénesis

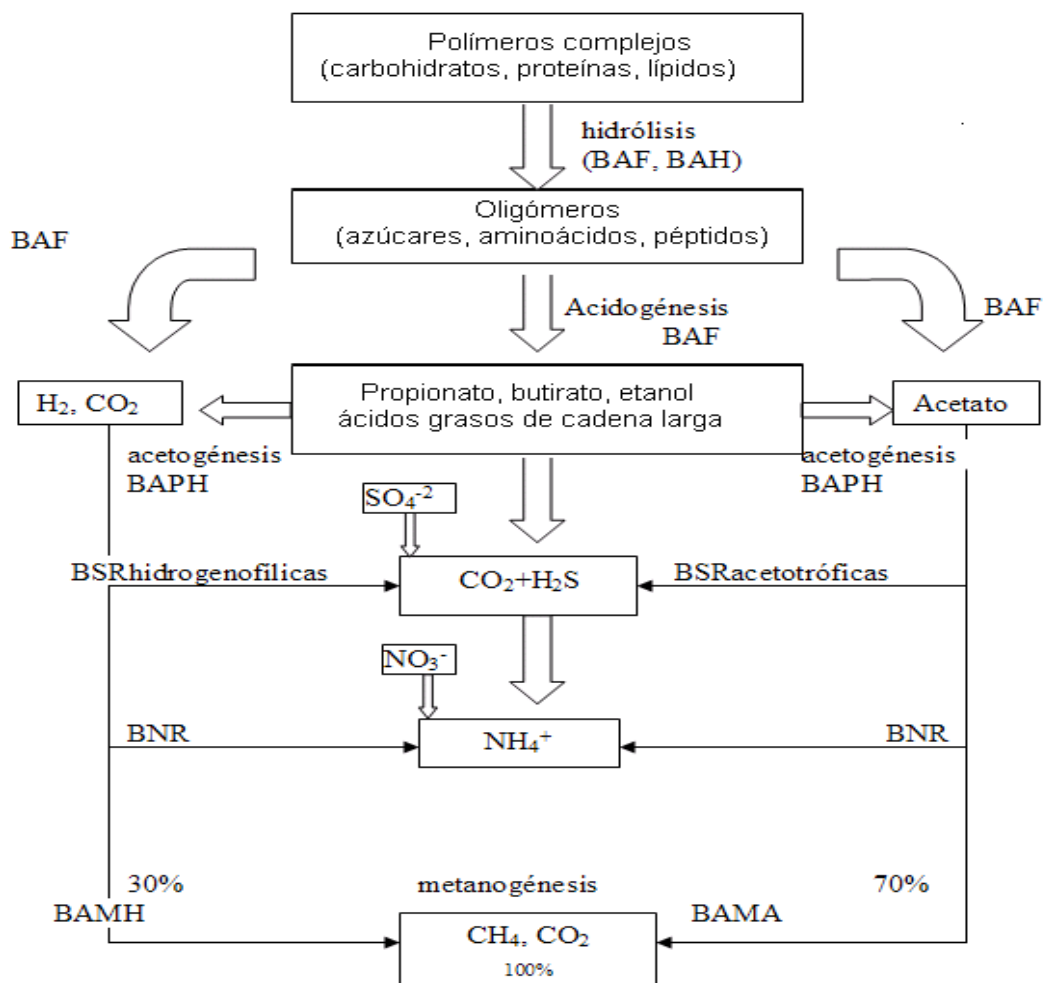
En esta segunda etapa las bacterias acidogénicas producen la transformación de los ácidos grasos, aminoácidos y azúcares originando, entre otros productos, ácidos grasos volátiles, alcoholes, aldehídos, amoníaco, acetato, dióxido de carbono e hidrógeno. El acetato e hidrógeno pueden formarse también directamente a partir de los componentes primarios de los sustratos.

2.3.3. Acetogénesis

En la tercera etapa las bacterias acetogénicas producen esencialmente ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno a partir de los ácidos grasos volátiles.

2.3.4. Metanogénesis

En la cuarta etapa las bacterias metanogénicas utilizan el ácido acético y el dióxido de carbono para su crecimiento y multiplicación. Además, utilizan el hidrógeno, dióxido de carbono y acetato para producir metano (Barry *et al.*, 1998; Nemerow y Desgupta, 1998; Orozco *et al.*, 2003; Rodríguez *et al.*, 2009; Scragg, 1999). Estas cuatro etapas se presentan en la Fig. 5.



BAF: Bacterias acetogénicas degradadoras de polímeros complejos (conocidas erróneamente como "fermentativas"); BAH: Bacterias acetogénicas hidrolíticas; BSR: Bacterias sulfato-reductoras; BAPH: Bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno; BNR: Bacterias nitrato-reductoras; BAMH: Bacterias anaerobias metanogénicas hidrogenofílicas; BAMA: Bacterias anaerobias metanogénicas acetotróficas

Fig. 5. Equilibrio anaeróbico en presencia de iones sulfato y nitratos (Castro-González, 2004)

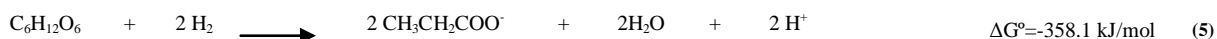
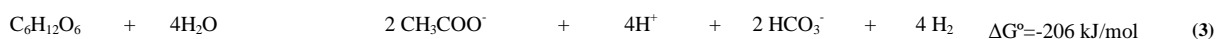
2.4. Bacterias que intervienen en la degradación anaerobia

2.4.1. Bacterias hidrolíticas

Este grupo de bacterias anaerobias rompe las moléculas orgánicas complejas (proteínas, celulosa, lignina, lípidos) en sus monómeros como aminoácidos, glucosa, ácidos grasos de baja masa molecular (acético y butírico) y glicerol, respectivamente. Estos monómeros estarán disponibles para el siguiente grupo de bacterias. Las bacterias hidrolíticas tienen una alta velocidad de reproducción. La hidrólisis de las moléculas complejas es catalizada por enzimas extracelulares como celulasas, proteasas y lipasas. Sin embargo, la fase hidrolítica es relativamente lenta y puede ser limitada en la digestión anaerobia de aguas residuales (Bitton, 1994).

2.4.2. Bacterias acidogénicas “fermentativas” o degradadoras

Estas bacterias pueden ser anaerobias facultativas o estrictas, de crecimiento rápido (tiempo mínimo de duplicación 30 min). Degradan la glucosa para producir CO₂, H₂ y una mezcla de ácidos acético, propiónico y butírico en función de la concentración de hidrógeno en el medio de acuerdo con las reacciones 3, 4 y 5 (Sánchez, 2003; Suraraksa *et al.*, 2003).

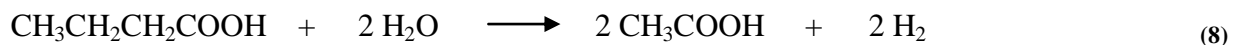
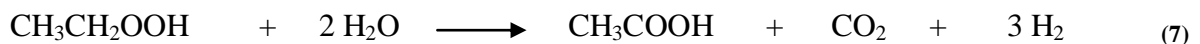
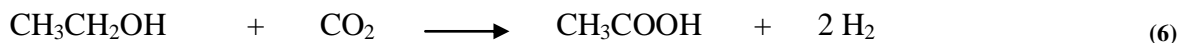


El acetato es el producto principal de la degradación de los carbohidratos. Los productos formados varían con el tipo de bacterias y las condiciones de pH, temperatura y potencial redox (Bitton, 1994). La degradación de la materia orgánica se produce en dos etapas: 1) acción hidrolítica que convierte la materia orgánica en otra de baja masa molecular, ácidos orgánicos y alcoholes; 2) producción de dióxido de carbono y reducción simultánea a metano (Nemerow y Dasgupta, 1998). Las bacterias anaerobias estrictas del género *Clostridium* constituyen una fracción importante de la población anaerobia responsable de la primera etapa, pero se ha reportado también la presencia de otros grupos de bacterias tales como *Bacteroides*, *Bacillus*, *Enterobacteriaceae*, *Pelobacter*, *Acetobacterium* e *Ilyobacter*. Debido a la rapidez de

las reacciones hidrolíticas y degradadoras de esta etapa, una sobrecarga orgánica produce un exceso de AGV que acidifican el sistema. Además de los ácidos grasos volátiles, se producen alcoholes y ácidos dicarboxílicos (Sánchez, 2003).

2.4.3. Bacterias acetogénicas

Durante la acetogénesis, los productos de la degradación son convertidos en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por un grupo de bacterias denominadas “bacterias acetógenas productoras obligadas de hidrógeno” (OHPA, por sus siglas en inglés). Estas bacterias son inhibidas por el hidrógeno que producen y, por tal razón, viven en relación sintrófica (transferencia de hidrógeno entre las especies), con las bacterias metanógenas hidrogenófilas quienes se encargan de consumir el H₂ (Sánchez, 2003). El etanol, el ácido propiónico y el ácido butírico son convertidos a ácido acético por las bacterias acetogénicas de acuerdo con las siguientes reacciones 6, 7 y 8. Las bacterias acetogénicas se reproducen mucho más rápido que las bacterias metanogénicas (Bitton, 1994).



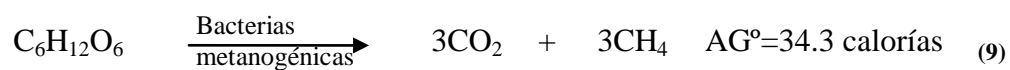
2.4.4. Bacterias metanogénicas

Las bacterias metanogénicas son esenciales para la degradación anaerobia ya que son las únicas que pueden catabolizar la reacción a partir de acetato e hidrógeno para dar como productos gaseosos metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂), en ausencia de energía luminosa o aceptores de electrones exógenos como oxígeno (O₂), nitritos (NO₂⁻), nitratos (NO₃⁻) y sulfatos (SO₄⁻²) (Rigola, 1999; Sánchez, 2003).

Se desarrollan más lentamente y son más sensibles a las variaciones del medio, que los organismos productores de ácidos (Hernández, 1992). Las bacterias productoras de metano son sensibles al cambio de pH y proliferan solamente dentro de un estrecho margen, de 6.5 a

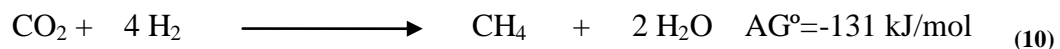
8, con un óptimo de 7.2 a 7.4; además, son escasas y se reproducen con lentitud. El tiempo de generación se encuentra en un intervalo de 3 días a 35°C hasta 50 días a 10°C. En consecuencia, los ácidos orgánicos pueden formarse más rápidamente de lo que se asimilan debido al limitado número de bacterias generadoras de metano. Como resultado, el pH baja y las condiciones resultan desfavorables para las bacterias generadoras de metano (Nemerow y Dasgupta, 1998).

Las bacterias metanogénicas constituyen un tipo muy especial de bacterias por diversas razones. La primera es que son estrictamente anaerobias (es decir, únicamente se desarrollan en ausencia total de oxígeno molecular), otra es que la degradación anaerobia óptima se efectúa cuando los valores de óxido-reducción se encuentran entre -520 y -530 mV; además de crecer muy lentamente, en comparación con la mayor parte de los organismos. Por ejemplo, el tiempo necesario para que se desarrolle una bacteria metanogénica, da lugar al desarrollo de dos bacterias. Otro factor que influye es la temperatura, así como la especie de bacteria metanogénica de que se trata. A 35°C algunas especies pueden reproducirse en 4 días, en otras especies este tiempo puede alcanzar los 10 días. Un descenso en la temperatura provoca períodos de reproducción mayores. Finalmente, las bacterias en cuestión son sensibles al pH, su zona de tolerancia comprende entre pH 6.5 y 7.6 aproximadamente, como ya se dijo. Manejan un pH óptimo de proliferación de 7.0 y este desarrollo desciende bruscamente en cuanto se aparta de la neutralidad (Hernández, 1992).



2.4.5. Bacterias metanógenas hidrogenófilas

Utilizan el hidrógeno producido en la oxidación anaerobia para reducir el CO₂ que proviene de la etapa de degradación a CH₄ según la siguiente reacción (10):

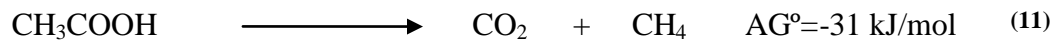


Esta reacción tiene una doble función en el proceso de la degradación anaerobia, por un lado

producir metano y, por el otro, eliminar el H₂ gaseoso. Al consumir hidrógeno regulan la producción de ácidos y la mezcla de estos generados por las bacterias acidogénicas. El hidrógeno también controla las velocidades a las que el ácido propiónico y el butírico son convertidos en ácido acético de acuerdo con la relación sintrófica (Sánchez, 2003).

2.4.6. Bacterias metanogénicas acetoclásticas

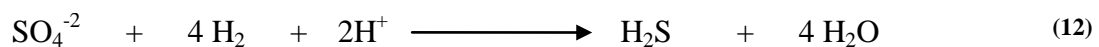
Convierten el ácido acético a metano y bióxido de carbono según la reacción 11:



Las bacterias acetoclásticas proliferan más lentamente que las bacterias formadoras de ácidos. Este grupo comprende dos géneros principalmente: *Methanosarcina* y *Methanotherix* (Jiménez y Martínez, 1995). Normalmente alteran el pH del medio debido a la eliminación del ácido acético y la producción de CO₂ que, al disolverse, forma una solución amortiguadora de bicarbonato (HCO₃⁻) (Bernal, 1997). Esta reacción es de suma importancia para la degradación anaerobia dado que produce el 73% del metano.

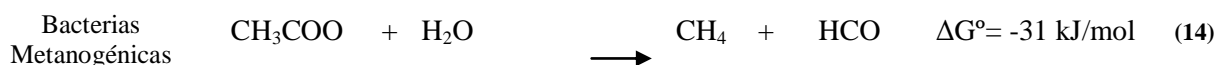
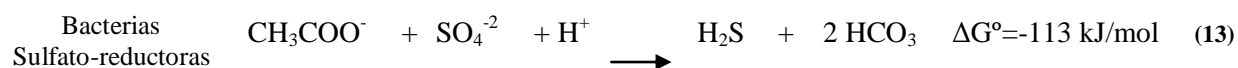
2.4.7. Bacterias sulfato-reductoras

La mayor parte de las bacterias sulfato-reductoras son organismos capaces de usar varios compuestos orgánicos como donadores de electrones. La capacidad de utilizar sulfato como aceptor de electrones para procesos que generan energía implica una reducción de SO₄²⁻ a gran escala y está limitada a las bacterias sulfato-reductoras. El producto final de la reducción del sulfato es el H₂S según la reacción (12) (Barry *et al.*, 1998; Bernal, 1997; Bitton, 1994; Sánchez, 2003):



2.4.8. Competencia entre bacterias metanogénicas y sulfato-reductoras

Las bacterias metanogénicas y sulfato-reductoras pueden competir por sustancias donadoras de electrones, como acetato y H₂. El estudio cinético del desarrollo de este grupo de bacterias muestra que las bacterias sulfato-reductoras tienen una gran afinidad por el acetato, más que las metanogénicas. Esto significa que las bacterias sulfato-reductoras competirán con las metanogénicas aún con bajas concentraciones de acetato (Annachhatre y Suktrukoolvart, 2001; Bitton, 1994; Chuang *et al.*, 2005; Sánchez, 2003)



De estas dos reacciones la más favorecida termodinámicamente es la de las bacterias sulfato-reductoras. Sin embargo, en un digestor anaerobio esta reacción no se lleva a cabo en forma significativa a menos que los sulfatos se encuentren en concentraciones elevadas. En este caso la producción de H₂S puede provocar problemas de corrosión en los reactores anaerobios (Sánchez, 2003)

2.5. Parámetros que afectan el proceso anaerobio

Los parámetros de operación que afectan un sistema anaerobio se presenta en la Tabla 9.

Tabla 9. Parámetros de operación
(Chávez *et al.*, 2005; Pacheco y Magaña, 2003; Solís, 1997; Xu *et al.*, 2004)

✓ Parámetros de operación	✓ Parámetros de control*
- Carga orgánica	-Concentración de ácidos volátiles
- Temperatura	- Alcalinidad y pH
- Velocidad volumétrica de flujo	- Sólidos suspendidos, volátiles y totales
- Tiempo de residencia hidráulico (TRH)	- Producción de metano y gas total
- Nutrientes	
- Producción de lodos	

*Los parámetros deben ser evaluados diariamente en los RALLFA

2.5.1. Carga orgánica

Se inicia con cargas orgánicas bajas, las cuales se van incrementando cuando el buen funcionamiento del sistema lo permite, lo que se refiere principalmente a contenidos de ácidos grasos volátiles (AGV) y remoción de materia orgánica. Si existe una sobrecarga orgánica causada por el incremento en la concentración o en el caudal puede favorecerse la degradación ácida, predominando sobre la metanogénica y resultando en la acidificación del sistema (Gharsallah *et al.*, 2002; Pacheco y Magaña, 2003; Rodríguez, 2005; Suraraksa *et al.*, 2003).

2.5.2. Temperatura

La degradación anaerobia depende fuertemente de la temperatura, ya que se puede decir que el desarrollo de las bacterias, ocurre en intervalos limitados. A temperaturas entre los 30 a 40°C presentan velocidades de reproducción máximas en los reactores anaerobios, pero la eficiencia y velocidad de desarrollo disminuyen significativamente cuando decrece la temperatura (Bernal *et al.*, 2001; Rodríguez, 2005).

2.5.3. Velocidad o caudal volumétrico de flujo

La velocidad de carga orgánica máxima está limitada por el tiempo de residencia hidráulica y por la actividad de los microorganismos implicados en la degradación de la materia orgánica. (Gallegos *et al.*, 2010). Se ha comprobado que a una alta velocidad de flujo puede causarse ruptura en la biocapa (Fischer, 1988), debido a que no habrá suficiente contacto entre las bacterias y la materia orgánica provocando zonas muertas, lo cual ocasionaría que se pierda parte de la capacidad del reactor (SEDUE Y PEISA CONSULTORES, 1991).

2.5.4. Tiempo de residencia hidráulica (TRH)

El tiempo de residencia hidráulica (TRH) en un reactor es uno de los factores más importantes para el control de la degradación anaerobia. La disminución en el porcentaje de remoción de materia orgánica y la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) puede deberse al bajo

tiempo de contacto entre la biomasa y el sustrato. En consecuencia, el incremento en la concentración de AGV se debe a un TRH corto lo que provoca la acidificación del sistema (Bernal *et al.*, 2001; Caldera *et al.*, 2003; Xu *et al.*, 2004).

2.5.5. Nutrientes

Los nutrientes necesarios para el desarrollo de las bacterias al interior del reactor dependen de la concentración de DQO del agua residual. Aunque los requerimientos nutricionales de las bacterias durante el proceso de digestión son bajos. Algunos tipos de efluentes industriales como los producidos en la fabricación de papel, almidón y alcohol pueden tener deficiencia de ellos. Nutrientes como el nitrógeno y en menor proporción fósforo, azufre, potasio, calcio, hierro, magnesio. Los reactores necesitan como suplemento nutricional cantidades mínimas de zinc y molibdeno; sin embargo, es necesario controlar la concentración de amonio en el efluente del reactor, ya que un exceso de éste puede causar toxicidad e inhibición de la población metanogénica (Patidar y Tare, 2004; Rodríguez *et al.*, 2009).

2.5.6. Producción de lodos (bacterias)

La formación de un lodo denso con buenas propiedades de sedimentabilidad se refleja en un alto grado de biodegradabilidad (Suraraksa *et al.*, 2003). En el proceso se genera del 10 al 30% de lodos mucho más estables que los de procesos aerobios. Debido a su composición puede utilizarse como fertilizante, mejorador de suelos y como alimento animal (Bermúdez *et al.*, 2004; López *et al.*, 2003; SEDUE Y PEISA CONSULTORES, 1991).

2.6. Reactores anaerobios

Como se menciono antes, los procesos biológicos pueden subdividirse en procesos aerobios y anaerobios (en presencia o ausencia de oxígeno, respectivamente). El balance energético para cada grupo es muy distinto, siendo el aerobio consumidor de energía, mientras que el anaerobio puede llegar a ser un productor neto, con implicaciones económicas atractivas (Pérez *et al.*, 1997). Para las aguas residuales industriales biodegradables de mediana y alta

concentración en materia orgánica (mayor 5 g/L DQO), el tratamiento anaerobio ofrece claras ventajas económicas. La superioridad de la tecnología anaerobia en este tipo de aguas residuales se debe a las cargas orgánicas que pueden tratar y que fluctúan entre 10 y 20 kg DQO/m³ d, mientras que en los aerobios son alrededor de 10 veces menores (Pérez *et al.*, 1997).

2.6.1. Clasificación de los reactores anaerobios

La evolución de la tecnología anaerobia ha dado lugar a 3 generaciones de reactores. La primera comprende aquellos procesos en donde la biomasa se encuentra en suspensión; en los de segunda generación, los microorganismos son retenidos en el reactor, ya sea al suministrarle algún soporte para que se adhieran en forma de biopelícula, o bien por medio de sedimentación; los reactores de tercera generación tienen también los microorganismos en forma de biopelícula, pero el soporte se expande o fluidifica con altas velocidades de flujo (Martín, 1999; SEDUE y PEISA CONSULTORES, 1991).

2.6.2. Reactores anaerobios de la primera generación

Estos digestores son utilizados para la producción de biogás a partir de desechos agrícolas y ganaderos (SEDUE y PEISA CONSULTORES, 1991). Los reactores de primera generación (fosas sépticas, tanques Imhoff, lagunas anaerobias, digestores convencionales y los completamente mezclados), requieren de grandes volúmenes y no todos tienen eficiencias aceptables (Pérez *et al.*, 1997).

2.6.2.1. Flujo ideal de mezcla completa

En este tipo de reactores la concentración del influente, se dispersa inmediatamente en el contenido del reactor, por lo que se tienen condiciones de homogeneidad y la concentración de materia en el reactor es la misma que se obtiene en el efluente. En el desarrollo de microorganismos, se debe considerar al abatimiento de la concentración de biomasa correspondiente a la fase endógena, el cual es directamente proporcional a la concentración de biomasa (Solís, 1997).

2.6.2.2. Fosas sépticas

La fosa séptica puede considerarse como un digester convencional a escala muy reducida, en donde las condiciones anaerobias estrictas no son siempre cumplidas (SEDUE y PEISA CONSULTORES, 1991). Es un sistema sin apenas aporte de energía de depuración biológica, válido para caudales reducidos, como viviendas, o actividades industriales con escasos vertidos. Después de un pre-tratamiento separando las grasas en una arqueta especial, el efluente llega a la fosa subterránea que tiene tres cámaras. En la primera sedimentan los sólidos y se realiza su degradación anaerobia. El efluente pasa a la segunda a través de orificios a media altura, para eliminar espumas y grasas; finalmente, pasa a la tercera cámara de menor profundidad que las anteriores. Las dimensiones de la fosa se determinan teniendo en cuenta que el agua debe quedar retenida unas 24 horas y de forma que no sea necesaria su limpieza con periodicidad menor a un año (García-Vaquero y Ayuga, 1993). Cabe mencionar que ya no se usan debido a su ineficiencia y a la contaminación que provocan.

2.6.2.3. Tanques Imhoff

El tanque Imhoff es un sistema un poco más elaborado que la fosa séptica, ya que crea dos compartimentos distintos, el de decantación y el de degradación (SEDUE y PEISA CONSULTORES, 1991). Este sistema se usa para caudales mayores que la fosa séptica. En la cámara superior se recibe el efluente y los sólidos decantados pasan a la cámara inferior por una abertura estrecha. Simultáneamente se separan por la parte superior los aceites y grasas. Los sólidos que pasan a la cámara inferior sufren una digestión o degradación anaerobia. Los gases producidos se recogen en la cámara superior en forma de campana o se eliminan por respiraderos. Las cámaras de sedimentación se proyectan para una retención de agua de 3 horas. La cámara de digestión es función de la periodicidad de la limpieza que será de aproximadamente seis meses (García-Vaquero y Ayuga, 1993). Tampoco se permite ya su uso en países avanzados.

2.6.2.4. Lagunas anaerobias

Las lagunas anaerobias tienen generalmente una profundidad de 1.82 a 3.048 m (6 a 10 pies). Su comportamiento es el mismo que en la digestión de lodos y se asegura por medios similares, ya que esto se puede conseguir en las estructuras simples que se emplean. Para controlar malos olores, se deben mantener las lagunas en condiciones alcalinas. En estos casos el ácido sulfhídrico permanece en solución como ión bisulfuro (HS^-). Generalmente, los efluentes se tratan en forma aerobia antes de descargarlos en aguas receptoras (Fair *et al.*, 1992).

2.6.2.5. Reactor anaerobio convencional

Estos pueden ser no mezclados, continuamente mezclados o intermitentes (Sánchez, 2003). Los digestores convencionales están constituidos por tanques cerrados con provisiones para mezclar, calentar o recolectar el gas y pueden estar equipados con controles para el pH. En general, la operación se basa en un “pase directo”, sin recirculación de lodos sedimentados. La temperatura utilizada está usualmente en el intervalo mesofílico alrededor de 30 a 35 °C (Winkler, 1994)

2.6.2.6. Reactor anaerobio de contacto

Éste mejora la separación y contacto de lodo anaerobio de un reactor convencional. La biomasa puede ser controlada con el flujo de agua residual (Sánchez, 2003). Es el equivalente al proceso de lodos activados de mezcla total (Winkler, 1994).

2.6.3. Reactores de segunda generación

Los nuevos tipos de reactores anaerobios son capaces de extender el tiempo de retención de la población bacteriana y, simultáneamente, reducir el tiempo de residencia hidráulica. Estos reactores son llamados de segunda generación, tales como:

Filtro anaerobio, que consiste en una columna empacada de flujo ascendente o descendente.

Posteriormente se desarrolló una variante más eficiente al introducir un soporte tubular ordenando así el empaque. Por azar se descubrió y desarrolló el sistema UASB o reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente, con características de película fija pero sin material de soporte. El estado actual de la biotecnología para el tratamiento de aguas residuales, señala a los reactores anaerobios de segunda generación como una alternativa atractiva de tratamiento (Pérez *et al.*, 1997).

En estos, los tiempos de residencia son menores de 0.5 a 3 días, lo que implica una importante reducción en los volúmenes del reactor y mayor estabilidad, así como facilidad en su operación. Esto se logra al retener la biomasa en el reactor anaerobio dentro del reactor mediante la formación de una película de microorganismos fijos sobre soportes o bien por medio de sedimentación de flóculos microbianos con muy buenas características de decantación. Con esto, la limitación provocada por la reducida velocidad de proliferación de las bacterias anaerobias es prácticamente eliminada. Otras ventajas obtenidas son un cierto grado de resistencia a productos tóxicos y una adaptación rápida a cambios en la alimentación (SEDUE y PEISA CONSULTORES, 1991).

2.6.3.1. Filtro anaerobio

El filtro anaerobio consiste en una columna rellena de diversos tipos de medios sólidos (soportes plásticos o piedras) que se utilizan para el tratamiento de la materia orgánica carbonosa del agua residual. El agua a tratar fluye en sentido ascendente, entrando en contacto con el medio sobre el que se desarrollan y fijan las bacterias. Están adheridas al medio y no son arrastradas por el efluente, pudiendo obtenerse tiempos de retención celular del orden de 100 días. El filtro anaerobio puede utilizarse para el tratamiento de residuos de baja concentración a temperatura ambiente (Ramalho, 1996; Rigola, 1999).

2.6.3.2. Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA)

Un RALLFA consta de cuatro partes esenciales, un sedimentador en la parte superior; una cámara de almacenaje de gas; el reactor propiamente dicho y, por último, un sistema hidráulico. En este reactor, el agua residual entra por el fondo y fluye hacia arriba a una cama

de lodos granulares relativamente densa. Dentro de esta zona se efectúa la conversión de la materia orgánica a metano, dióxido de carbono y ácidos grasos. Los gases son separados mediante un sistema de separación gas-líquido-sólido, el cual evita la salida de los sólidos suspendidos en el efluente, en caso de que los lodos no contaran con la sedimentación adecuada; favorece la evacuación del gas de la decantación de los flóculos que eventualmente llegan a la parte superior del reactor (Ince *et al.*, 2005; Ramalho, 1996). Su principio de funcionamiento se basa en una buena sedimentación de la biomasa producida dentro del reactor (el cual no lleva ningún material de soporte de microorganismos), la cual se aglomera en forma de granos o “pellets” (Jih *et al.*, 2003; Jiménez y Martínez, 1995), lo que confiere al reactor las características de un reactor empacado sin los problemas de taponamiento, evitando de esta forma ser arrastrados por el flujo ascendente del agua residual. Estos granos cuentan con una gran actividad metanogénica, lo que explica el potencial tan alto de depuración del proceso (Jih *et al.*, 2003; Patidar y Tare, 2004). El sistema RALLFA se adapta muy bien al tratamiento de sustancias ricas en hidratos de carbono (Bautista-Zúñiga *et al.*, 2000).

Dentro de los reactores de segunda generación, el reactor anaerobio de lecho de lodos y de flujo ascendente (RALLFA), parece ser el más atractivo ya que soporta altas cargas orgánicas y requiere menor inversión al no necesitar material de soporte para la fijación de la biopelícula (Chuang *et al.*, 2005; Pérez *et al.*, 1997). Hay que señalar que en estos tratamientos anaerobios con los reactores propuestos de segunda generación (RALLFA) se garantiza que alrededor del 80% de la carga orgánica contaminante sea convertido a productos volátiles, como es el caso del metano (principal componente del biogás). Se han logrado concentraciones de éste en la fase gaseosa por encima del 70% garantizándose la capacidad combustible del biogás. Solamente alrededor de un 3% de la materia orgánica es empleada para la producción de biomasa (Fig. 6), reduciéndose los problemas de disposición final de los lodos, que generalmente requieren de otro tratamiento. Otra ventaja significativa de este tratamiento anaerobio es el ahorro de energía por concepto de no requerir aireación, que es uno de los principales gastos que se incurren en procesos ingenieriles (Bermúdez *et al.*, 2004; SEDUE y PEISA CONSULTORES, 1991).

2.6.4. Reactores de tercera generación

Estos reactores se encuentran básicamente a nivel piloto o semi-industrial, aunque ya existen algunas plantas a escala real basadas en esta modalidad. Son también reactores de película fija, pero el soporte utilizado es lo suficientemente pequeño y ligero para que pueda ser fluidificado con un recirculación del efluente. Se han reportado resultados de laboratorio en extremo prometedores (SEDUE y PEISA CONSULTORES, 1991).

Los reactores de tercera generación contienen microorganismos en forma de biopelícula adherida a un soporte que se expande o fluidifica. Este proceso es controlado por una corriente de recirculación. Estos reactores se encuentran aún a nivel de desarrollo aunque ya existen instalaciones a escala industrial (Pérez *et al.*, 1997). Ejemplo de estos son: el reactor de lecho expandido y el reactor de lecho fluidificado, son semejantes entre sí diferenciándose en el grado de fluidificación del soporte (20% para el lecho expandido y superior al 50% para el lecho fluidificado). Su avance consiste en tiempos de residencia hidráulica aún menores, inferiores a 12 horas, ya que la superficie del soporte disponible es muy elevada (superior a $200 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$) y la agitación en el lecho es vigorosa, eliminando los problemas de transferencia de sustrato. Otra ventaja es que no presentan problemas de taponamiento. Sin embargo, requieren energía para su arranque y son en extremo delicados en su operación. Las cargas aplicadas pueden sobrepasar los $40 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ día}$ (Sánchez, 2003; SEDUE y PEISA CONSULTORES, 1991).

Capítulo 3. Metodología

3.1. Características del RALLFA utilizado

Para la realización del presente trabajo se utilizaron cuatro reactores anaerobios de segunda generación, de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) con las siguientes características: Un reactor de 10 L (A) y tres reactores de 3 L (B, C y D), los cuales se mantuvieron a una temperatura de 35, 45, 55 y 65°C, respectivamente. El reactor A tiene un volumen de operación de 9.9 L y está construido con un tubo de acrílico (10.1 cm de diámetro interno, 2 mm de espesor y 1.24 m de altura), enchaquetado con otro tubo de acrílico de 20 cm de diámetro. Por el espacio libre entre ellos se hace pasar agua caliente cercana a 35°C dentro del reactor, donde se introduce un volumen del inóculo (lodo granular de densidad entre 1-1.05 y cuyo diámetro se encuentra en un intervalo de 0.1 a 5 mm), de 3 L, lo que representa el 30% de su volumen total, con suficiente actividad metanogénica, para que se adapte a las propiedades del agua residual. Por la parte inferior se lleva a cabo la alimentación de 3 L de vinazas-agua (50/50), mediante una bomba peristáltica, con un flujo de 0.69 mL min⁻¹ y un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 3 días. Se utiliza un dispositivo para separar las fases gas-líquido-sólido, el cual consiste en un tapón de hule y un embudo. Este dispositivo tiene la doble función de captar el gas producido e impedir la salida de material en suspensión (lodos) con el efluente. El gas se cuantifica mediante un medidor Wet Test Meter (Precision Scientific Petroleum Instruments Company Bellwood, 1 L 60104). Los reactores B, C y D cuentan con las mismas características del anterior, pero están contruidos de vidrio. Tienen dos tubos concéntricos: uno con una altura de 65 cm y un diámetro de 7.27 cm y el otro con la misma altura y un diámetro de 3.7 cm a través del cual se hace pasar agua caliente a 45, 55 y 65°C, respectivamente para mantener la temperatura dentro del reactor (Castro-González, 2004). Su volumen total es de 2.7 L y el de operación de 2.4 L. Se inocularon con 1 L de inóculo lo que representa un 37% de su volumen total. En el extremo inferior de los reactores se tiene una forma cónica por donde se lleva a cabo la alimentación de 3L de vinazas/agua (50/50), mediante una bomba peristáltica, a un flujo de 0.29 mL min⁻¹ y un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 7 días. En la parte superior se coloca con un embudo invertido que permite la separación sólido- líquido-gas (Figs. 6 y7). El gas producido también se mide con un medidor Wet Test Meter.



Fig. 6 Reactor UASB/RALLFA de 3L sin enchaquetar



Fig. 7 Reactores UASB/RALLFA utilizados en la experimentación

3.2. Vinazas

Las vinazas provienen del ingenio azucarero-alcoholero “La Gloria”, las cuales se almacenaron en un cuarto frío a 4°C para mantener sus características constantes, ya que la composición de las vinazas varía dependiendo de la materia prima utilizada durante la fermentación así como de la destilación. Dentro de estas características se encuentran el pH ácido (3-4), sus cantidades de materia orgánica e inorgánica disuelta, coloidal y en suspensión (medida como demanda química de oxígeno), entre 80 – 120 g DQO L⁻¹, los sulfatos entre 4-6 g L⁻¹ y los sólidos totales, entre 80-120 g L⁻¹.

3.3. Seguimiento de los parámetros de operación de los RALLFA

3.3.1. Determinación del pH

Es el término que expresa las condiciones de alcalinidad o acidez de una solución (concentración de iones hidronio). El pH controla muchas reacciones químicas y la actividad biológica metanogénica normalmente se restringe a una escala bastante estrecha de pH entre 6 y 8. Las aguas muy ácidas o alcalinas son indeseables debido a que son corrosivas o presentan dificultad en su tratamiento. La determinación del pH se efectuó empleando un potenciómetro marca Orion modelo 720A.

3.3.2. Cuantificación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV)

La concentración de sólidos totales es una medida de la concentración total tanto de compuestos inorgánicos como orgánicos, que se encuentran en cualquier muestra líquida. En el caso del agua constituye una importante limitación en su uso. Específicamente para las vinazas, este parámetro proporciona información acerca de los compuestos orgánicos que consume el consorcio microbiano que se encuentra en el reactor. La metodología se presenta en la Fig. 8 (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Se calculan los mg de sólidos totales con la siguiente ecuación (15):

$$\text{mg de sólidos totales L}^{-1} = (A - B) \times 1000 / \text{volumen de muestra en mL} \quad (15)$$

A= masa de la cápsula con la muestra mg

B= masa de la cápsula en mg

Sólidos volátiles

Como su nombre lo indica, son los que se volatilizan, por lo que se evalúan por diferencia entre la masa de sólidos totales menos los sólidos fijos o cenizas remanentes en la cápsula después de salir de la mufla (16):

Se colocan las cápsulas anteriores en una mufla a 550°C durante 30 minutos, y se pesan
Se calculan los mg de sólidos volátiles con la siguiente ecuación (16):

$$\text{mg de sólidos volátiles/L} = (A - C) \times 1000 / \text{volumen de muestra en mL} \quad (16)$$

A= masa de la cápsula con la muestra mg

C= masa de la cápsula en mg después de 30 min en la mufla

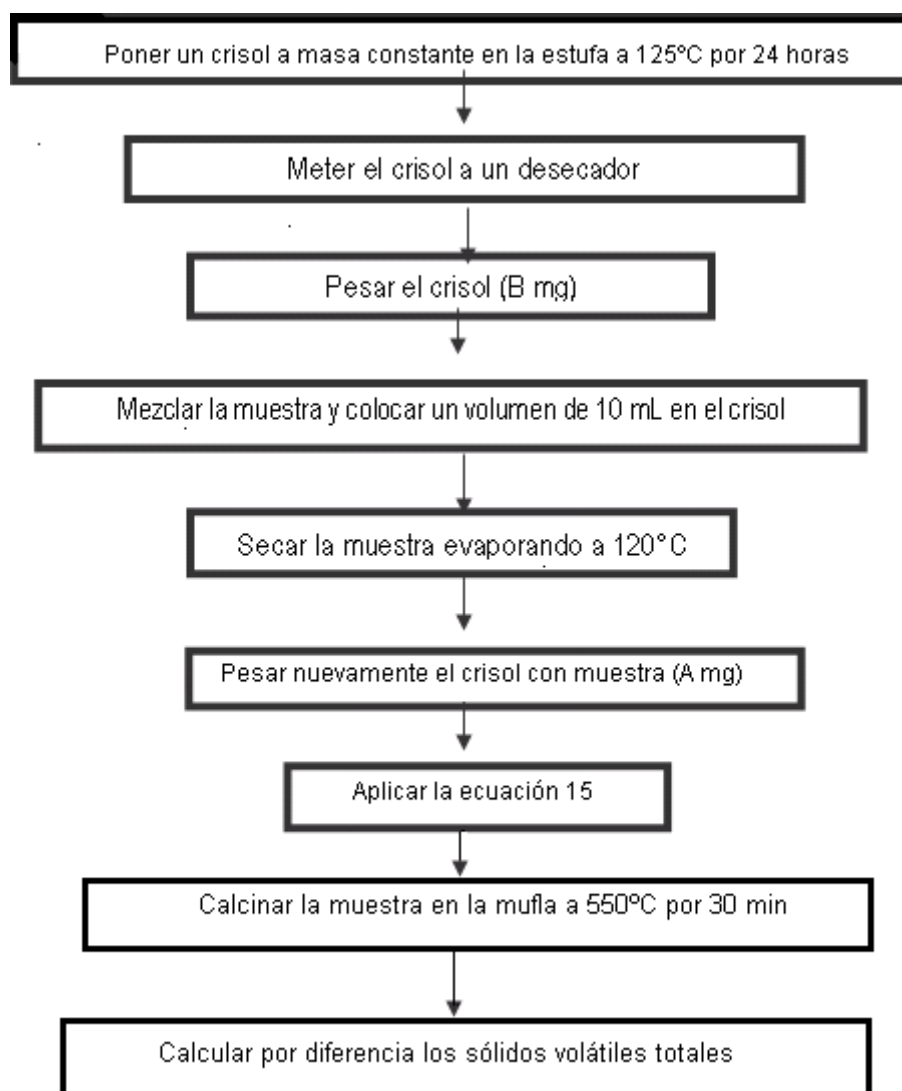


Fig.8. Determinación de sólidos totales (ST)

3.3.3. Evaluación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno es un indicador que mide la tasa de consumo por los microorganismos del oxígeno disuelto en el agua. La prueba fue desarrollada en 1868 por peritos de investigación del Reino Unido, como método para determinar la contaminación microbiana en las corrientes de agua (sobre todo en ríos). En esta investigación se utilizó el método manométrico (o de respirometría de Warburg) con un respirómetro Modelo 2173B. El método de medición de la demanda bioquímica de oxígeno en un respirómetro analógico es relativamente sencillo y mejor que el proceso avalado en NMX-AA-028-SCFI-2001, que implica medir la concentración de oxígeno disuelto por dos titulaciones sucesivas y en el cual un mínimo error de preparación conlleva grandes desviaciones de los resultados.

El método del respirómetro analógico consiste en la preparación de las muestras a analizar (con un factor de dilución según la Tabla 10) disolviendo en agua inoculada previamente, en una botella ámbar. Posteriormente, se coloca en la tapa de la botella un tapón con orificios y un receptáculo en la parte inferior. En éste se colocan 0.5 mg de LiOH. Posteriormente, se cierra la botella, se calibran las escalas con la presión actual, igualándola a cero (Fig. 9). Al haber cierta cantidad de oxígeno disuelto en el agua, los microorganismos respiran y se crea una diferencia de presión, haciendo que el volumen del mercurio, presente en la escala del equipo, suba. El LiOH absorbe el CO₂ producido y evita así la medición de CO₂ en el volumen desplazado y, por consiguiente, en la escala marcada.

El algoritmo de cálculo utilizado para la determinación de la DBO es mediante la ecuación 17:

$$DBO = (L_m - L_i) \times F \quad (17)$$

(L_m) es la lectura de la muestra en el respirómetro,

(L_i) la lectura del agua inoculada de dilución y (F) el factor de dilución

Rango de DBO ₅ mg/L	Volumen mL	Factor de multiplicación (a multiplicar con el valor de la escala)
0 - 40	432	1
0 - 80	365	2
0 - 200	250	5
0 - 400	164	10
0 - 800	97	20
0 - 2000	43,5	50
0 - 4000	22,7	100

Tabla 10. Volumen de muestra

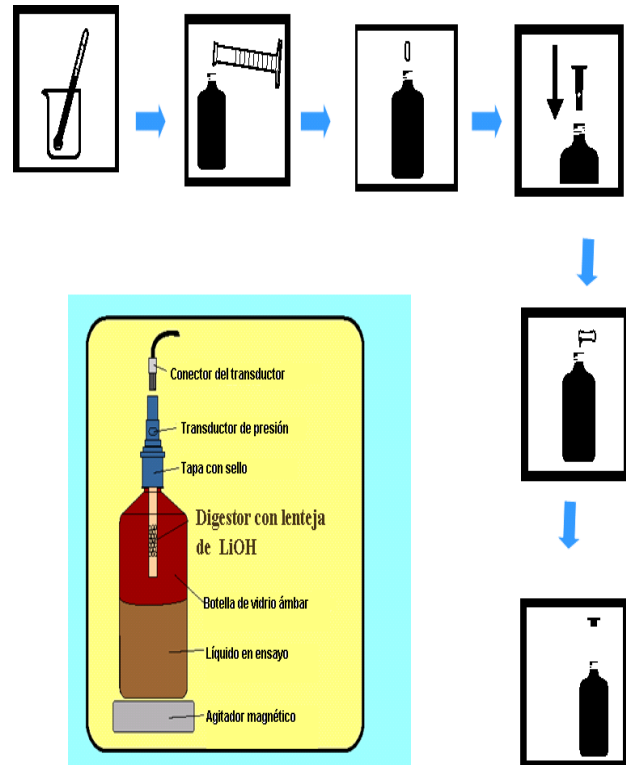


Fig. 9. Metodología

3.3.4. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno es una medida experimental de toda la materia presente en disolución y/o suspendida que puede ser químicamente oxidada en un medio ácido por un oxidante fuerte como el permanganato o el dicromato. Se define como la cantidad de oxígeno equivalente, necesaria para oxidar la materia orgánica a CO₂ y agua. Este parámetro ha sido usado por muchos años para estimar el contenido orgánico de aguas residuales; sin embargo, la interpretación correcta de los valores obtenidos por este método es todavía un problema (Fig. 10).

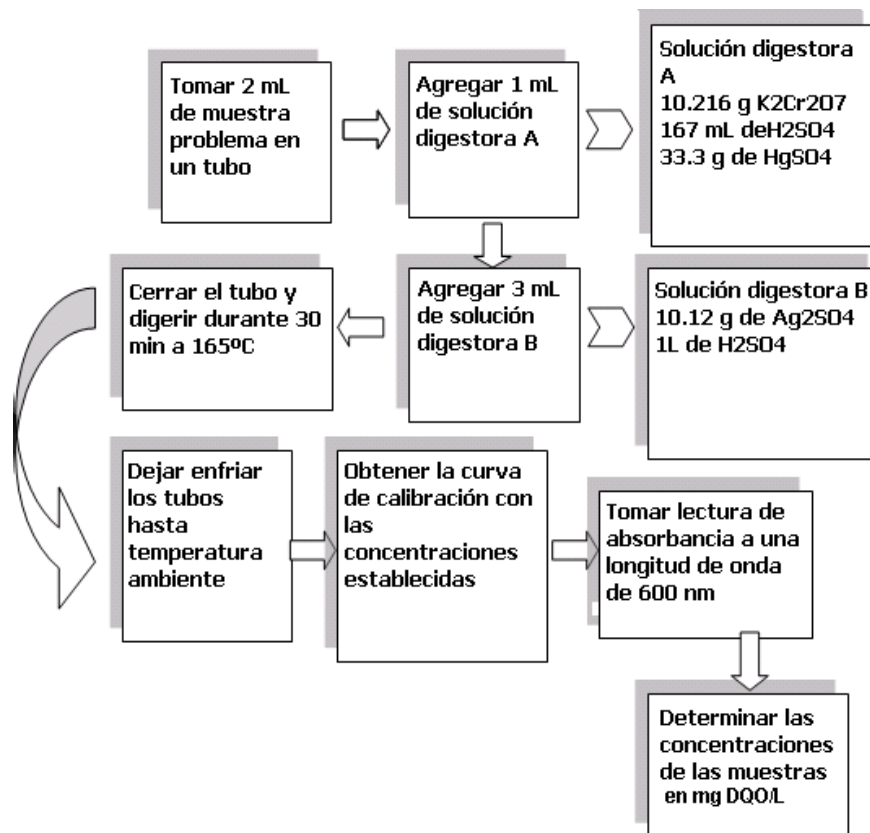


Fig. 10. Determinación de la demanda química de oxígeno, DQO (Oaxaca-Grande, 1997)

3.3.5. Análisis de la relación de alcalinidad

La alcalinidad es la capacidad neutralizante de un ácido que posee una disolución o mezcla. Generalmente, la alcalinidad está dada por la presencia de iones hidroxilo, carbonato o bicarbonato, pero también influyen en el resultado la presencia de boratos, fosfatos, silicatos, nitratos, amoníaco disuelto, sulfuros y algunas otras bases conjugadas. La determinación de la alcalinidad se hace a partir de una curva de calibración, diseñada a partir de los datos obtenidos de una titulación sobre la muestra, en la cual se determinan como puntos de inflexión al mayor cambio de pH sobre la cantidad de volumen. En el caso de la presente investigación, se determinó la alcalinidad con un potenciómetro Orion Modelo 720 y los puntos de inflexión de la muestra fueron determinados como 5.75 y 4.3. La determinación inicial se hizo llenando una bureta con una disolución de ácido sulfúrico 0.025 N para titular a la muestra. Se titulan 10 mL de muestra del efluente de cada uno de los reactores en un vaso de precipitados hasta alcanzar los puntos de inflexión. El algoritmo de cálculo utilizado es:

$$A = \frac{V_2 - V_1}{V_1} \quad (18)$$

donde la alcalinidad es A, V_2 el volumen de ácido gastado para llegar al pH 4.3 y V_1 el volumen de ácido gastado para llegar al pH 5.75 (Fig. 11).

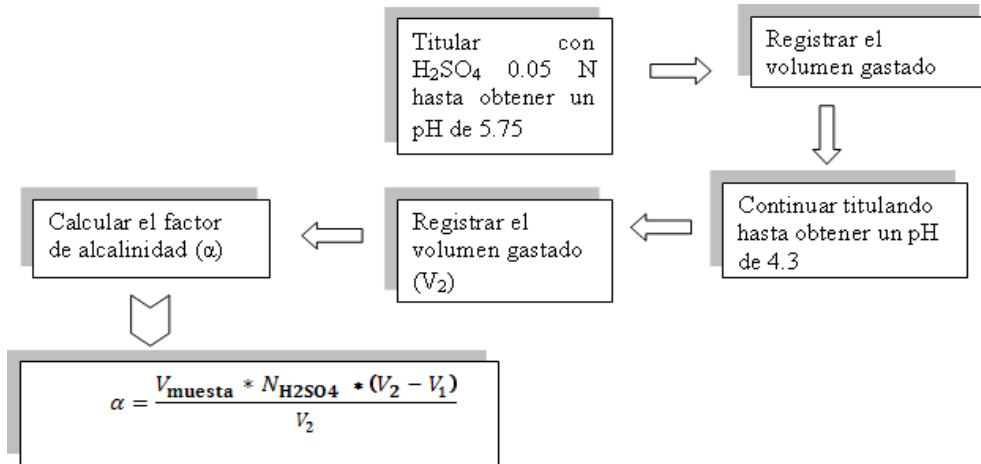


Fig. 11. Alcalinidad

3.3.6. Volumen teórico de metano en función de la DQO

Para determinar la producción de metano a partir de la remoción de DQO en el proceso; de manera teórica, se usa la siguiente ecuación:

$$V_{CH_4} = DQO_{CH_4} / k(T) \quad k(T) = K.P / R(273+T) \quad (19)$$

Donde: V_{CH_4} = volumen de CH_4 liberado (l)

DQO_{CH_4} = DQO convertida en metano (g DQO removido)

K = g DQO por 1 mol de CH_4 (64 g DQO / mol CH_4)

R = cte. general de los gases (0.08206 atm. L / mol K)

P, T = presión atmosférica (atm) y temperatura (°C)

Finalmente, considerando que el gas producido se compone de: 75-80% CH_4 y 20-25% CO_2 , puede estimarse la producción total de gas en el proceso.

Capítulo 4. Resultados y discusión

4.1. Caracterización de las vinazas de trabajo

La composición de las vinazas varía en su composición por efecto del ingenio y del período de operación, así como de la materia prima utilizada (Aguilar, 2008). En la Tabla 11 se presenta la caracterización de las vinazas utilizadas en este trabajo. Como se mencionó, la muestra de agua residual proviene del ingenio azucarero-alcoholero cooperante. Se almacenó en un cuarto frío a 4°C para mantener sus características constantes.

Como se observa en la Tabla 11, los valores de DQO (72 g L⁻¹) y SST (65 g L⁻¹) indican la elevada concentración de materia orgánica comparada con la norma NOM-001-SEMARNAT-1996, que debe ser menor a 200 mg L⁻¹, lo que implica que cualquier sistema de depuración deberá remover el 99.8% de material orgánico soluble, para cumplir con la legislación.

Tabla. 11. Caracterización de las vinazas

Parámetro	Resultados
Sólidos totales (mg L ⁻¹)	65591.996 ± 0.4612
Sólidos volátiles (mg L ⁻¹)	36099.33 ± 0.5466
pH	4.986 ± 0.13354
Nitrógeno	1.0027 ± 0.04
Carbono	2.638 ± 0.0023
Azufre	2.628 ± 0.0034
DQO (mg L ⁻¹)	72,448 .85 ± 0.1372
DBO (mg L ⁻¹)	61,440 ± 4,07
Cloruros (mg L ⁻¹)	5.5x10 ⁻⁴ ± 3.17x10 ⁻⁵
Sulfuros (mg L ⁻¹)	0.5366 ± 0.0679

4.2. Evaluación fisicoquímica del RALLFA a 35°C

En la etapa de adaptación (período 1) del RALLFA, fueron alimentados del día 1 al 21, con vinaza diluida al 10% y una carga orgánica de 8.6 g DQO L⁻¹, su TRH era de 1 día, con una remoción de DQO de 71.1%, la cantidad de ST es de 2285 y de SV de 644 mg L⁻¹. El período 2 (día 22 al 47) se manejó una carga orgánica de 17.2 g L⁻¹, aumentando los parámetros de DQO, ST, SV; los valores se presentan en la Tabla 12. Durante el período 3 (día 48 al 73), se recuperó la estabilidad del sistema al manejar cargas orgánicas de 26 g DQO L⁻¹, aumentando el pH a 8.2 y removiendo el 71.8% de la DQO. En el período 4 del día 74 al 99, el sistema se mantuvo estable alimentado con una cantidad de 33 g DQO L⁻¹. En las últimas etapas, el sistema logró una remoción arriba del 50% al ser alimentado con 40 y 47 g DQO L⁻¹ correspondientes a la quinta y sexta etapa que va del día (100 al 221) mientras que el pH se encontró en un intervalo entre 6 a 8. Finalmente, en la séptima etapa el sistema sufrió un choque al ser alimentado con 54.9 g DQO L⁻¹, por lo cual la remoción de DQO cayó a 33.14% y el pH disminuyó a 5.3.

Tabla 12. Análisis fisicoquímico en el RALLFA a 35°C

PERIODO	Días	pH	%DQO _r	ST (mg L ⁻¹)	SV (mg L ⁻¹)
1	1-21	7.8	71.10	2285	644
2	22-47	7.1	53.8	4370	2970
3	48-73	8.2	71.89	4858	4120
4	74-99	7.9	64.5	7184	4608
5	100-130	8.4	58.0	13210	7210
6	131-221	6.0	51.47	32315	19568
7	222-322	5.3	33.14	44690	27273

pH: potencial de hidrógeno; % DQO_r: porcentaje de remoción medida como demanda química de oxígeno; ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles

4.3. Evaluación fisicoquímica del RALLFA a 45°C

En la etapa de adaptación (período 1) del RALLFA, fue alimentado del día 1 al 21, con vinaza diluida al 10%, con una carga orgánica de 8.6 g DQO L⁻¹, su THR fue de 7 días, con una remoción de 88.9 %, presentando una cantidad de ST de 3535 y SV de 2290 mg L⁻¹. El período 2, del día 22 al 47, se manejó una carga orgánica de 17.2 g L⁻¹, aumentando los parámetros de pH de 7.1, ST de 4510 y SV de 2950 mg L⁻¹, disminuyendo la remoción en 14.9% con respecto al período anterior. Los valores se presentan en la Tabla 13. Durante los períodos 3, 4 y 5 que van del día 48 al 130 se mantiene estable el sistema al alimentarse con 26, 33 y 40 g DQO L⁻¹, respectivamente. Se logró una remoción arriba del 60% de DQO y un pH entre 7 y 8. En la sexta etapa disminuyen el pH a 5.8 y la remoción al 57% de DQO y, en la última etapa, el sistema sufrió un choque al ser alimentado con 54.9 g DQO L⁻¹, por lo cual la remoción de DQO decae a 39.4% y el pH disminuye a 5.3.

Tabla 13. Análisis fisicoquímico en el RALLFA a 45°C

PERIODO	Días	pH	%DQO_r	ST(mg L⁻¹)	SV(mg L⁻¹)
1	1-21	6.2	88.9	3535	2290
2	22-47	7.1	74.0	4510	2950
3	48-73	7.3	70.0	4986	3485
4	74-99	7.8	67.4	5310	3555
5	100-130	8.1	62.1	10012	6642
6	131-221	5.8	57.0	35180	20839
7	222-322	5.3	39.4	52329	26553

pH: potencial de hidrógeno; % DQO_r: porcentaje de remoción medida como demanda química de oxígeno; ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles

4.4. Evaluación fisicoquímica del RALLFA a 55°C

En la etapa de adaptación (período 1) del RALLFA, fue alimentado, del día 1 al 21, con vinaza diluida al 10%, con una carga orgánica de 8.6 g DQO L⁻¹, su TRH de 7 días, con una remoción de 88%, presentando una cantidad de ST de 3370 mg L⁻¹ y SV de 705 mg L⁻¹. En los periodos 2 y 3, que comprenden del día 22 al 73, se alimentó al RALLFA con una carga orgánica de 17.2 y 26 g DQO L⁻¹, respectivamente; el pH durante estos dos períodos se mantuvo en 6.6, teniendo una remoción del 72% de DQO, por lo que el sistema se mantuvo estable en estas etapas. En la etapa 4, que va de los días 74 al 99, el pH del sistema aumenta a 8, mientras que los otros parámetros descienden como se muestra en la Tabla 14. En los períodos 5 y 6, el sistema logra remociones por arriba del 50% al alimentarse con 40 y 47 g DQO L⁻¹, que comprenden del día 100 al 221 y una disminución de pH que va de 8 a 6. En la última etapa el sistema decae en todos sus parámetros, obteniéndose un 17% de remoción de DQO y un pH de 5.6 en el efluente.

Tabla 14. Análisis fisicoquímico en el RALLFA a 55°C

PERIODO	Días	pH	%DQO_r	ST(mg L⁻¹)	SV(mg L⁻¹)
1	1-21	6.1	88.0	3370	705
2	22-47	6.6	72.13	3405	1415
3	48-73	6.6	72.0	5092	3652
4	74-99	8.0	65.8	5525	3438
5	100-130	8.1	59.90	10282	6356
6	131-221	6.1	51.75	44215	27114
7	222-322	5.6	17.35	60014	40219

pH: potencial de hidrógeno; **% DQO_r:** porcentaje de remoción medida como demanda química de oxígeno; **ST:** sólidos totales; **SV:** sólidos volátiles

4.5. Evaluación fisicoquímica del RALLFA a 65°C

En la etapa de adaptación (período 1) del RALLFA, fue alimentado del día 1 al 21, con vinaza diluida al 10% con una carga orgánica de 8.6 g DQO L⁻¹, su TRH de 7 días, alcanzando una remoción del 90%, presentando una cantidad de ST de 2320 mg L⁻¹ y SV de 1285 mg L⁻¹ y un pH de 6.4. Los períodos 2 y 3, que comprenden del día 22 al 73, se obtuvo una remoción por arriba del 70% al ser alimentados con 17.2 y 26 g DQO L⁻¹ y un pH entre 6 a 7 respectivamente. En las etapas 4 y 5, que van del día 74 al 130 el sistema se alimenta con una carga orgánica de 33 y 40 g DQO L⁻¹, se alcanza una remoción por encima del 60% y muestra un pH de 7 a 8, respectivamente, como se ve en la Tabla 15. El sistema se mantiene estable del período 2 al 5. El período 6 (del día 131 al 221) se alimenta con 47 g DQO L⁻¹ consiguiéndose una remoción por arriba del 50% de la materia orgánica y decrece el pH a 5.4. En la séptima etapa el sistema decae, al ser alimentado con 54.9 DQO L⁻¹, con lo que la remoción de DQO disminuye al 17% y el pH se mantiene igual que en el periodo anterior.

Tabla 15. Análisis fisicoquímico en el RALLFA a 65°C

PERIODO	Días	pH	%DQO _r	ST(mg L ⁻¹)	SV(mg L ⁻¹)
1	1-21	6.4	90.1	2320	1285
2	22-47	7.4	75.3	4470	2990
3	48-73	6.5	72.20	5710	4030
4	74-99	7.6	65.5	7182	2646
5	100-130	8.1	61.26	9124	5838
6	131-221	5.4	54.37	37277	23960
7	222-322	5.4	17.35	55120	33530

pH: potencial de hidrógeno; % DQO_r: porcentaje de remoción medida como demanda química de oxígeno; ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles

4.6. Valor de pH medido en los cuatro reactores

En el primer período, el valor de pH de los efluentes de los RALLFA se mantiene en un intervalo entre 6.1 y 7.8, mientras que su alimentación fue ajustada a un pH de 6. En los períodos 2 y 3 el intervalo de pH de los efluentes se registró entre 6.5 y 8.2. Este intervalo es óptimo para el desarrollo bacteriano. Para los períodos 4 y 5, los efluentes presentan valores de pH entre 6.8 y 8.1, lo cual refleja que el sistema se encuentra estable y generando biogás. Finalmente, en las etapas 6 y 7, los efluentes muestran valores de pH entre 5.3 a 6, observándose una acidificación del sistema y, por lo tanto, una desestabilización de los reactores. Los valores de las siete etapas se presentan en el Anexo 1 y su representación grafica es la Fig. 12.

4.7. Valores de DQO medidos en los cuatro reactores

En los períodos 1 y 2, los cuatro RALLFA se adaptaron con la alimentación de vinazas diluidas al 10 y 20%, respectivamente; en los períodos 3 y 4 los reactores sufren un decaimiento con respecto a los períodos anteriores, debido a que la biomasa se está adaptando a las nuevas cargas orgánicas de alimentación, por lo que el tiempo de estabilización es mayor. En las etapas 5 y 6, los reactores se vuelven a estabilizar como se muestra en la Fig. 13, alcanzando valores de DQO_r (demanda química de oxígeno removida), abajo de $30,000 \text{ mg L}^{-1}$ en los cuatro reactores. Hasta este período los RALLFA presentaron porcentajes de remoción del 50%, por lo cual se procedió a subir la carga orgánica. En la séptima etapa se introdujo una alimentación con un equivalente a $54,000 \text{ mg DQO L}^{-1}$, por lo cual los cuatro reactores sufren una disminución drástica de remoción entre 29 y 39%. Con los resultados obtenidos después de 322 días de experimentación (Anexo 2), se concluye que la cantidad máxima de materia orgánica medida como DQO, que se puede suministrar a este tipo de reactores es de $47,000 \text{ mg DQO L}^{-1}$, ya que con esta carga orgánica se pueden alcanzar remociones por arriba del 50%. Se comprueba también que a una mayor carga orgánica, es posible provocar una desestabilización en los reactores. Esto se puede confirmar al medir el pH y alcalinidad, en cada uno de los efluentes.

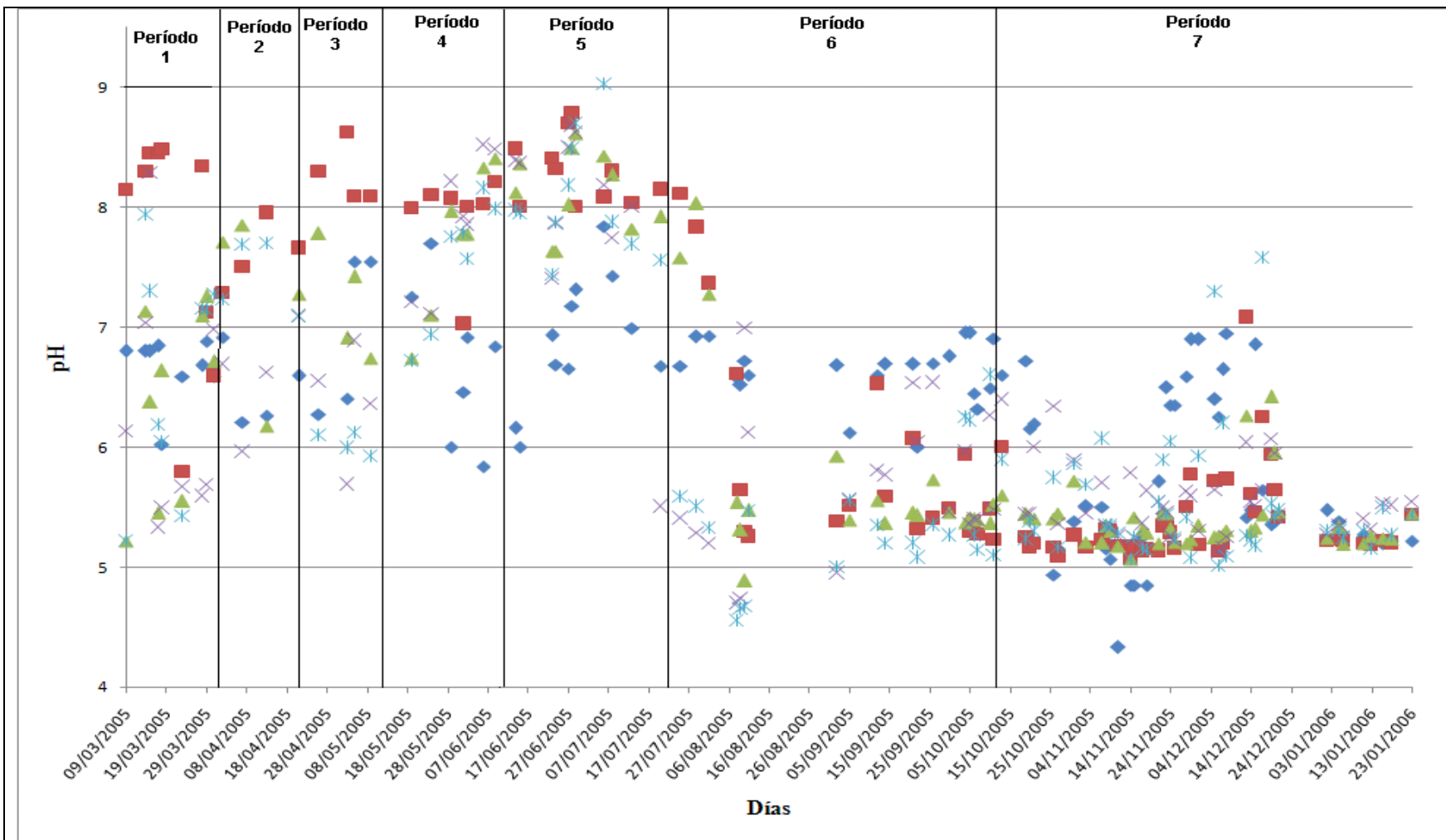


Figura 12. Seguimiento de pH de los RALLFA ◊ Alimentación; ■ RALLFA 35°C; △ RALLFA 45°C; X RALLFA 55°C; * RALLFA 65°C

4.8. Sólidos totales medidos en los cuatro reactores

Durante los períodos 1, 2, 3 y 4 se presentaron porcentajes de remoción de ST de 40, 44, 39 y 45, respectivamente. Estos resultados muestran que los reactores se encontraban en un período de adaptación y su remoción aumentaba conforme se aumentaba la carga orgánica medida indirectamente como ST de 3830 mg L^{-1} en la primera etapa, hasta 13157 mg L^{-1} en la cuarta. Este comportamiento cambió durante las etapas 5, 6 y 7, ya que se observó una disminución en la remoción de 34, 12 y 6%, respectivamente. Esta disminución se puede atribuir a que la cantidad de ST aumentó considerablemente a 20120, 50470 y 69157 mg L^{-1} , para las etapas ya indicadas, provocando una desestabilización y, por lo tanto, un comportamiento poco eficiente de los reactores. Presentan cantidades de sólidos totales cercanas a las de la alimentación. Los valores de las siete etapas se presentan en el Anexo 3 y su representación grafica es la Fig. 14.

4.9. Sólidos volátiles medidos en los cuatro reactores

En los períodos 1, 2, 3 y 4 los SV de los RALLFA muestran un comportamiento similar al presentado por los ST, ya que aumentan sus porcentajes de remoción de un 14 a un 28%. Sin embargo para la quinta etapa se presenta una disminución en la remoción a un 21% terminando con un 10 y 11% para las etapas 6 y 7, respectivamente. Los valores de las siete etapas se presentan en el Anexo 4 y su representación grafica es la Fig. 15.

4.10. Producción teórica de metano registrado en los cuatro reactores

La producción teórica de metano en los cuatro reactores durante los períodos 1 y 2, comprendió un intervalo de entre 0.53 y 4.4 L. Estas etapas corresponden a la estabilización en donde fue incrementada la carga orgánica alimentada de 8.6 a $17.2 \text{ g DQO L}^{-1}$. Durante los períodos 3 y 4, los sistemas presentaron una desestabilización, recuperándose al final de cada período. Esta desestabilización repercutió en la producción de biogás, que fue de 2.9 a 5.65. En los últimos períodos correspondientes a las etapas 5, 6 y 7, los reactores aumentan su producción de biogás a 8, 10 y 18 L d^{-1} . Los valores de las siete etapas se presentan en el Anexo 5 y su representación grafica es la Fig. 16.

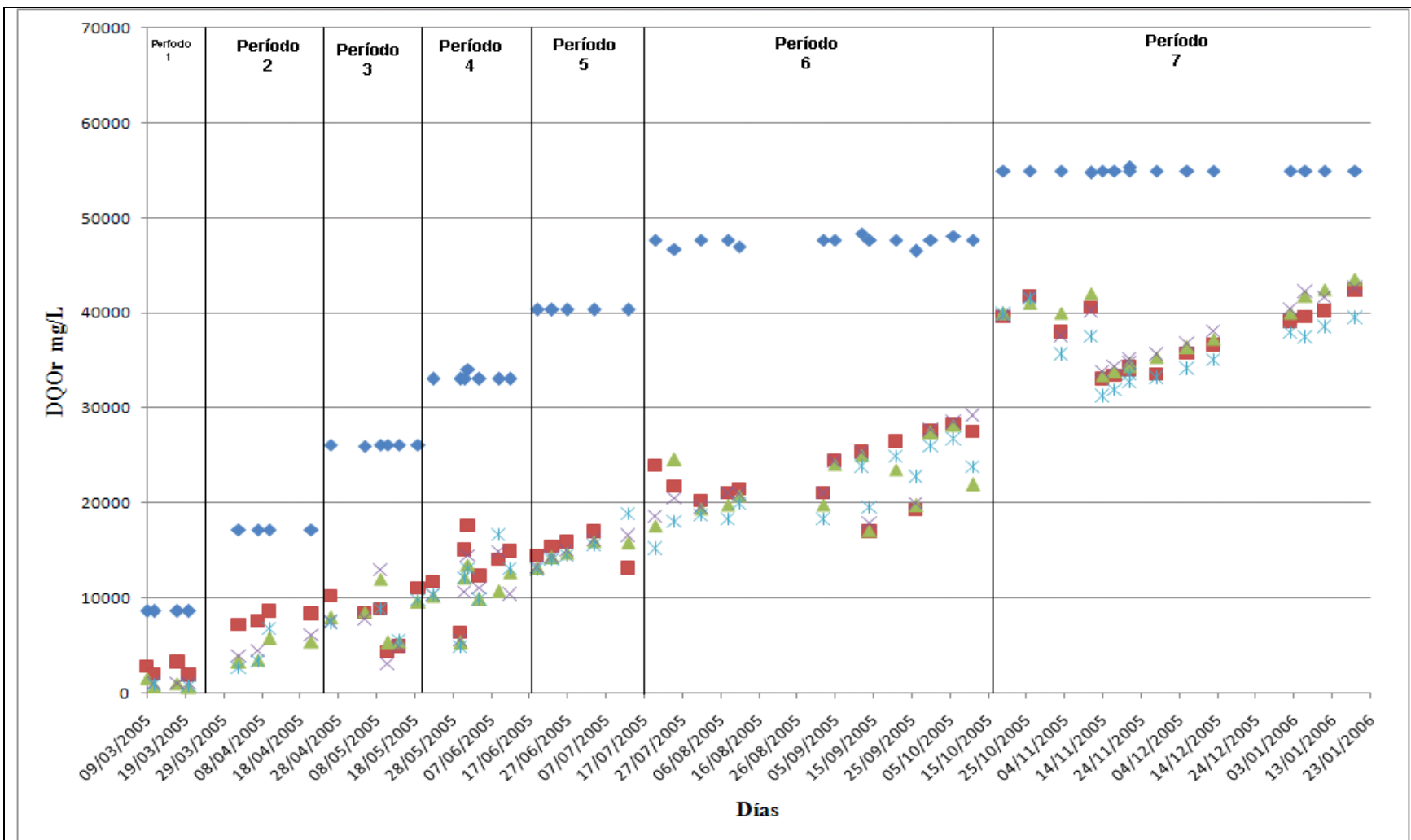


Figura 13. DQO vs. tiempo para los RALLFA ◊Alimentación; ■ RALLFA 35°C; Δ RALLFA 45°C; X RALLFA 55°C; *RALLFA 65°C

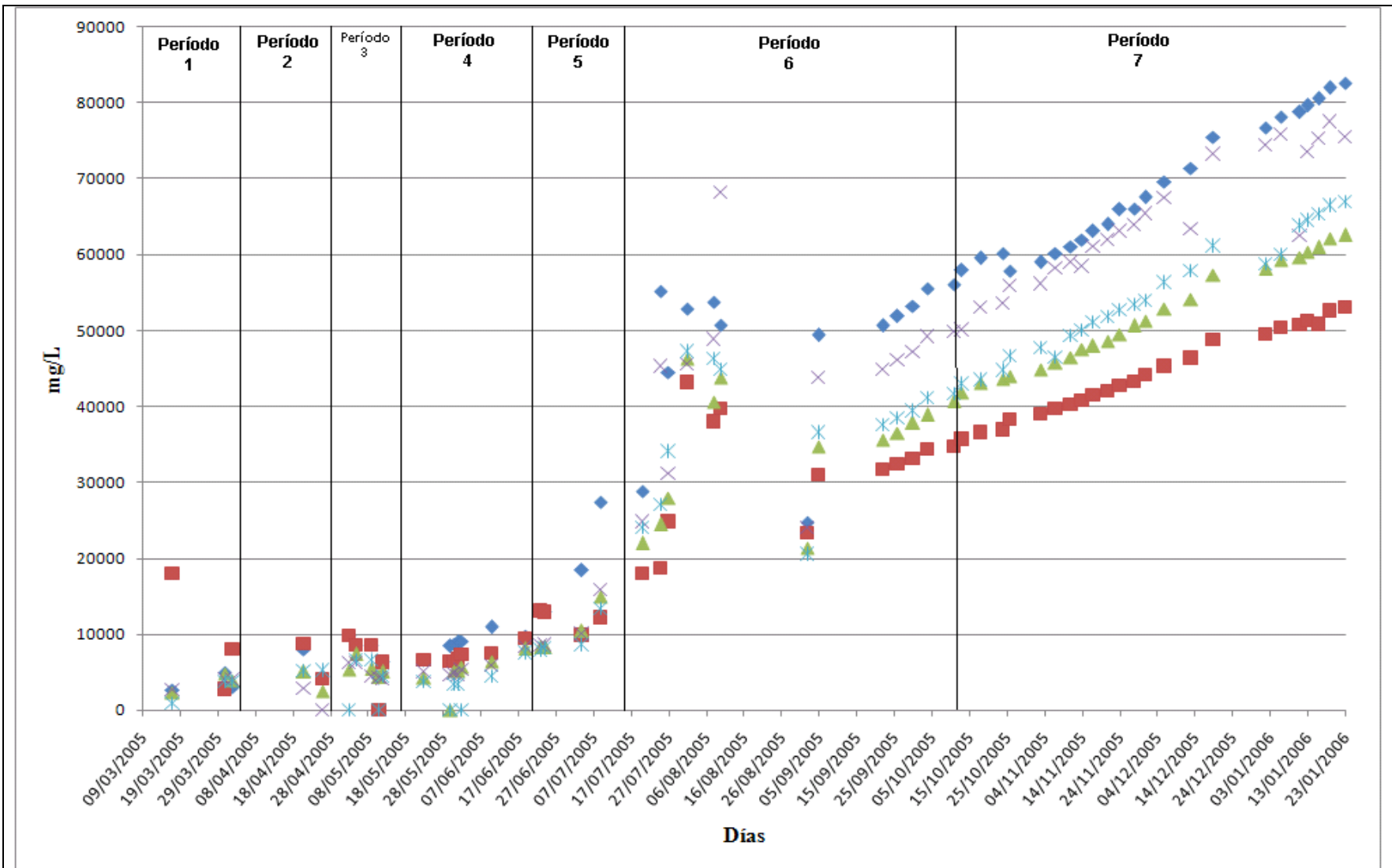


Figura 14. Gráfica de sólidos totales vs. tiempo de los RALLFA: \diamond Alimentación; \blacksquare RALLFA 35°C; \triangle RALLFA 45°C; \times RALLFA 55°C; $*$ RALLFA 65°C

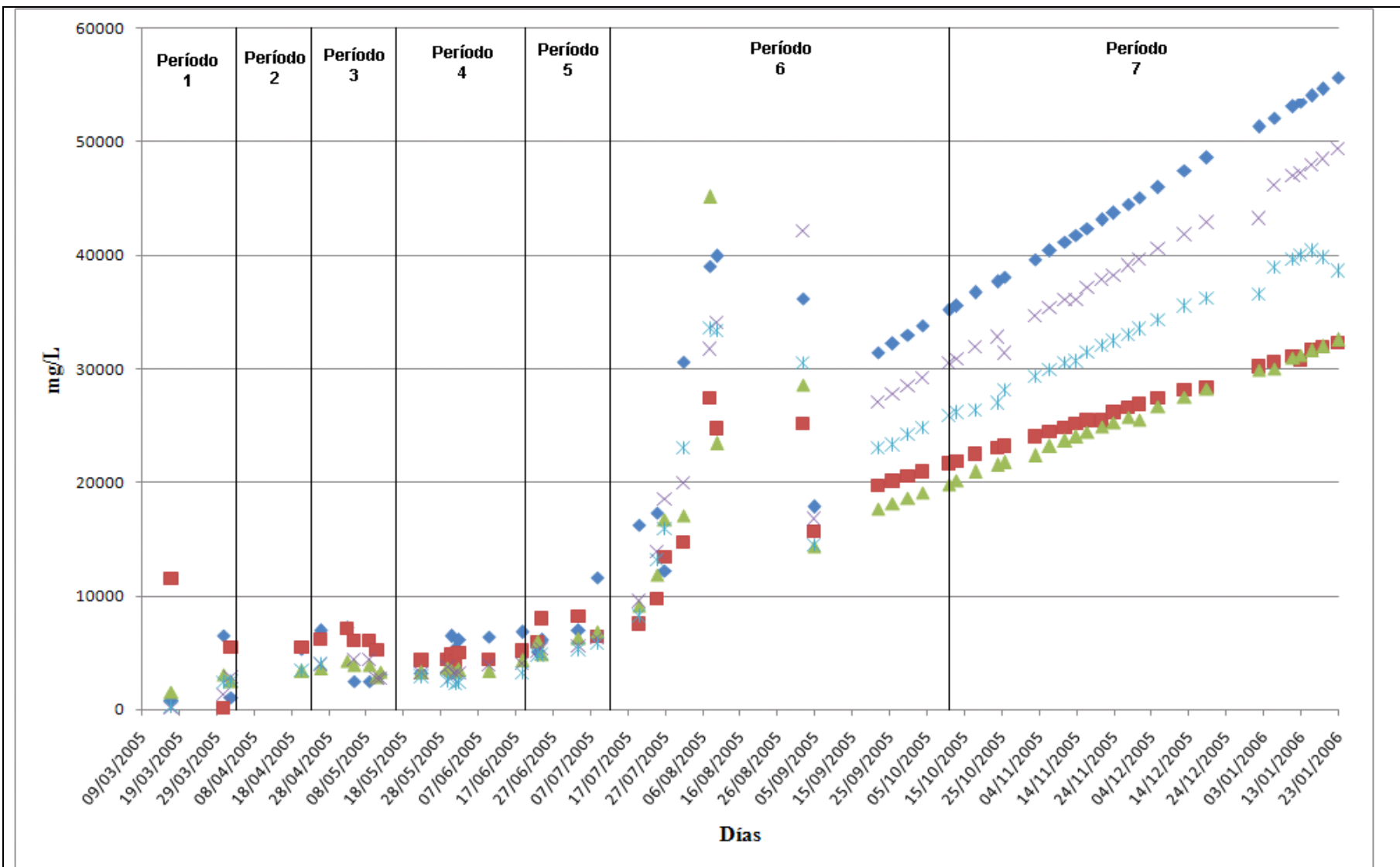


Figura 15. Gráfica de sólidos volátiles vs. tiempo de los RALLFA: \diamond Alimentación; \blacksquare RALLFA 35°C; \triangle RALLFA 45°C; \times RALLFA 55°C; $*$ RALLFA 65°C

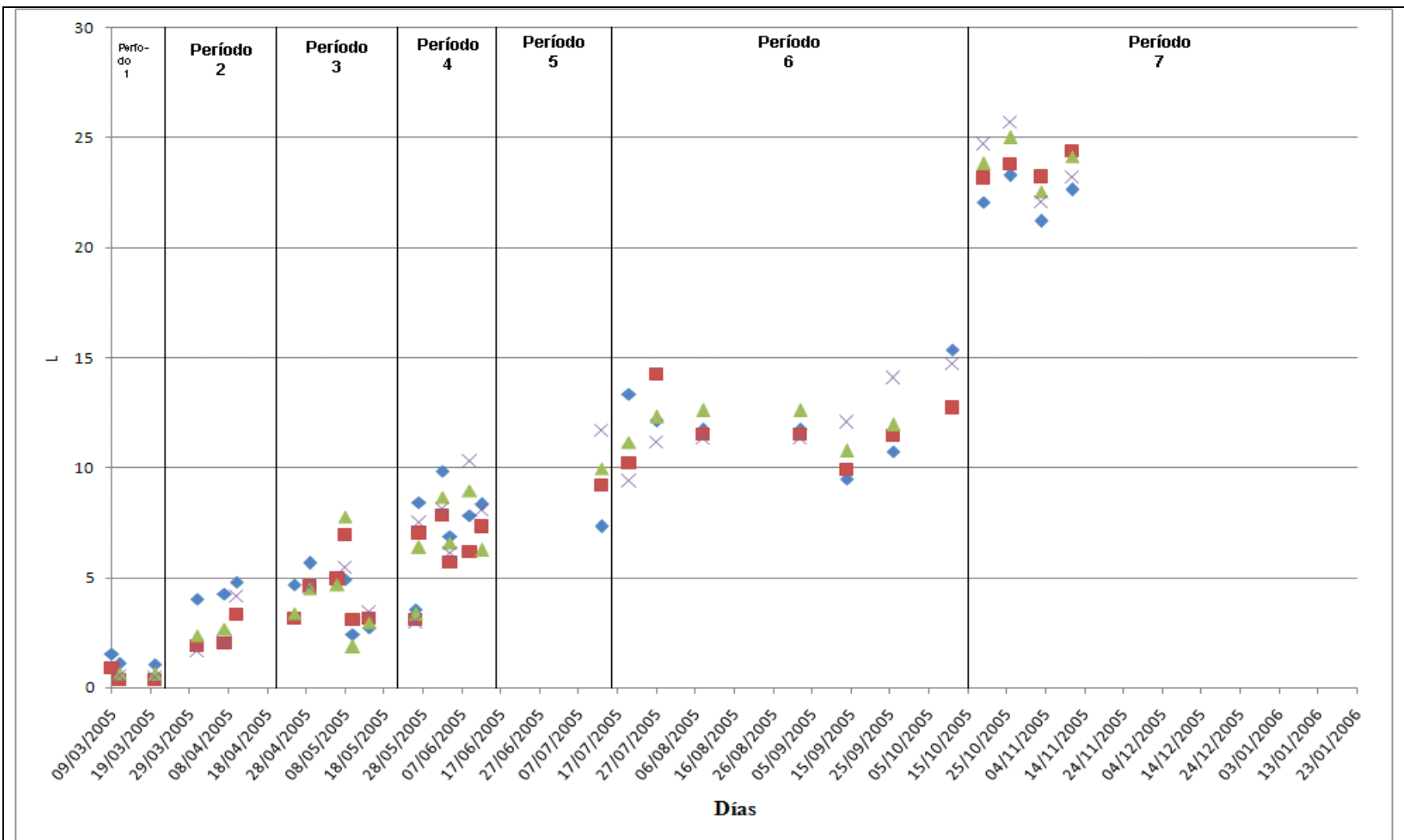


Figura 16. Gráfica de generación teórica de metano vs. tiempo de los RALLFA: \diamond RALLFA 35°C; \blacksquare RALLFA 45°C; \blacktriangle RALLFA 55°C; \times RALLFA 65°C

Capítulo 5. Conclusiones y recomendaciones

Los objetivos particulares planteados en la tesis fueron los siguientes:

- Caracterización fisicoquímica de las vinazas de la empresa cooperante
- Arranque y estabilización de los cuatro reactores tipo RALLFA a diferentes diluciones
- Evaluación de las remociones de los contaminantes en las vinazas medidas como DQO una vez tratadas en los reactores que operan a 35, 45, 55 y 65°C

De acuerdo con ellos pueden plantearse las siguientes conclusiones:

- **Caracterización fisicoquímica de las vinazas.** Como resultado de estos experimentos se concluye que este residuo de la industria azucarera tiene una carga orgánica medida como DQO de 72,448 mg L⁻¹, un pH de 4.9, una cantidad de ST de 65591 mg L⁻¹ y su temperatura de descarga al ambiente esta por arriba de los 80°C. Dichas características hace de ellas una fuente severa de contaminación y, por lo tanto, es necesario establecer un sistema de tratamiento, tal como los reactores anaerobios de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA), para disminuir su contenido de materia orgánica, generando subproductos útiles como el biogás rico en metano. Para ello fue necesario llevar a cabo el arranque, el acondicionamiento y la estabilización de los microorganismos de dichos reactores al sustrato.
- De acuerdo con lo explicado, el período de mayor estabilidad fue la quinta etapa, presentado el mayor porcentaje de remoción en todas las temperaturas, cuyos valores son de 58_{35°C}, 62.1_{45°C}, 59.9_{55°C} y 61.1_{65°C}, manejando una carga orgánica de 40 g DQO L⁻¹. Se concluye que el mejor comportamiento lo presenta el RALLFA a una temperatura de trabajo de 45°C, que era el objetivo general de esta investigación. Aunque se esperaba que el reactor de 65°C produjera mayor volumen de biogás ya que al aumentar la temperatura aumenta la velocidad de las reacciones químicas, se observó que no fue así, ya que disminuía la eficiencia en la producción de biogás conforme aumentaba la temperatura. Lo anterior se puede explicar ya que si se aumenta la temperatura, aumentan la solubilidad de sustancias inhibidoras tóxicas y, por lo tanto, la producción de biogás disminuye.

- Otro factor que influyó en la producción de biogás fue la característica de la biomasa, debido a que eran microorganismos mesófilos (entre 25 y 45°C), que tienen un intervalo de desarrollo óptimo menor a las temperaturas de trabajo de los RALLFA de 35, 45, 55 y 65°. Probablemente, en el tiempo de duración de los experimentos no se lograron adaptar a las nuevas temperaturas.
- Por último, debido a las variaciones de temperatura y pH, que presentaron los sistemas se necesitaría un tiempo mayor de adaptación de los microorganismos para que pudieran producir una mayor cantidad de biogás a las condiciones establecidas.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se recomienda:

- Una vez estabilizados los reactores, la investigación puede continuarse instalando un medidor de gas en cada uno de los sistemas, que operan bajo diferentes temperaturas 35, 45, 55 y 65°C.
- Evaluar el volumen de biogás generado y compararlo con el teórico para determinar la eficiencia de los reactores.
- Identificar mediante cromatografía de gases la composición del biogás (%CH₄, %CO₂, %H₂, %N₂, %H₂S).
- Realizar estudios sobre las especies de los consorcios microbianos que se desarrollan en función de las temperaturas de operación de los reactores, para así, poder explicar la producción de metano en función de los microorganismos presentes.

Referencias

- Aguilar, J. (2008). *Vinazas: alternativa para mejorar suelos agrícolas* 2ª Semana Internacional de la Citricultura, 24 al 28 de noviembre 2008. Tlapacoyan, Veracruz, México.
- Álvarez, J., Armstrong, E., Presas, J., Gómez, M. y Soto, M. (2004). *Performance of a UASB-Digester system treating domestic wastewater*. Environmental Technology. 25:1189-1199.
- Annachhatre, P. y Suktrukoolvart, S. (2001). *Biological sulfate reduction using molasses as a carbon source*. Water Environment Research. 73(1):118-126.
- APHA-AWWA-WPCF (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Ediciones Díaz de Santos Madrid, España.
- Barros, P. (2009). *Evaluación de un subproducto de destilería de alcohol (vinaza) como aditivo en la alimentación de pollos de engorde*. Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Pecuarias. Riobamba, Ecuador. pp. 138.
- Barry, R., Gilbert, M. y Long, K. (1998). *Practical environmental bioremediation the field guide*. Lewis Publishers. New York, EEUU, p. 84.
- Bautista-Zúñiga F., Reyna-Trujillo T., Villers- R. L. y Duran-Bazúa, C. (2000). *Mejoramiento de suelos agrícolas usando aguas residuales agroindustriales, Serie Química Ambiental de suelos*. México, D. F., UNAM. Facultad de Química. Programa de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental. 1:7-59.
- Bermúdez, R., Hoyos, J. y Rodríguez, S. (2000). *Evaluación de la disminución de la carga contaminante de la vinaza de destilería por tratamiento anaerobio*. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 16(3):103-107.
- Bermúdez, R. C., Rodríguez, S., Martínez, M de la C. y Terry, A. (2004). *Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuos líquidos para obtención de biogás*. Revista Tecnología Química. Cuba 23(2):37-44.
- Bernal, G. M. (1997). *Tratamiento anaerobio-aerobio a nivel laboratorio de aguas residuales de la industria alcoholera a partir de melazas de caña de azúcar aciduladas con HCl*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química, UNAM. México, D. F. México, p. 94.

- Bernal, M., Bribiesca, C., Hernández, Y., Castro, A. y Durán de Bazúa, C. (2001). *Efecto de la temperatura en tres reactores de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) sobre la remoción de materia orgánica y la producción de metano utilizando agua residual (vinaza)*. En XII CONGRESO NACIONAL DE INGENIERÍA SANITARIA Y CIENCIAS AMBIENTALES. FEMISCA. Guanajuato, Gto., México. Abril 17-20, 2002 (*R, *I: 10 pags.)
- Berón, G. (2006). *Usos alternativos de la vinaza de acuerdo con su composición química*. Revista Tecnicaña. 17(3):15-19.
- Bitton, G. (1994). *Wastewater microbiology*. Wiley-Liss, Inc. Nueva York, EEUU, pp. 229-245.
- Braga, P., Sperling, M., Braga, R. y Pena, T. (2005). *Control strategies for a combined anaerobic (UASB)-aerobic (activated sludge) waste water treatment system*. Environmental Technology. 26(12):1393-1401.
- Cadena, S. (2009). *Uso de los microorganismos eficaces EM y la vinaza como potencializadores de microorganismos biotransformadores de residuos de cosecha y fijadores de nitrógeno en el cultivo de la caña de azúcar*. Desarrollos Agroindustriales Ltda. Universidad Nacional de Colombia.
- Caldera, Y., Madueño, P., Griborio, A., Gutiérrez, E. y Fernández, N. (2003). *Efecto del tiempo de retención hidráulica en el reactor UASB tratando efluentes cárnicos*. Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad de Zulia, Venezuela. Maracaibo 4001-A, Edo. Zulia. Revistas Científicas y Humanísticas. 3(1):1-12.
- Campos, T. y Ríos, M. (1995). *Tratamiento aerobio de vinazas pretratadas anaerobiamente en un reactor de 300 litros*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. UNAM.
- Campos, T., Ríos, M., Luna, V. y Durán de Bazúa. (1995). *La caña de azúcar, su entorno ambiental parte I: Tratamiento de vinazas en una planta piloto en México en un reactor de biodiscos*. Universidad Nacional Autónoma de México. Programa de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental. Informe Técnico de Proyecto VIN-01-95. México, D.F. México.
- Castro, A. (1997). *Tratamiento anaerobio de lodos de purga de una planta de lodos activados*. Tesis maestría. Facultad de Química, UNAM. México, D.F. México, p. 216.

- Castro, A. y Durán de Bazúa, C. (2001). *Adaptación de biomasa anaerobia a un nuevo sustrato en un reactor anaerobio de lecho de lodos*. Rev. Tecnología Ciencia Ed. 16(1):49-55.
- Castro, A., Bernal, M. y Durán-de-Bazúa, C. (2004). *Tratamiento de vinazas de plantas destiladoras de alcohol usando consorcios microbianos anaerobios*. Rev. Bebidas Mexicanas, 13(3):12-14, 16-20, 22-25.
- Castro-Gonzalez, A. (2004). *Efecto de la temperatura en la actividad metanogénica y sulfatoreductora de consorcios microbianos en condiciones anaerobias*. Tesis de Doctorado. Facultad de Química, UNAM. México, D.F. México.
- Celis, L. (2000). *Papel de las bacterias metanogénicas y sulfato-reductoras en la competencia por acetato en un reactor de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB)*. Tesis de Maestría, Facultad de Química, UNAM. México, D.F. p. 86
- Chávez, M., Tajada, R. y Mejías, D. (2005). *Actividad enzimática del lodo granular en un reactor UASB tratandoo efluente lácteo*. Boletín Centro Investigaciones Biológicas. Universidad del Zulia. Venezuela. 39(3):293-299.
- Jih,C., Huang, J. y Huang, S. (2003). Process kinetics of up flow anaerobic sludge bed reactors treating inhibitory substrate. Water Environment Research. Water Environment Federation. 26(1):5-14.
- Chuang, P., Pai, T. y Horng, Y. (2005). *Biotreatment of sulfate-rich wastewater in an anaerobic/ micro-aerobic bioreactor system*. Review Environmental Technology. 26:993-1001.
- Conesa, F., Vitoral, V., Conesa, V., Conesa, L. y Garro, V. (2000). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. 3ª Edición, Ediciones Mundi-Prensa, México, D.F. México, pp. 200-205.
- Conil, P. (2006). *Manejo de vinazas: Metanización y compostaje, aplicaciones industriales*. Revista Tecnicaña. 17(3):26-30.
- Cortés, G., Bravo G., Aguilar, U. y Tovar, M. (2007). *Diversificación de la agroindustria azucarera mexicana*. Revista Ciencia y Desarrollo. México. 33(205):6-7.
- Cruz, R., Obregón, J. y Curbelo, I. (2002). *La vinaza de jugos de caña energética y su aplicación en los suelos cañeros*. Tesis presentada para opción del Grado Científico de Doctor en Ciencias Técnicas. UCLV. Santa Clara - Cuba. p. 147.

- Del Real, J., Prieto, F., Santos, E., Román, A. y Gordillo, A. (2007). *Factibilidad de un sistema de digestión anaerobia en el tratamiento de aguas de proceso de vinazas con microorganismos de rumiantes*. Rev. Tec. Ing. Univ. Zulia. Venezuela, Maracaibo. 30(2). Disponible en <http://www.scielo.org.ve/scielo.php?>
- Del Toro, A. (2001). *Tratamiento de vinazas por digestión anaeróbica tipo "down-flow"*. Tercer Taller Internacional de Producción de alcoholes (TIPAL 01). Abril. Matanzas, Cuba. Ponencia. pp. 1 – 6.
- Dogan, T., Ince, O. y Ayman, B. (2005). *Inhibition of volatile fatty acid production in granular sludge from UASB reactor*. Journal of Environmental Science and Health A. 4083 (3):633-644.
- Durán-de-Bazúa, C. (1974). *The effect of alcohol concentration on the kinetics of ethanol production by Saccharomyces cerevisiae*. Tesis de Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Universidad de California. Berkeley California EE.UU.
- Durán-de-Bazúa, C. (1994). *Tratamiento biológico de aguas*. Departamento de Alimentos y Biotecnología, División de Ingeniería y Programa de Ingeniería Química Ambiental, Facultad de Química, UNAM. México D.F. México, pp. 122-130.
- Fair, M., Geyer, C. y Okun, A. (1992). *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*. 4ª Edición, México D. F. Ed. Limusa. 2:603-609.
- Ferreira, S. E. y Montenegro, O. A. (1987). *Efeitos da aplicacao da vinhaca nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo*. Boletín Técnico COPERSUCAR. Piracicaba Brasil. pp. 1-7, 36.
- Gallegos-García, M., Celis, B. y Razo-Flores, E. (2010). *Competencia por sustrato durante el desarrollo de biomasa sulfatorreductora a partir de un lodo metanogenico en un reactor UASB*. Rev. Int, Contam. Ambient 26(2):12-19.
- García, G., Cárdenas, K., Sanabria, M., Castillo, L., Zérega, L. y Rodríguez, D. (2007). *Efecto de la fertilización con vinaza sobre el contenido relativo de clorofila y la morfoanatomía foliar de tres variedades de caña de azúcar (Saccharum officinarum L.)*. Rev. Fav. Agron. (LUZ). 24(1):124-129.
- García-Vaquero, E. y Ayuga, F. (1993). *Diseño y construcción de industrias agroalimentarias*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España, pp. 53, 56-59.

- García, A. y Rojas, C. (2006). *Posibilidades de uso de la vinaza de agricultura de acuerdo con su modo de acción en los suelos*. Revista Técnicaña. 17(9):3-13.
- García, A., Duarte, F. y Magaña, A. (1991). Crecimiento y finalización de cerdos con diferentes *niveles de vinaza*. Livestock Research for Rural Development. 3(1):1-5.
- Gharsallah, N., Khannous, L., Souissi, N. y Nasri, M. (2002). *Biological treatment of saline wastewaters from marine-products processing factories by a fixed-bed reactor*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology 77:865-870.
- Gutiérrez, H. y Reyes, A. (2003). *El mercado mundial del azúcar*. Revista de la Facultad de Ciencias Económicas de la UNMS, PE, Lima, Perú. 8(23):113-130.
- Hernández, A. (1992). *Depuración de aguas residuales*. 2a. Ed. revisada y ampliada. Colección Señor, (9):33-39,214, 764-806. Escuela de Ingenieros de Caminos de Madrid (UPM), Madrid España.
- Ince, O., Kolokirik, M., Ayman, N. e Ince, B. K. (2005). *Comparative evaluation of fullscale USAB reactors treating alcohol distillery wastewaters in terms of performance and methanogenic activity*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 80(2):137-144.
- Jih, G., Hang, S. y Ananny, Y. (2003). *Proces Kinetics of upflow anaerobic sludge bed reactors treating inhibitory substrate*. Water Environmental Research. 75(1): 5-14.
- Jiménez, R., Martínez, M., Espinoza, A., Noyola, A. y Durán de Bazúa, C. (1995). *La caña de azúcar, su entorno ambiental. Parte II. Tratamiento de vinazas en una planta piloto en México en un reactor anaerobio de lecho de lodos*. Informe Técnico de Proyecto VIN-01-95. GEPLACEA, CNIIAA, PIQAYQA-FQ-UNAM. Pub. Facultad de Química, UNAM.
- Jiménez, R. y Martínez, M. (1995). *Instalación y arranque de un reactor anaerobio en un tren anaerobio-aerobio de una planta piloto de tratamiento de vinazas*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química, UNAM. México D.F. México, p. 153.
- Leal, I., Chirinos, E., Leal, M. y Barrera, W. (2003). *Caracterización fisicoquímica de la vinaza del agave cocui y su posible uso agroindustrial*. Revista Multiciencias (Universidad del Zulia-Venezuela) 3(2):1-11.
- Lezcano, P. y Mora, L. (2001). *Las vinazas de destilería de alcohol contaminación ambiental o tratamiento para evitarlo*. VII Encuentro de Nutrición y Producción de Animales Monogástricos, Instituto de Ciencia Animal. La Habana, Cuba, pp. 48-52.

- Llanes, J., Toledo, J. y Lazo de la Vega, M. (2009). *Evaluación de la levadura de vinazas (torula) en la alimentación de alevines de Clarias gariepinus (Burchell, 1822)*. Rev. Zootecnia Trop. La Habana, Cuba. 27(1): 91-96.
- Longoria, R., Morales, A. y López, G. (2004). *La producción de la caña de azúcar, azúcar y etanol en el estado de Morelos*. Rev. Hypatia. 4(3):115-116.
- López-Fluza, J., Omil, F. y Méndez, R. (2003). *Anaerobic treatment of natural tannin extracts in UASB reactors*. Water Science and Technology. 48(6):157-163.
- Mariano, R. C. E. (2007). Comparación del desempeño de ciudades mexicanas en el manejo y control de agua no rentable. Rev. Ing. Hidráulica en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México, D. F., 22(4):75-86.
- Metcalf-Eddy. (1977). *Tratamiento y depuración de aguas residuales*. Editorial Labor. Primera edición. Barcelona, España, pp. 24-99, 120- 147.
- Meza, A., Briones, R. y Ilangovan, K. (1996). *Floculación-coagulación como pos tratamiento del efluente de un reactor anaerobio que trata vinazas tequileras*. Presentado en Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental 25 México, D.F. AIDIS. Consolidación para el desarrollo [t.2], pp. 1-7.
- Milagrosa, V., Vicente, N., Diáñez, F., De Cara, M. y Tello, C. (2007). *Vinazas y hongos del suelo*. Rev. Agroecología. 2:39-45.
- Narváez, M., Sánchez de Prager, M. y Menjivar, J. (2010). *Efecto de la aplicación de vinaza en las propiedades físicas y la actividad de deshidrogenasas en suelos cultivados con maíz dulce (Zea mays L.)*. Acta Agronómica [en línea] 2010, vol. 59 [citado 2012-0118]. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Valle de Cauca Colombia.
- Nemerow, L. y Dasgupta, A. (1998). *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. Madrid, España, pp. 195-197.
- Oaxaca-Grande, A. (1997). *Estudio comparativo para la determinación de la demanda química de oxígeno entre el método estándar de reflujos abierto y el método colorimétrico (rápido) de reflujos cerrados*. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Orizaba. Orizaba, Veracruz, México.
- Olguín, E., Sánchez, G. y Mercado, G. (2005). *Transferencia a productores de estrategias y tecnologías limpias para el manejo sostenible del agua en las agroindustrias tropicales*.

- 1er. Congreso Internacional de Casos Exitosos de Desarrollo Sostenible del Trópico.*
Boca del Río, Veracruz, México.
- Orozco, C., Pérez, A., González, M., Rodríguez, F. y Alfayate, J. (2003). *Contaminación ambiental. Una visión desde la química.* Primera edición. Madrid, España.
- Ortega, R. M. A. (2008). La hidrósfera. Rev. Nuestra Tierra. Hermosillo, Sonora, UNAM. Estación Regional del Noroeste. 9:15-25
- Pacheco, J. y Magaña, A. (2003). *Arranque de un reactor anaerobio.* Revista Académica, Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, México 7(1)21-25.
- Patidar, K. y Tare, V. (2004). *Influence of nutrients on biomass evolution in an upflow anaerobic sludge blanket reactor degrading Sulfate-laden organics.* Water Environment Reserarch. 76(7): 2620-2627.
- Perdigón, S., De la Cruz, R., Obregón, J. y Curbelo, I. (2005). *Las vinazas de los jugos de caña energética más miel final y su impacto sobre el medio ambiente en la destilería Paraíso de la Provincia de Santi Spíritus.* Revista Académica de Economía, ISSN 1696-8352. <http://www.eumed.net/cursecon/ecolat/cu/smpm2.htm>
- Pérez, E., Rodríguez, L. y Loyola, A. (1997). *Control automático de un reactor anaerobio basado en la relación de alcalinidades.* En Memorias del Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, 11, Zacatecas, 4 – 7 nov. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales; AIDIS. Descentralización en la gestión ambiental. FEMISCA. pp. 440 – 447.
- Piloto, L., Mederos, M., Almaguel, E. y Cruz, E. (2009). *Utilización de levadura torula de vinaza como fuente de proteínas y vitaminas del complejo B en la alimentación de cerdos en crecimiento-ceba.* Revista Computarizada de Producción Porcina 16(2):127-130.
- Quintero, D. R., Silva, F., Cadena, S., Carlos, O. y Briceño, B. (2006). *Proyecto de investigación sobre uso y manejo de vinazas.* Centro de Investigación de la Caña de Azúcar de Colombia. CENICAÑA. Cali, Colombia. pp. 1- 11
- Quintero, R. (2004). *Perspectivas acerca del uso y manejo de vinazas aplicadas al suelo.* En: *Memorias del Encuentro sobre vinaza, potasio y elementos menores para una agricultura sostenible.* Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo (SCCS). Palmira, Colombia, 13-14 mayo.

- Ramírez, C. (1992). *Tratamiento de aguas residuales industriales*. UAM Unidad Azcapotzalco. Edit. Reverté, Barcelona pp. 124-131.
- Ramalho, R. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Ed. Reverté 1ªed. En español. México D.F., pp. 493-497,503-505,518-521.
- Rigola, M. (1999). *Tratamiento de aguas industriales*. Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V. México. D.F. pp. 468-497.
- Rodríguez, J. (2005). *Arranque y operación de reactores anaerobios*. Universidad del Valle, Cali-Colombia. pp. 1-14.
- Rodríguez, A., Letón, P., Rosal, R., Dorado, M., Villar, S. y Sanz, J. (2009). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Alfaomega Grupo Editor, S. A. de C.V. México. D.F., pp. 34-41.
- SAGARPA. (2010). *Bases técnicas para el fomento a la producción de biocombustibles en el país a partir de caña de azúcar*. Poder Ejecutivo Federal. México, D.F., pp. 119.
- Scragg, A. (1999). *Biotecnología medioambiental*. Ed. ACRIBIA, S.A. Pearson Education Limited. Traducido por Pueyo, J.P. Zaragoza, España. pp. 89-95.
- Sánchez, A. (2003). *Sistema de tratamiento anaerobio de los efluentes de una cervecería*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. UNAM. Cuautitlán, Edo. de México.
- Santos, M., Martín, F., Carretero, F., García, M., De Cara, M. y Tello, C. (2001). *Efecto de la aplicación de vinaza de vino como biofertilizante y en el control de enfermedades en el cultivo de pepino*. En VIII Encuentro de Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. Almería, Venezuela, pp. 58-64.
- SEDUE y PEISA CONSULTORES (1991). *Proyecto tipo mediante el proceso de digestores anaerobios de flujo ascendente con medio empacado para el tratamiento de aguas residuales municipales para diferentes capacidades*. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología y PEISA Consultores, S.A. de C.V. México, D.F., pp. 6-32.
- SEDUE. (1985). *Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación del Agua. Planteamiento y análisis para incrementar el costo del azúcar y alcohol proveniente de ingenios azucareros, por construcción de plantas para el control de contaminación*. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Poder Ejecutivo Federal. México, D.F. México, p.9.

- Seoáñez, M. (1998). *Ecología industrial: Ingeniería medio ambiental aplicada a la industria y a la empresa*. Manual para responsables del medio ambientales. Ediciones Mundi-Prensa México. D.F. 2a. edición pp. 257-265.
- Seoáñez, M. (2000). *Residuos problemática, descripción, manejo, aprovechamiento y destrucción*. Manual para políticos, técnicos, enseñantes y estudiosos de la ingeniería del medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. Barcelona-México, pp. 263-265.
- Solís, C. (1997). *Sistema reactor UASB-Laguna primaria*. Eficiencia cinética. Proyecto CONACYT Clave 468100-5-4049. México D.F., México, pp. 229-241.
- Suraraksa, B., Nopharatona, A., Chairasert, P., Bhumiratana, S. y Tanticharoen, M. (2003). *Effect of substrate feeding concentration on initial biofilm development in anaerobic hybrid reactor*. AJSTD 20(3-4):361-372.
- UNC. (2005). *Estadísticas de la caña de azúcar. 1996-2005*. Unión Nacional de Cañeros. México. <http://www.caneros.org.mx/principal.html>
- UNC. (2010). *Estadísticas de la Caña de Azúcar. 2010-2011*. Unión Nacional de Cañeros. México, D.F., México. http://www.caneros.org.mx/site_caneros/estadísticas/infozafra/20100710.pdf
- Vázquez, A. y Valdez, E. (1994). *Impacto Ambiental Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*. Primera edición. Facultad de Ingeniería. UNAM. México D.F., pp. 235-265.
- Winkler, M. (1994). *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Surrey. Ed. Limusa 1ª edición. México, D.F., pp. 309-323.
- Xu, H., Aryuk, S., Zhang, Y., Chen, G., Pieters, J. y Varstraete, W. (2004). *Stimulation of methanogenesis in a laboratory scale UASB reactor treating domestic sewage by (Fe) application*. Environmental Technology. 25:613-619.

PÁGINAS DE INTERNET

- www.inegi.gob.mx/est/contenidos/espanol/rutinas/ept.asp?t=mambio2&c=5827 (2007)
- <http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Directorio/Default.aspx> (2007)
- www.fao.org/DOCREP/006/Y5062S/y5062s08.htm(2008)
- www.sagan-gea.org/hojared-AGUA/paginas/8agua.html (2011)

Anexo 1

Registros de valores de pH

Tabla A.1. Registros de valores de pH

Fecha	pH Alimentación	pH			
		35°C	45°C	55°C	65°C
09/03/2005	6,8	8,1	5,2	6,1	5,2
14/03/2005	6,8	8,2	7,1	7	7,9
15/03/2005	6,8	8,4	6,3	8,2	7,3
17/03/2005	6,8	8,4	5,4	5,3	6,1
18/03/2005	6	8,4	6,6	5,4	6
23/03/2005	6,5	5,7	5,5	5,6	5,4
28/03/2005	6,6	8,3	7	5,5	7,1
29/03/2005	6,8	7,1	7,2	5,6	7,1
31/03/2005	6,5	6,5	6,7	6,9	7,2
02/04/2005	6,9	7,2	7,7	6,6	7,2
07/04/2005	6,2	7,5	7,8	5,9	7,6
13/04/2005	6,2	7,9	6,1	6,6	7,7
21/04/2005	6,5	7,6	7,2	7	7
26/04/2005	6,2	8,3	7,7	6,5	6
03/05/2005	6,4	8,6	6,9	5,6	5,9
05/05/2005	7,5	8	7,4	6,8	6,1
09/05/2005	7,5	8	6,7	6,3	5,9
19/05/2005	7,2	7,9	6,7	7,2	6,7
24/05/2005	7,7	8,1	7	7,1	6,9
29/05/2005	6	8	7,9	8,2	7,7
01/06/2005	6,4	7	7,7	7,9	7,7
02/06/2005	6,9	8	7,7	7,8	7,5
06/06/2005	5,8	8	8,3	8,5	8,1
09/06/2005	6,8	8,2	8,4	8,4	7,9
14/06/2005	6,1	8,4	8,1	8,3	7,9
15/06/2005	6	8	8,3	8,3	7,9
23/06/2005	6,9	8,4	7,6	7,4	7,4
24/06/2005	6,6	8,3	7,6	7,8	7,8
27/06/2005	6,6	8,7	8	8,4	8,1
28/06/2005	7,1	8,7	8,4	8,6	8,4
29/06/2005	7,3	8	8,6	8,6	8,6
06/07/2005	7,8	8	8,4	8,1	9
08/07/2005	7,4	8,3	8,2	7,7	7,8
13/07/2005	6,9	8	7,8	8	7,6
20/07/2005	6,6	8,1	7,9	5,5	7,5
25/07/2005	6,6	8,1	7,5	5,4	5,5
29/07/2005	6,9	7,8	8	5,2	5,5
01/08/2005	6,9	7,3	7,2	5,2	5,3

Tabla A.1. Registros de valores de pH (Cont...)

Fecha	pH Alimentación	pH			
		35°C	45°C	55°C	65°C
08/08/2005	6,5	6,6	5,5	4,7	4,5
09/08/2005	6,5	5,6	5,3	4,7	4,6
10/08/2005	6,7	5,2	4,8	6,9	4,6
11/08/2005	6,6	5,2	5,4	6,1	5,4
02/09/2005	6,6	5,3	5,9	4,9	5
05/09/2005	6,1	5,5	5,3	5,5	5,5
12/09/2005	6,6	6,5	5,5	5,8	5,3
14/09/2005	6,6	5,5	5,3	5,7	5,2
21/09/2005	6,6	6	5,4	6,5	5,2
22/09/2005	6	5,3	5,4	6	5
26/09/2005	6,6	5,4	5,7	6,5	5,3
30/09/2005	6,7	5,4	5,4	5,4	5,2
04/10/2005	6,9	5,9	5,3	5,9	6,2
05/10/2005	6,9	5,3	5,4	5,3	6,2
06/10/2005	6,4	5,3	5,3	5,4	5,2
07/10/2005	6,3	5,2	5,3	5,3	5,1
10/10/2005	6,4	5,4	5,3	6,2	6,6
11/10/2005	6,9	5,2	5,5	5,4	5,1
13/10/2005	6,6	6	5,6	6,4	5,9
19/10/2005	6,7	5,2	5,4	5,4	5,2
20/10/2005	6,1	5,1	5,4	5,4	5,3
21/10/2005	6,2	5,2	5,4	6	5,3
26/10/2005	4,9	5,1	5,4	6,3	5,7
27/10/2005	5,1	5	5,4	5,3	5,1
31/10/2005	5,3	5,2	5,7	5,8	5,8
03/11/2005	5,5	5,1	5,2	5,4	5,6
07/11/2005	5,5	5,2	5,2	5,7	6
08/11/2005	5,1	5,3	5,3	5,3	5,3
09/11/2005	5	5,3	5,3	5,3	5,3
11/11/2005	4,3	5,1	5,1	5,2	5,2
14/11/2005	4,8	5	5	5,7	5
15/11/2005	4,8	5,1	5,4	5,2	5,2
17/11/2005	5,2	5,1	5,3	5,3	5,1
18/11/2005	4,8	5,1	5,2	5,6	5,1
21/11/2005	5,7	5,1	5,2	5,5	5,5
22/11/2005	5,4	5,3	5,4	5,4	5,8
23/11/2005	6,4	5,3	5,4	5,4	5,4
24/11/2005	6,3	5,2	5,3	5,2	6
25/11/2005	6,3	5,1	5,2	5,2	5,2

Tabla A.1. Registros de valores de pH (Cont...)

Fecha	pH Alimentación	pH			
		35°C	45°C	55°C	65°C
28/11/2005	6,5	5,5	5,1	5,6	5,4
29/11/2005	6,9	5,7	5,2	5,5	5
01/12/2005	6,9	5,1	5,3	5,3	5,9
05/12/2005	6,4	5,7	5,2	5,6	7,3
06/12/2005	6,2	5,1	5,2	5,1	5
07/12/2005	6,6	5,1	5,2	5,1	6,2
08/12/2005	6,9	5,7	5,3	5,2	5
13/12/2005	5,4	7	6,2	6	5,2
14/12/2005	5,4	5,6	5,3	5,5	5,2
15/12/2005	6,8	5,4	5,3	5,5	5,1
17/12/2005	5,6	6,2	5,4	5,6	7,5
19/12/2005	5,3	5,9	6,4	6	5,5
20/12/2005	5,3	5,6	5,9	5,9	5,4
21/12/2005	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4
02/01/2006	5,4	5,2	5,2	5,2	5,3
05/01/2006	5,3	5,2	5,3	5,3	5,3
06/01/2006	5,2	5,2	5,1	5,2	5,2
11/01/2006	5,2	5,2	5,2	5,4	5,3
13/01/2006	5,2	5,1	5,2	5,3	5,1
16/01/2006	5,2	5,2	5,2	5,5	5,4
18/01/2006	5,2	5,2	5,2	5,5	5,2
23/01/2006	5,2	5,4	5,4	5,5	5,4

Anexo 2

Registros de valores de la
demanda química de oxígeno
(DQO)

Tabla A.2. Registros de valores de DQO

FECHA	Alimentación (mgL⁻¹)	RALLFA 35°C (mgL⁻¹)	RALLFA 45°C (mgL⁻¹)	RALLFA 55°C (mgL⁻¹)	RALLFA 65°C (mgL⁻¹)
09/03/2005	8607,49	2785,53	1535,25	nd	nd
11/03/2005	8607,49	1995,88	638,66	1049,94	860,75
17/03/2005	8607,49	3277,8	1029,5	997,2	nd
20/03/2005	8607,49	1888,95	613,98	1033,49	737,37
02/04/2005	17209,143	7209,1425	3260,865	3918,913	2685,075
07/04/2005	17209,143	7620,4225	3507,633	4412,448	3343,123
10/04/2005	17209,143	8607,492	5728,54	nd	6715,608
21/04/2005	17209,143	8360,7225	5399,515	6057,563	nd
26/04/2005	26098,608	10170,3523	7949,445	7538,168	7373,655
05/05/2005	25980,608	8442,98	8525,235	7784,935	nd
09/05/2005	26098,608	8824,48	11950,48	12937,48	8824,48
11/05/2005	26098,608	4330,19	5325,005	3096,355	nd
14/05/2005	26098,608	4905,983	5399,518	4905,983	5564,028
19/05/2005	26098,608	11024,2	9560,6	nd	9744,2
23/05/2005	33035,48	11737,2	10227,13	10305,3	10351,7
30/05/2005	33035,48	6386,585	5317,26	5564,028	4823,725
31/05/2005	33035,48	15076	12115	10634,48	12115
01/06/2005	34082,42	17620,423	13507,633	14421,754	13122,343
04/06/2005	33035,48	12309	9841,328	10992,91	9841,328
09/06/2005	33035,48	14036,373	10663,888	14905,983	16633,353
12/06/2005	33035,48	14941,188	12638,025	10417,12	13049,305
19/06/2005	40347,465	14434,4	13159,8	13273,1	13024,7
23/06/2005	40347,465	15415,2	14226,13	14352,3	13996,7
27/06/2005	40347,465	15905,6	14759,33	15026,3	14482,7
04/07/2005	40347,465	17009	15959,03	16106	15576,2
13/07/2005	40347,465	13131,56	15846	16586,303	18889,465
20/07/2005	47659,45	23907,618	17573,775	18560,87	15188,305
25/07/2005	46749,19	21762,513	24521,268	20508,533	18000,573
01/08/2005	47659,45	20196,6	19424,83	19613,4	18735,2
08/08/2005	47659,45	21010,126	19839,745	21010,123	18334,968
11/08/2005	46984,23	21422,6	20757,83	20962,4	19950,5
02/09/2005	47659,45	21010,126	19839,745	21010,123	18334,968
05/09/2005	47659,45	24487,6	24090,33	24334,9	nd
12/09/2005	48359,12	25345,8	25023,5	25279,2	23838,2
14/09/2005	47659,45	16997,39	17080,99	17916,975	19503,348
21/09/2005	47659,45	26449,2	23557,15	nd	24931,7

n.d.: no determinado

Tabla A.2. Registros de valores de DQO (Cont...)

FECHA	Alimentación (mgL⁻¹)	RALLFA 35°C (mgL⁻¹)	RALLFA 45°C (mgL⁻¹)	RALLFA 55°C (mgL⁻¹)	RALLFA 65°C (mgL⁻¹)
26/09/2005	46526,3	19254,553	19756,145	19923,343	22765,695
30/09/2005	47659,45	27552,6	27422,86	27707,4	26025,2
06/10/2005	48059,95	28288,2	28222,63	28516,8	26754,2
11/10/2005	47659,45	27530,818	21929,71	29191,3	23768,88
19/10/2005	54959,45	39569,495	39932,495	39661,445	39932,495
26/10/2005	55003,8	41753,202	41025,3	41662,215	41480,24
03/11/2005	54959,45	38022,702	40024,435	37567,762	35657,017
11/11/2005	54749,45	40570,36	42026,165	40206,405	37476,775
14/11/2005	54959,45	33069,6	33421,35	33777,9	31249,7
17/11/2005	54959,45	33437,4	33821,25	34317,5	31857,2
21/11/2005	55322,15	33927,8	34354,43	34722,2	33558,2
21/11/2005	54959,45	34295,6	34754,35	35129,6	32707,7
28/11/2005	54959,45	33560	35287,53	35666,5	33193,7
06/12/2005	54959,45	35766,8	36353,95	36745,7	34165,7
13/12/2005	54959,45	36625	37287	38094,7	35016,2
02/01/2006	54959,45	39077	39953,05	40388	37932,2
06/01/2006	54959,45	39567,4	41819,23	42276,6	37446,2
11/01/2006	54959,45	40180,4	42485,73	41602,1	38539,7
19/01/2006	54959,45	42387,2	43552,13	42681,3	39511,7
24/01/2006	54959,45	41774,2	44218,66	43355,8	40119,2

n.d: no determinado

Anexo 3

Registros de valores de sólidos totales (ST)

Tabla A.3. Registros de valores de ST

Fecha	Alimentación (mgL ⁻¹)	RALLFA 35° C (mgL ⁻¹)	RALLFA 45° C (mgL ⁻¹)	RALLFA 55° C (mgL ⁻¹)	RALLFA 65° C (mgL ⁻¹)
17/03/2005	2680	1790	2300	2700	900
31/03/2005	4980	2780	4770	4040	3740
02/04/2005	2970	4050	3960	4020	3770
21/04/2005	7970	4690	5060	2790	5170
26/04/2005	4460	4040	2430	nd	5230
03/05/2005	9800	9790	5290	6280	nd
05/05/2005	8560	4560	7380	6280	6590
09/05/2005	8560	4560	5400	4490	6590
11/05/2005	4250	nd	4370	4310	nd
12/05/2005	6340	6340	5050	4100	4430
23/05/2005	6550	6550	4220	5040	6720
30/05/2005	8440	6440	nd	4650	nd
31/05/2005	8660	6460	5130	4840	6370
01/06/2005	9000	6660	5100	4640	6340
02/06/2005	9080	7270	5670	5330	nd
10/06/2005	10930	7490	6430	5810	4480
19/06/2005	9800	9420	8110	8370	7570
23/06/2005	13070	13070	8270	8570	7930
24/06/2005	12890	12890	8260	8600	8200
04/07/2005	18450	9880	10430	10030	8610
09/07/2005	27380	12210	14990	15840	13310
20/07/2005	28810	18000	21960	24830	23980
25/07/2005	55160	18720	24480	45300	27100
27/07/2005	44460	24840	27980	31120	34060
01/08/2005	52840	43180	46280	45600	47280
08/08/2005	53780	37980	40580	48840	46340
10/08/2005	50780	39720	43800	68180	44820
02/09/2005	24720	23360	21410	24070	20530
05/09/2005	49390	30977	34720	43750	36560
22/09/2005	50650	31677	35600	44900	37520
26/09/2005	51910	32377	36490	46060	38480
30/09/2005	53232	33077	37830	47220	39450
04/10/2005	55530	34305	38900	49240	41140
11/10/2005	56060	34655	40690	49800	41620
13/10/2005	57960	35700	41800	50110	43000
18/10/2005	59540	36580	43100	53000	43550

n.d.: no determinado

Tabla A.3. Registros de valores de ST (Cont...)

Fecha	Alimentación n (mgL⁻¹)	RALLFA 35° C (mgL⁻¹)	RALLFA 45° C (mgL⁻¹)	RALLFA 55° C (mgL⁻¹)	RALLFA 65° C (mgL⁻¹)
24/10/2005	60180	36930	43570	53580	44760
26/10/2005	57890	38330	44000	55890	46690
03/11/2005	59000	39030	44890	56180	47660
07/11/2005	60180	39730	45780	58200	46450
11/11/2005	61060	40250	46440	59000	49300
14/11/2005	61950	40780	47540	58490	50070
17/11/2005	63130	41480	48000	61090	51040
21/11/2005	64000	42000	48650	61900	51760
24/11/2005	65950	42700	49535	63110	52730
28/11/2005	66080	43230	50640	63900	53450
01/12/2005	67550	44110	51300	65400	54000
06/12/2005	69620	45300	52850	67450	56350
13/12/2005	71390	46380	54160	63400	57800
19/12/2005	75520	48830	57270	73230	61180
02/01/2006	76700	49530	58150	74380	58760
06/01/2006	78170	50405	59260	75830	59970
11/01/2006	78760	50750	59680	62530	63830
13/01/2006	79650	51280	60360	73519	64560
16/01/2006	80540	50800	61000	75250	65280
19/01/2006	82000	52600	62130	77560	66490
23/01/2006	82600	53030	62574	75540	66970

n.d: no determinado

Anexo 4

Registros de valores de sólidos volátiles (SV)

Tabla A.4. Registros de valores de SV

FECHA	Alimentación (mgL⁻¹)	RALLFA 35°C (mgL⁻¹)	RALLFA 45°C (mgL⁻¹)	RALLFA 55°C (mgL⁻¹)	RALLFA 65°C (mgL⁻¹)
17/03/2005	1100	1148	1530	140	210
31/03/2005	5310	140	3050	1270	2360
02/04/2005	790	3450	2520	2830	2510
21/04/2005	6510	2490	3390	nd	3470
26/04/2005	6940	4180	3600	3980	4030
03/05/2005	7190	5110	3290	nd	nd
05/05/2005	5220	3050	3930	4420	nd
09/05/2005	2520	3050	3930	4420	nd
11/05/2005	nd	5210	2880	2740	nd
12/05/2005	3110	nd	3280	2700	nd
23/05/2005	3140	4340	3250	3210	2900
30/05/2005	3350	4420	3690	3730	2490
31/05/2005	6460	4800	3470	2890	nd
01/06/05	5440	4200	3290	3160	2290
02/06/05	6090	4950	3510	3190	2370
10/06/05	6410	4400	3370	3890	nd
19/06/05	6830	5150	4310	4000	3170
23/06/05	5060	5950	6050	5140	4810
24/06/05	6110	7990	4900	5320	4900
04/07/05	6950	8150	6290	5600	5280
09/07/05	11590	6430	6860	6260	5780
20/07/05	16270	7530	9110	9550	8260
25/07/05	17330	9760	11840	13860	13190
27/07/05	12240	13420	16760	18540	15880
01/08/05	30640	14700	17100	19940	23020
08/08/05	39060	27380	45160	31740	33600
10/08/05	39940	24760	23420	34080	33320
02/09/05	36180	25120	28600	42160	30540
05/09/05	17840	15680	14390	16790	14510
22/09/05	31460	19690	17690	27060	23020
26/09/05	32240	20100	18170	27780	23320
30/09/05	33020	20520	18650	28500	24220
04/10/05	33800	20930	19130	29220	24820
11/10/05	35170	21650	19790	30480	25870
13/10/05	35550	21850	20210	30840	26180
18/10/05	36730	22480	20930	31920	26320

n.d.: no determinado

Tabla A.4. Registros de valores de SV (Cont...)

FECHA	Alimentación (mgL⁻¹)	RALLFA 35° C (mgL⁻¹)	RALLFA 45° C (mgL⁻¹)	RALLFA 55° C (mgL⁻¹)	RALLFA 65° C (mgL⁻¹)
24/10/05	37700	22990	21530	32820	27000
26/10/05	38090	23190	21770	31380	28120
03/11/05	39650	24020	22370	34620	29320
07/11/05	40430	24430	23210	35340	29920
11/11/05	41210	24840	23690	36060	30520
14/11/05	41800	25150	24050	36060	30670
17/11/05	42380	25460	24410	37140	31420
21/11/05	43160	25460	24890	37860	32020
24/11/05	43750	26180	25250	38220	32470
28/11/05	44525	26590	25730	39120	33000
01/12/05	45110	26900	25490	39660	33520
06/12/05	46000	27410	26690	40560	34270
13/12/05	47450	28140	27530	41820	35560
19/12/05	48620	28340	28250	42900	36220
02/01/06	51350	30190	29930	43260	36520
06/01/06	52130	30600	30050	46140	38900
11/01/06	53100	31120	31010	47000	39670
13/01/06	53490	30710	31250	47220	39970
16/01/06	54080	31630	31610	47940	40420
19/01/06	54670	31940	31970	48480	39810
23/01/06	55650	32250	32570	49380	38620

n.d: no determinado

Anexo 5

Registros valores teóricos de
producción de metano (CH₄)

Tabla A.5. Registros de valores teóricos de producción de metano

Fecha	RALLFA			
	35°C	45°C	55°C	65°C
09/03/2005	1,554	0,891	n.d.	n.d.
11/03/2005	1,114	0,37	0,631	0,533
20/03/2005	1,054	0,356	0,621	0,457
31/03/2005	4,023	1,893	2,354	1,663
07/04/2005	4,252	2,035	2,65	2,07
10/04/2005	4,803	3,325	n.d.	4,159
25/04/2005	4,667	3,141	3,368	n.d.
29/04/2005	5,675	4,614	4,527	4,566
06/05/2005	4,711	4,948	4,676	n.d.
08/05/2005	4,924	6,936	7,77	5,464
10/05/2005	2,416	3,091	1,859	n.d.
14/05/2005	2,738	3,133	2,946	3,445
26/05/2005	3,564	3,086	3,342	2,987
27/05/2005	8,413	7,031	6,387	7,502
02/06/2005	9,832	7,839	8,662	8,125
04/06/2005	6,869	5,712	6,602	6,094
09/06/2005	7,833	6,189	8,952	10,299
12/06/2005	8,338	7,335	6,256	8,08
13/07/2005	7,328	9,196	9,962	11,696
20/07/2005	13,341	10,199	11,148	9,405
27/07/2005	12,144	14,232	12,317	11,146
08/08/2005	11,724	11,515	12,619	11,353
02/09/2005	11,724	11,515	12,619	11,353
14/09/2005	9,485	9,914	10,761	12,076
26/09/2005	10,745	11,466	11,965	14,096
11/10/2005	15,363	12,728	n.d.	14,718
19/10/2005	22,081	23,176	23,821	24,726
26/10/2005	23,299	23,81	25,022	25,684
03/11/2005	21,218	23,229	22,563	22,079
11/11/2005	22,639	24,391	24,148	23,205
13/03/2006	20,456	23,124	23,765	20,163

n.d: no determinado