

23
24.



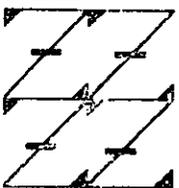
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

ANALISIS DEL PROCESO DE DIGESTION
ANAEROBIA ACELERADA PARA LA
ESTABILIZACION DE LA FRACCION ORGANICA
DE LOS RESIDUOS SOLIDOS MUNICIPALES

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A :
RAUL LOPEZ GAONA

UNAM
FES
ZARAGOZA



LO HUMANO ES
DE NUESTRA REFLEXION

ASESOR: I.O. J. BENJAMIN RANGEL GRANADOS.

MEXICO, D. F.

1998.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

266716



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

JEFATURA DE LA CARRERA
DE INGENIERIA QUIMICA

OFICIO: FESZ/JCIQ/0030/98

ASUNTO: Asignación de Jurado

C. RAUL LOPEZ GAONA

Presente

En respuesta a su solicitud de asignación de jurado para el Examen Profesional, le comunico que la Jefatura a mi cargo ha propuesto la siguiente designación:

Presidente: M. en C. Alberta L. Castillo Granada
Vocal: I.Q. José Benjamín Rangel Granados
Secretario: I.Q. Gonzalo Rafael Coello García
Suplente: I.Q. José Antonio Zamora Plata
Suplente: I.Q. Gabriel Cruz Zepeda

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
México, D.F., 11 de Agosto de 1998

EL JEFE DE LA CARRERA

I.Q. MAGIN ENRIQUE JUAREZ VILLAR

Irm

Dedicatorias

A mi padre Raúl López Vázquez

A mi madre Ignacia Gaona de López

A la Memoria de mi abuela Juana Díaz

Y a mi abuela Soledad Vázquez

Las palabras que yo podría escribir aquí no me serían suficientes para expresar todo mi agradecimiento, por enseñarme a trabajar, a vivir y luchar por todo lo que yo he querido. Sólo una: "Gracias".

Agradecimientos

Mi principal agradecimiento es a Dios.

A mis hermanos, por ser una familia, Fidel, Enrique, America, Gonzalo y Luis Antonio.

A todos mis maestros y escuelas, ya que tanto vale el primer paso como el último. En especial a mi asesor el Ing. J. Benjamín Rangel Granados y al H. Jurado.

A mis amigos, un corazón grande tiene cerca hasta lo que está lejos...

A todas las personas con las que he convivido, porque su compañía me ha hecho lo que soy: ¡Un Ingeniero Químico!

“Los jóvenes no saben que la experiencia es una derrota, y que es necesario perderlo todo para saber un poco”

Albert Camus.

INDICE

Índice de gráficas y figuras.....	4
Índice de tablas.....	4
Abreviaciones.....	6
Nomenclatura.....	7
Letras griegas.....	8
Subíndices.....	8
RESUMEN.....	9
HIPÓTESIS.....	12
OBJETIVOS.....	12
CAPÍTULO 1	
EL PROBLEMA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES.....	13
1.1 Antecedentes.....	14
1.2 Residuos Sólidos Municipales (RSM).....	14
1.3 Clasificación de los Residuos Sólidos.....	15
1.4 El problema de los Residuos Sólidos Municipales en México.....	20
1.4.1 El caso particular de la Ciudad de México y la Zona Metropolitana.....	22
1.4.2 Nivel Nacional.....	23
1.5 Problemas involucrados en el manejo de los RSM.....	24
1.5.1 Problemas operativos.....	24
1.5.2 Problemas Financiero-Administrativos.....	24
1.6 Proyecto de Residuos sólidos I y II (SEDESOL, 1996).....	25
1.7 Aspectos ambientales en el manejo integral de los residuos sólidos.....	27
1.7.1 Problemática genérica y sus efectos.....	27
1.7.2 Alternativas ambientales de solución sobre el problema de los RSM.....	29
1.7.3 Aspectos normativos.....	30
1.8 Aspectos sociales en el manejo integral de los residuos sólidos.....	31
1.9 El caso de la Ciudad de México.....	33
CAPÍTULO 2	
PROCESOS Y OPCIONES TECNOLÓGICAS PARA EL TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES EXISTENTES.....	35
2.1 Separación de RSM.....	36
2.1.1 Separación en la fuente.....	36
2.1.2 Separación posterior.....	37
2.2 Almacenamiento temporal y definitivo.....	38
2.2.1 El Relleno sanitario.....	39
2.3 Transformación Química y Biológica.....	40
2.3.1 Métodos Químicos.....	41
2.3.2 Métodos Biológicos.....	43
2.4 El método seleccionado.....	45

CAPÍTULO 3

DIGESTIÓN ANAEROBIA	47
3.1 Antecedentes	48
3.2 Definición de Digestión Anaerobia.....	49
3.3 Fuente del sustrato.....	50
3.4 Descomposición de los RSM en los sitios de disposición final.....	52
3.5 Microbiología.....	52
3.5.1 Hidrólisis.....	53
3.5.2 Acidogénesis.....	56
3.5.3 Metanogénesis.....	58
3.6 Cultivo Continuo vs. Cultivo Bacth.....	60

CAPÍTULO 4

DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES.....	61
4.1 Antecedentes.....	62
4.2 Principales factores que afectan el proceso de DA.....	62
4.2.1 Temperatura.....	62
4.2.2 pH.....	64
4.2.3 Potencial REDOX.....	65
4.2.4 Propiedades inherentes al sustrato utilizado.....	66
4.2.4.1 Propiedades físicas.....	66
4.2.4.2 Propiedades químicas.....	68
4.2.5 Propiedades determinadas en la fase líquida en un sistema de DA.....	72
4.3 Modelos para determinar la eficiencia de metano de los RSM.....	81
4.3.1 Relación entre la composición de los RSM y el Potencial Bioquímico de Metano (PBM, ó Biochemical Methane Potential, BMP) (Owens, 1993).....	81
4.3.2 Modelo de biodegradabilidad de los componentes orgánicos de los RSM (Peres, 1992).....	84
4.3.3 Modelos estequiométricos (EPA, 1986).....	86
4.3.4 Modelos microbiológicos (Lee, 1993).....	90
4.2.4.1 Modelado del proceso con la cinética de Monod (Kayhanian, 1996).....	91
4.2.4.2 Modelado del proceso utilizando cinética de primer orden (Kayhanian, 1996).....	92
4.2.4.3 Modelo del paso difusional (Cechi, 1992).....	94
4.2.4.4 Otros modelos cinéticos (Negri, 1993).....	95
4.4 Productos terminales del proceso de DA de RSM.....	99
4.4.1 Biogas.....	99
4.4.2 Líxiviado.....	108
4.4.3 El residuo sólido estabilizado.....	109
4.4.3.1 Determinación de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (Kayhanian, 1996a).....	112
4.4.3.2 Características Agronómicas (Kayhanian, 1996a).....	113
4.5 Parámetros de Operación de un Digestor.....	113
4.5.1 Mezclado (Díaz, 1997).....	114
4.5.2 Velocidad de Carga Orgánica (Cechi, 1992).....	115
4.5.3 Tiempo de detención o Tiempo de Retención Hidráulico.....	116
4.5.4 Requisitos de calentamiento.....	118
4.6 Parámetros de diseño.....	119

CAPÍTULO 5

PROCESOS DESARROLLADOS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA PARA TRATAR RSM.	121
5.1 Antecedentes.....	122
5.2 Proceso Valorga (De Lados, 1997).....	124
5.3 Proceso Dranco (Six, 1992).....	125
5.4 Proceso BTA (Che. Eng., 1993).....	127
5.5 Proceso RefCoM (Pfefer, 1992).....	128
5.6 Proceso Kompogas (Wellinger, 1992).....	132
5.7 Proceso SEBAC (O'Keefe, 1993 y Chynoweth, 1992).....	135
5.8 Proceso Biocel (Tem Brumeler, 1992).....	140
5.9 Otros procesos (Chem. Eng., 1993).....	141
5.10 Comparación de los procesos reportados.....	142

CAPÍTULO 6

CASO DE ESTUDIO.	144
6.1 Planta industrializadora de San Juan de Aragón.	145
6.2 Descripción del proceso.	148
6.2.1 Las etapas del proceso serán:	149
6.2.2 El equipo necesario para llevar a cabo el proceso son:	149
6.3 Principales parámetros de operación.	149
6.3.1 Temperatura.....	150
6.3.2 Relación carbono/nitrógeno.	150
6.3.3 Concentración de los sólidos en la alimentación.	150
6.3.4 pH.....	151
6.4 Definición del caso de estudio.	151
6.5 simulación de la digestión del los RSM.....	152
6.5.1 Simulación de la remoción de Sólidos Volátiles utilizando el modelo de la cinética de Monod.....	153
6.5.2 Simulación de la remoción de sólidos volátiles utilizando el modelo cinético de primer orden.....	162
6.6 Análisis de los resultados de la simulación del proceso.	166
6.6.1 Resultados obtenidos con la cinética de Monod.....	166
6.6.2 Resultados obtenidos con el modelo de primer orden.	167
6.7 Integración de resultados.	168
6.7.1 Balance de masa del digestor.	168
 CONCLUSIONES.	 172
BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	174
BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.....	177

Índice de gráficas y figuras.

Gráfica 1.1 Generación de los RSM por fuente.	18
Figura 1.1 Regionalización de la República Mexicana para la atención De los RSM	19
Gráfica 1.2 Composición promedio de los Residuos Sólidos Municipales para 1997	21
Figura 3.1 Relación entre las tres fases de la Digestión Anaerobia	55
De Residuos Sólidos Municipales	55
Figura 4.1 Cambios en parámetros indicadores seleccionados durante las fases de estabilización en un relleno sanitario	79
Figura 4.2 Parámetros de caracterización de los digestores anaerobios	80
Figura 4.3 Diagrama esquemático para un reactor de mezclado completo continuo.....	93
Figura 4.4 Concepto de regiones de inflamabilidad y autoignición para una sustancia combustible en aire.....	103
Figura 4.5 Diagrama ternario para una mezcla de oxígeno, Nitrógeno y metano.....	104
Figura 4.6 Diagrama ternario para una mezcla de Dióxido de carbono aire y metano.....	105
Figura 5.1 Diagrama de flujo para el proceso Valorga.....	126
Figura 5.2 Diagrama de proceso para el proceso BTA.....	129
Figura 5.3 Diagrama de flujo para el proceso Kompogas.....	134
Figura 5.4 Diagrama de proceso del proceso SEBAC.....	137
Gráfica 6.1 Perfiles de la simulación de la remoción de los Sólidos Volátiles en por ciento utilizando la cinética de Monod en el caso de estudio con f constante e igual a 0.8.	158
Gráfica 6.2 Perfiles de la simulación de la Concentración de SV en la salida del digestor utilizando la cinética de Monod en el caso de estudio con f constante e igual a 0.8.	159
Gráfica 6.3 Perfiles de la simulación de la remoción de los Sólidos Volátiles en por ciento utilizando la cinética de Monod en el caso de estudio con b constante e igual a 5.	160
Gráfica 6.4 Perfiles de la simulación de la Concentración de SV en la salida del digestor utilizando la cinética de Monod en el caso de estudio con b constante e igual a 5.	161
Gráfica 6.5 Perfiles de la simulación de la remoción de los Sólidos Volátiles en por ciento utilizando la cinética de primer orden en el caso de estudio.....	164
Gráfica 6.6 Perfiles de la simulación de la Concentración de SV en la salida del digestor utilizando la cinética de primer orden en el caso de estudio.....	165

Índice de tablas.

Tabla 1.1 Clasificación de los Residuos Sólidos Municipales.....	16
Tabla 1.2 Residuos Sólidos Municipales: volumen por región, 1992	17
Tabla 1.3 Composición Porcentual por zonas de los Residuos Sólidos Municipales.....	20
Tabla 2.1 Estimación de los costos de separación, recirculación y disposición final de residuos sólidos urbanos en Estados Unidos, 1990.	38
Tabla 2.2 Tendencias de tratamiento y disposición final en algunos países (Valores en %)	39
Tabla 2.4 Ventajas y desventajas que presentan los tratamientos biológicos de la fracción orgánica de los RSM.	45
Tabla 3.1 Composición porcentual de los RSM en la Ciudad de México.	51
Tabla 4.1 Ventajas en un proceso anaerobio trabajando en las zonas mesófila o termófila.	64
Tabla 4.2 Compuestos orgánicos de los principales elementos constituyentes de las células microbianas.....	68
Tabla 4.3 Concentración inhibitoria y tóxica para algunos metales.....	71
Tabla 4.4 Rangos de concentración de los constituyentes del lixiviado y biogas generados en un relleno sanitario y su significado relativo en el grado de estabilización.....	74
Tabla 4.5. Valores estimados del Rendimiento Último de Metano, Y_{μ} , y la constante de rapidez de primer orden, k , para muestras de RSM y de residuos de jardinería.....	83

Tabla 4.6 Valores estimados del Rendimiento Último de Metano, Y_{Rk} , y la constante de rapidez de primer orden, k , para muestras de papel y de diferentes empaques de alimentos	83
Tabla 4.7 Composición química de la FORSM.....	85
Tabla 4.8 Eficiencias de conversión, Principales valores de los efluentes y producción de biogas (a 35°C y 20 días de Tiempo de Retención Hidráulico TRH).....	85
Tabla 4.9 Ejemplos de formulas químicas para los RSM aplicados a los modelos de eficiencia teórica de metano.....	86
Tabla 4.10 Relaciones estequiométricas calculadas para las diferentes ecuaciones que rigen la descomposición anaerobia de los RSM	88
Tabla 4.11 Eficiencias Últimas de Metano calculadas en base a las diferentes relaciones estequiométricas propuestas en la literatura.....	89
Tabla 4.12 Constituyentes traza detectados en los gases de un relleno sanitario.....	100
Tabla 4.13 Propiedades Físicas y Químicas más importantes del metano.	100
Tabla 4.14 Valor mínimo calorífico del biogas y otros combustibles.....	101
Tabla 4.15 Envenenamiento del ácido sulfhídrico.....	101
Tabla 4.16 Sumario de los métodos de tratamiento viables para la remoción de agua, hidrocarburos, dióxido de carbono y ácido sulfhídrico.....	107
Tabla 4.17 Características físicas, químicas y biológicas del humus producido en un proceso de Digestión Anaerobia de RSM.....	111
Tabla 4.18 Concentraciones máximas permisibles para 10 metales tóxicos según la EPA.....	112
Tabla 5.1 Algunos de los proyectos a gran escala o en planeación desarrollados en Europa.....	123
Tabla 5.2 Proceso Valorga: Balance de masa.....	125
Tabla 5.3 Condiciones de alimentación del digestor RefoCoM.....	131
Tabla 5.4 Condiciones de operación del digestor RefCoM.....	131
Tabla 5.5 Datos de producción de biogas del proceso RefCoM.....	132
Tabla 5.6 Resultados del proceso Kompogas reportados.....	135
Tabla 5.7 Comparación entre los diferentes parámetros monitoreados en las corridas del proceso SEBAC, utilizando dos fuentes de RSM.....	138
Tabla 5.8 Resumen de los datos de comportamiento de las corridas para el proceso SEBAC.....	139
Tabla 5.9 Condiciones de operación de los diversos procesos reportados en la literatura para la estabilización de RSM.....	143
Tabla 6.1 Subproductos recuperados en la planta industrializadora de San Juan de Aragón en el año de 1997.....	146
Tabla 6.2 Composición del Rechazo de la planta industrializadora de san Juan de Aragón.....	146
Tabla 6.3 Principales propiedades y características químicas del rechazo de la planta industrializadora de San Juan de Aragón en el período de junio a noviembre de 1996.....	147
Tabla 6.4 Propiedades promedio del rechazo de la planta industrializadora de San Juan de Aragón.....	148
Tabla 6.5 Datos obtenidos de la simulación de la concentración del sustrato y de la remoción de sólidos volátiles utilizando la cinética de Monod ($f=0.8$).....	156
Tabla 6.6 Datos de la simulación de la concentración del sustrato y de la remoción de sólidos volátiles utilizando la cinética de Monod ($b=5$).....	157
Tabla 6.7 Datos de la simulación de la concentración del sustrato y de la remoción de sólidos volátiles utilizando la cinética de primer orden.....	163
Tabla 6.8 Balance de masa para reactivos y productos para el proceso de DA de RSM.....	169
Tabla 6.9 Balance de masa para el digestor del caso de estudio.....	170

Abreviaciones.

AGV	Ácidos Grasos Volátiles
AMCRESPAC	Asociación Mexicana de Control de los Residuos Sólidos y Peligrosos Asociación Civil.
AVT	Ácidos Volátiles Totales
CEE	Comunidad de Estados Europeos
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
COT	Carbono Orgánico Total
DA	Digestión Anaerobia
DAAS	Digestión anaerobia Alta en Sólidos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DDF	Departamento del Distrito Federal
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DRANCO	Dry Anaerobic Composting
DTDS	Dirección técnica de Desechos Sólidos
EIA	Evaluaciones de Impacto Ambiental
EPA	Environmental Protection Agency
FORSM	Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Municipales
MRT	Tiempo de Retención Masa
PBM	Potencial bioquímico de Metano
PEB	Producción específica de Metano
RefCoM	Refuse conversion to Methane
RSM	Residuos Sólidos Municipales
RSMh	Residuos Sólidos Municipales Húmedos
RSMs	Residuos Sólidos Municipales Secos
RUM	Rendimiento Último de Metano
SEBAC	Sequential Batch Anaerobic Composting
SEDESOL	Secretaría de Desarrollo Social
SV	Sólidos Volátiles
SST	Sólidos Suspendidos Totales

SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
ST	Sólidos Totales
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
VCO	Velocidad de Carga Orgánica
ZMCM	Zona Metropolitana de la Ciudad de México

Nomenclatura.

a	Tiempo de residencia adimensional (ec. 6.9)
A_P	Área de una partícula
A_R	Superficie de reacción hidrolítica
b	Término de concentración adimensional
C	Contenido específico de calor de la alimentación
d_{SVI}	Densidad aparente de una partícula
f	Factor de corrección del balance de masa generalizado (ec. 4.25)
f'	Factor de corrección del balance de masa estequiométrico (ec. 4.24)
k	Constante de rapidez de primer orden.
k_A	Constante de rapidez de crecimiento de microorganismos de acidogénesis
k_d	Coefficiente de mortalidad de microorganismos
k_i	Constante de rapidez del modelo del paso difusional ($i=1,2,3$)
k_H	Constante de la velocidad de reacción de hidrólisis homogénea
k_{HO}	Constante de la velocidad de reacción de hidrólisis heterogénea
k_M	Constante de velocidad de la reacción de metanogénesis
K_s	Coefficiente cinético de Monod
K'	Constante de velocidad heterogénea
M	Masa húmeda total del reactor
M_s	Fracción de monómeros de sólidos volátiles
Q	Calor necesario en el digestor
Q_b	Calor generado en la reacción de microorganismos
Q_c	Pérdidas de calor por conducción
Q_l	Calor sensible perdido en el biogas
Q_s	Calor latente perdido en el biogas

r_A	Velocidad de reacción de acidificación
r_d	Velocidad de muerte de células
r_g	Velocidad de crecimiento de microorganismos
r_{HI}	Velocidad de reacción de hidrólisis heterógena
r_{HS}	Velocidad de reacción de hidrólisis homogénea
r_{ng}	Velocidad global neta de crecimiento de microorganismos
r_M	Velocidad de reacción de la metanogénesis
r_{su}	Velocidad de reacción por unidad de masa de reactor
S	Concentración del sustrato
T_1	Temperatura del digestor
T_0	Temperatura de la alimentación
v_i	Velocidad máxima de degradación ($i=1,2,3$)
v_P	Volumen de una partícula
w	Flujo de masa
w_b	Flujo de masa del biogas húmedo
w'_b	Flujo de masa del biogas seco
w_{ew}	Flujo de masa del agua evaporada en el biogas
X	Concentración de microorganismos
Y	Eficiencia de metano acumulada en el tiempo t en la ec. 4.5 y es el coeficiente de eficiencia celular de Monod en la ec. 4.12
Y_{μ}	Eficiencia última de metano

Letras griegas

β	Constante de velocidad de reacción (ec. 4.36)
μ	Coefficiente específico de la velocidad de crecimiento
$\hat{\mu}$	Coefficiente específico de la velocidad de crecimiento máximo
Φ	Radio de partícula insoluble sólida volátil

Subíndices

a	Acidogénesis
e	Salida
h	Hidrólisis
i	Entrada
m	Metanogénesis

RESUMEN.

El presente trabajo hace una revisión del proceso de digestión anaerobia acelerada para la estabilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales. Se comienza con la revisión del problema con respecto a la generación y composición de los residuos sólidos municipales en la República Mexicana, haciendo énfasis en la Ciudad de México. Continuando con una revisión de los procesos y opciones tecnológicas desarrolladas para tratar los residuos sólidos municipales. Se establecen los principios básicos de la digestión anaerobia y cuales son sus mecanismos, parámetros de operación y modelos que describen la digestión anaerobia, también se presentan los procesos desarrollados de digestión anaerobia de residuos sólidos municipales, descritos en diversas fuentes. Utilizando los principios del proceso de digestión anaerobia, en el capítulo 6, se establece un caso de estudio que incluye la simulación de la digestión.

INTRODUCCIÓN.

En la actualidad los problemas de contaminación ambiental han recibido una amplia atención por parte de la sociedad, la protección del medio ambiente es hoy una gran preocupación del hombre moderno, ya que a través de diversas corrientes de concientización la sociedad moderna ha llegado a la conclusión de que cuidar el medio ambiente es una responsabilidad importante, debido a las diversas agresiones que el hombre a realizado a la naturaleza, han modificado su entorno, y en algunos casos en específico los problemas podrían afectar su salud. La mayor parte de la preocupación actual recae en la contaminación del aire y del agua, debido a que éstos son más visibles al hombre común, pero la contaminación por residuos sólidos no ha recibido la atención necesaria, principalmente a que una vez de que el residuo es generado, éste es desechado y puede terminar en cualquier lado. En las casas, en los comercios, oficinas, hospitales y otras fuentes generadoras, se olvidan de los residuos una vez que éstos han sido retirados, en realidad, la actual generación de Residuos Sólidos Municipales (RSM) tanto en peso como en volumen, han superado las pocas instalaciones actuales construidas para su control.

Tan sólo, la generación de RSM para el Distrito Federal ha alcanzado el valor de más de 11,000 de toneladas por día, las cuales si no son eliminadas se acumularían de tal manera, que en un período corto de tiempo, los habitantes del Distrito federal, literalmente nadarían en basura.

Los esfuerzos realizados por diversos investigadores en muchos países se han enfocado a resolver el problema de los RSM, utilizando diversos procesos, que van desde la simple confinación en sitios especialmente diseñados (relleno sanitario) hasta el uso de procesos físicos y químicos complejos (partiendo desde la incineración, pirólisis, u oxidación catalítica) y de procesos biológicos (composteo y digestión anaerobia).

En este trabajo se lleva a cabo el estudio del proceso de digestión anaerobia, también conocida como estabilización acelerada, el proceso se lleva a cabo en la fracción orgánica de los RSM, en los sitios de disposición final, (tiraderos a cielo abierto, sitios de disposición controlados o rellenos sanitarios).

El desarrollo del tema se realiza en seis capítulos, los cuales son simplificados a continuación:

Capítulo 1. El problema de los residuos sólidos municipales. Donde se presentan las principales características, naturaleza y magnitud que ha alcanzado el problema de manejo de los RSM. Aunado a los problemas que acompañan su generación, manejo y disposición final, como son problemas sociales, ecológicos y económicos.

Capítulo 2. Procesos y opciones tecnológicas para el tratamiento de los RSM. En este capítulo se presentan resumidas las principales características de los principales procesos desarrollados para tratar los RSM.

Capítulo 3. Digestión anaerobia. En éste capítulo se lleva a cabo un primer acercamiento con el proceso de digestión anaerobia, anotando cuales son sus características principales, y su mecanismo de reacción.

Capítulo 4. Digestión anaerobia de RSM. Aquí se presentan los mecanismos y parámetros identificados que rigen el proceso de digestión anaerobia de RSM; también se presentan los principales modelos utilizados para describir el proceso; además de considerar cuales son los productos terminales del proceso y sus características.

Capítulo 5. Procesos desarrollados de digestión anaerobia para tratar RSM. En éste capítulo se presentan los principales procesos desarrollados y descritos en distintas fuentes de información, anotando sus principales parámetros de operación y características.

Capítulo 6. Caso de estudio. En éste capítulo se trata de aplicar el proceso de digestión anaerobia en los RSM generados en el distrito Federal, con sus principales características y se lleva a cabo la simulación del proceso, con el modelo de Monod y el modelo de primer orden presentados en el capítulo 4. Se analizan los principales parámetros para tratar 50 toneladas por día de RSM planteando un balance de masa preliminar del proceso.

HIPÓTESIS.

La digestión anaerobia es hoy un proceso utilizado para la estabilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales que podría ser utilizada en la Ciudad de México como una solución de gran aplicación a los problemas de contaminación involucrados con su generación. Este proceso ha demostrado gran utilidad al tratar la materia orgánica en las aguas de desecho, y su aplicación al tratar residuos sólidos es relativamente nueva, menor a 12 años. Un estudio del proceso, características, fundamentos, parámetros, procesos desarrollados y su modelado se abordan en ésta tesis.

OBJETIVOS.

1. Analizar la problemática actual de la generación de residuos Sólidos Municipales en la Ciudad de México y a nivel nacional, estableciendo cuales son los métodos aplicados para su control.
2. Describir cuales son los métodos para el tratamiento o solución del problema de la generación y disposición final de los Residuos Sólidos Municipales (métodos físico-químicos y biológicos).
3. Establecer los principios en los cuales se basa la Digestión Anaerobia.
4. Analizar las bases teóricas por las cuales podría ser posible aplicar el proceso de Digestión Anaerobia en la estabilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales.
5. Aplicación de un modelo matemático de la cinética del proceso de Digestión Anaerobia para la estabilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, y tratar de establecer un factor de eficiencia de biodegradación y del crecimiento de los microorganismos involucrados en el proceso de estabilización.

Capítulo 1

El Problema de los Residuos Sólidos Municipales.

1.1 Antecedentes.

Los habitantes de los países desarrollados que conforman sociedades totalmente dependientes de la industria y tecnología, gastan enormes cantidades de energía y recursos naturales, y aunque los países pobres son más ahorrativos en esos conceptos, no han logrado ordenar su crecimiento poblacional y el uso de sus recursos se realiza sin una buena planeación, el control ambiental es muy deficiente ya que no se miden los riesgos inherentes al manejo de materias primas, productos y residuos utilizados por la industria. Su cultura original formada de acuerdo a su realidad, no los ha preparado para manejar sistemas de organización complejos y tampoco para reaccionar dentro de patrones individuales, y de alta autodisciplina y competencia como los que se requieren para participar con éxito en los actuales sistemas de producción.

El alto desarrollo que la sociedad ha alcanzado, se lleva a cabo sobre la base del consumo de los recursos naturales, alterando el equilibrio natural de los diferentes ecosistemas en los que el hombre se desenvuelve. Actualmente, los diversos productos y servicios a los que tiene acceso la población, ha generado grandes problemas de contaminación. En la actualidad, la contaminación de nuestro medio ambiente, es un grave problema que debemos de enfrentar, ya sea en el aire, el agua o la tierra. Un grave problema que hoy se nos presenta es la gran cantidad de residuos sólidos que se generan actualmente. La acumulación de residuos sólidos es uno de los problemas más severos y difícil a los que enfrentan las sociedades actualmente debido principalmente a la gran cantidad que se genera.

1.2 Residuos Sólidos Municipales (RSM).

Los residuos municipales, también denominados comúnmente "basura", son una mezcla heterogénea de materiales degradables y no degradables, con diferentes tamaños, formas y con una gran variabilidad en sus características físicas, químicas y biológicas; lo cual hace que su manejo, no sólo sea difícil, sino que requiera de una enorme demanda de personal, métodos, técnicas y equipos diversos. Se estima una generación anual a nivel nacional de más de 32 millones de toneladas de residuos municipales, para una población de 95,495,312

habitantes en 1997, con una generación per cápita de 0.904 kg/hab/día (AMCRESPEC, 1998).

1.3 Clasificación de los Residuos Sólidos.

Los Residuos Sólidos según su fuente de generación se clasifican en municipales, industriales y especiales. Los residuos sólidos municipales son los que provienen generalmente de los hogares y ciertos desechos blancos (residuos no tóxicos o especiales) generados en pequeños comercios e industrias, así como los residuos de mercados y jardines, que son recolectados y procesados por las autoridades locales. Los RSM son una categoría que permite conocer y cuantificar la magnitud y características de los desechos sólidos, pero esta muy lejos de ser un parámetro que permita la comparación internacional. En la mayoría de los países la cantidad de los residuos municipales crece rápidamente.

La clasificación de los residuos sólidos generados en cualquier localidad en función de sus fuentes generadoras permite establecer parámetros cualitativos y cuantitativos para diseñar indicadores que permitan orientar su tratamiento y manejo. En México una gran fracción de los subproductos que se generan pueden ser reciclados. En nuestro siglo, con el desarrollo de la industria química en que se liberan mensualmente al mercado más de tres mil nuevos productos, la clasificación de los residuos sólidos es cada vez más compleja. La agrupación más importante es por el tipo de residuo y por su fuente de generación. En la Tabla 1.1 se presenta una clasificación de los residuos sólidos, en términos de las principales fuentes generadoras de residuos sólidos municipales y la gráfica 1.1 presenta sus porcentajes con respecto a la global.

A nivel nacional, derivado de los cambios en patrones de consumo y niveles de ingreso, en los últimos años los RSM, pasaron de ser una mezcla densa y casi completamente orgánica, a voluminosa y parcialmente no biodegradable. En 1994, según cifras del Instituto Nacional de Ecología, el 53.40% de la basura generada en nuestro país, seguía siendo orgánica, mientras que alrededor del 14% era papel y cartón, el 6% vidrio, el 4.4% plástico, el 1.5% textil y el 3% hojalata. En ese sentido, el caso del Distrito Federal es muy interesante, ya que en 1950, sólo un

5% de la basura no era biodegradable, mientras que para 1994, este porcentaje alcanzó más del 48%.

Tabla 1.1 Clasificación de los Residuos Sólidos Municipales.

Fuente	Origen específico	Tipo de Residuos
Domiciliarios	Unifamiliar Plurifamiliar	Comunes Algodón
Comercios	Tiendas de autoservicio Tiendas departamentales Locales comerciales Almacenamiento y abasto Concentraciones Mercados sobre ruedas-tianguis	Cartón Cuero Envase de cartón Fibra dura vegetal Fibra sintética Hueso Hule Lata
Servicios	Restaurantes y bares Hoteles y Moteles Centros educativos Centros de espectáculos y recreación Oficinas públicas y privadas	Loza y cerámica Madera Material de construcción Material ferroso Papel bond Papel periodoco Papel sanitario Pañal desechable
Areas públicas	Espacios Abiertos Vía pública	Plástico, película Poliuretano
Otros	Construcción Materiales en desuso	Poliestireno expandido Residuo alimenticio Residuo de jardinería Toallas sanitarias Trapo Vidrio de color Vidrio transparente Residuo fino Otros
Manejo especial	Unidades médicas Laboratorios Veterinarias Transporte terrestre Transporte aéreo Centros de readaptación e instituciones militares Residuos de composición Indefinida	Especiales Alimentos diversos Cosméticos y similares Residuos de laboratorio Lodos
		Peligrosos Fármacos diversos Infecciosos Químicos Fármacos mezclados Solventes Ácidos y sales Lubricantes y Selladores Pinturas Baterías

FUENTE: SEDESOL/INE, México: Informe sobre la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente, 1991-1992, México, 1993

Así mismo, se ha incrementado la generación de RSM que pueden ser considerados peligrosos, como resultado del incremento de la actividad de unidades médicas, laboratorios, veterinarias, transporte aéreo y terrestre, así como cambios importantes en el consumo familiar. Entre dichos residuos se pueden mencionar gasas, algodones, químicos, insecticidas, residuos de pintura, solventes, ácidos y sales, aceites lubricantes, y baterías usadas.

Para caracterizar el territorio nacional, en base a un reporte del Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática (INEGI), estableció cinco zonas para determinar la generación de RSM en México. Las zonas son: Fronteriza (formada por las principales localidades situadas en una franja de 100 Km. en la frontera Norte); Norte (integrada por Baja California, Coahuila, Durango, Nuevo León, Sinaloa, Tamioco, Chihuahua, Nayarit, San Luis Potosí, Sonora, Zacatecas y Baja California Sur) en las que no incluyen las localizadas consideradas en la zona fronteriza; Sur (formada por Campeche, Guerrero, Yucatán, Oaxaca Chiapas, Quintana Roo y Tabasco) así como la zona Centro (que incluye Aguascalientes, Hidalgo Michoacán, Querétaro, Veracruz, estado de México, Puebla, Jalisco, Morelos, Tlaxcala y Guanajuato) y la zona del Distrito Federal. En la figura 1.1 se puede ver un mapa donde se presentan las regiones antes citadas y su generación de RSM para 1997.

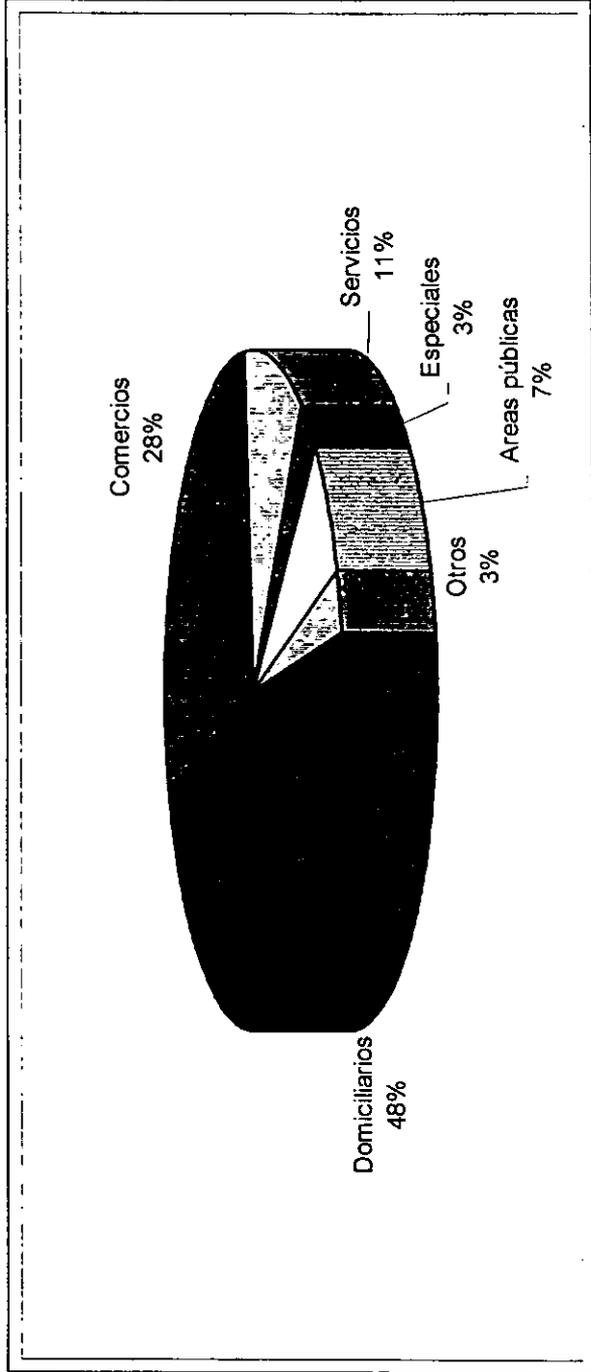
En la Tabla 1.2 se puede observar tabuladas las cantidades de residuos sólidos que se generan por cada una de estas zonas, además de su participación del total nacional, para el año de 1992 (INEGI, 1994).

Tabla 1.2 Residuos Sólidos Municipales: volumen por región, 1992

Zona	NUM. de Habitantes	Generación Kg./hab./día	Toneladas Diarias	Toneladas Anuales	%
Fronteriza	7 859 763	0.749	5887	2 148 755	9.8
Norte	14 250 247	0.726	10 346	3 776 290	17.2
Centro	40 886 107	0.642	26 249	9 580 885	43.6
Distrito Federal	8 119 211	1.019	8 273	3 019 645	13.7
Sureste	13 607 719	0.693	9 430	3 441 950	15.7
Promedio		0.766			
Totales	84 723 047		60 185	21 967 525	100

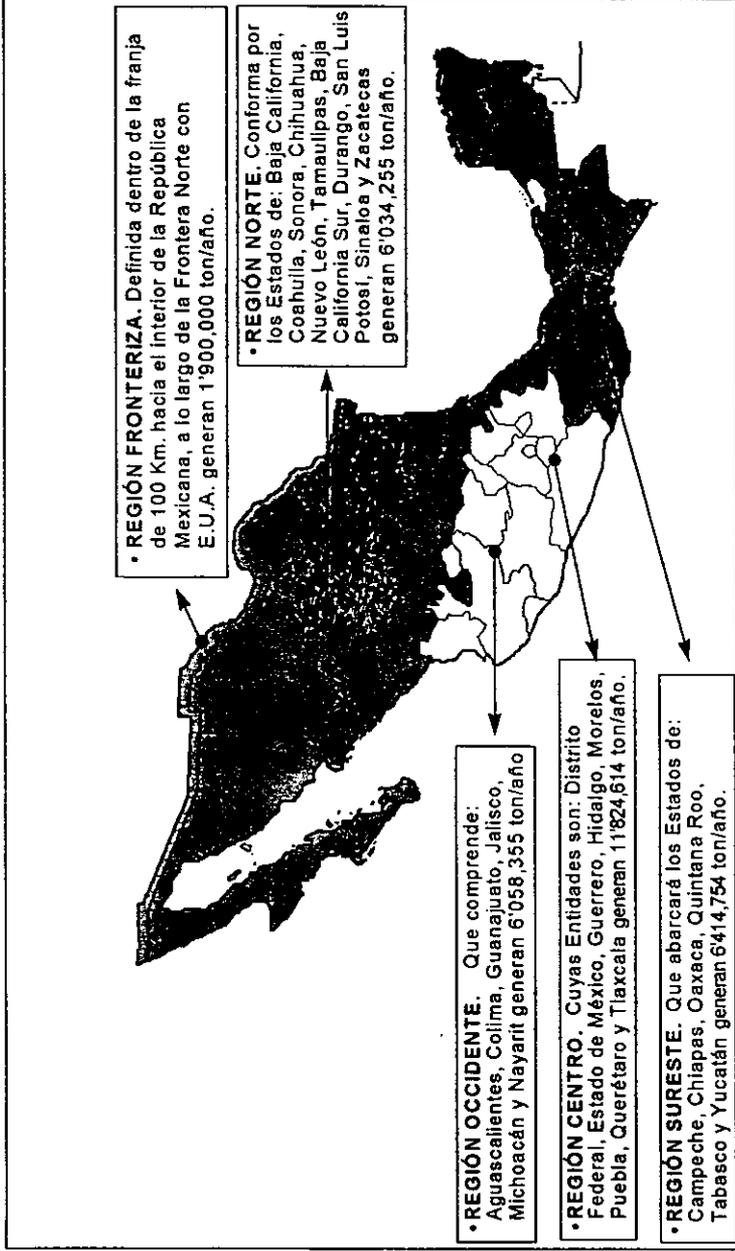
FUENTE: Secretaría de Desarrollo Social, México: Informe de la situación general en materia De equilibrio ecológico y protección al ambiente 1991-1992, México, 1993

GRÁFICA 1.1 GENERACIÓN DE LOS RSM POR FUENTE.



FUENTE: Datos de AMCRESPAC.

FIGURA 1.1 REGIONALIZACIÓN DE LA REPÚBLICA MEXICANA PARA LA ATENCIÓN DE LOS RSM



FUENTE: AMCRSPAC/NEGI.

En la tabla 1.3 se presenta la composición porcentual de subproductos para las cinco zonas para el año de 1992 y la gráfica 1.2 para el año de 1997.

Tabla 1.3 Composición Porcentual por zonas de los Residuos Sólidos Municipales

Subproductos	Fronteriza	Norte	Centro	Sur	Zona Metropolitana de la Ciudad de México
Cartón	3.01	4.28	4.16	4.51	3.00-4.01
Residuos Finos	4.68	9.71	6.28	6.37	0.99-1.00
Hueso	0.52	0.59	0.94	0.61	0.67-1.41
Hule	0.71	0.78	0.90	0.31	0.34-1.4
Lata	3.13	2.46	2.10	2.80	1.26-1.59
Material ferroso	0.51	0.46	0.86	1.37	0.64-0.59
Material no ferroso	0.22	0.57	0.45	1.00	0.05-0.58
Papel	11.36	9.17	8.80	6.90	11.02-14.90
Pañal desechable	4.96	2.59	2.79	4.01	1.99-5.32
Plástico, película	2.68	3.79	3.32	3.96	2.80-3.77
Plástico rígido	2.80	2.38	1.96	2.38	2.15-2.55
Residuos de jardín	15.35	7.48	6.95	7.88	5.16-7.70
Residuos alimenticios	25.72	37.56	38.20	41.06	40.74-42.01
Trapo	2.52	1.94	2.00	1.25	1.56-1.66
Vidrio de color	3.98	3.36	2.86	3.95	2.14-2.90
Vidrio transparente	4.22	4.27	4.15	4.28	3.41-4.78
Otros	13.63	8.61	14.36	9.23	3.44-2.60
Totales	100.00	100.00	100.00	100.00	100-100

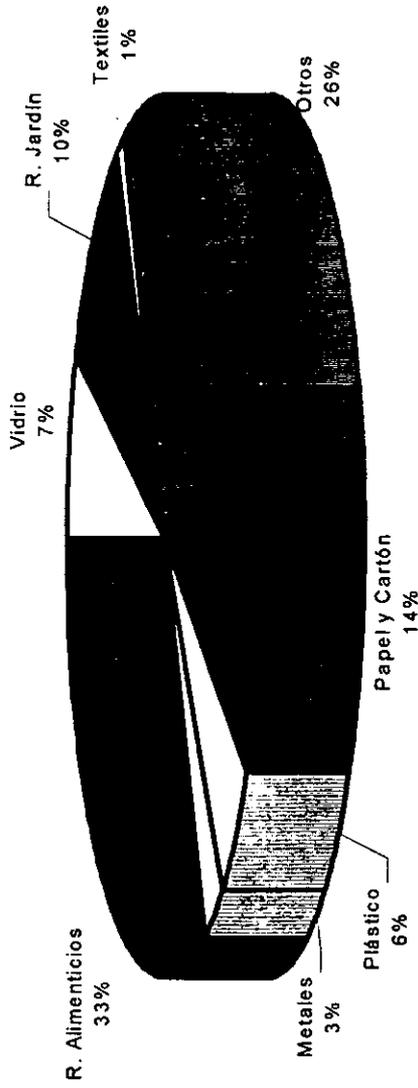
FUENTE: Secretaría de Desarrollo Social, México: Informe de la situación general en materia De equilibrio ecológico y protección al ambiente 1991-1992, México, 1993

1.4 El problema de los Residuos Sólidos Municipales en México.

Hoy día una de las más grandes preocupaciones de la población se enfocan hacia el manejo y disposición de los RSM, esto se debe principalmente al creciente interés en la protección del medio ambiente, debido principalmente al deterioro del mismo, así como al constante incremento en los volúmenes de residuos sólidos generados, lo que ha traído como consecuencia destinar una mayor asignación de recursos económicos materiales y humanos para atender en forma adecuada el manejo integral de los residuos sólidos que genera la población.

Actualmente, se presentan grandes dificultades para recolectar y disponer en forma adecuada los residuos sólidos, que se generan diariamente en el territorio nacional. El elevado índice de crecimiento demográfico e industrial del país, y las costumbres de la población orientadas al consumo de artículos desechables, así

GRÁFICA 1.2 COMPOSICIÓN PROMEDIO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES PARA 1997.



FUENTE: Datos de AMRESPAC.

como la tendencia, desde hace algunos decenios, de migración rural a las grandes ciudades, han modificado de manera sustancial la cantidad y composición de los residuos sólidos municipales. La generación de residuos aumentó de 300 gramos por habitante por día, en la década de los cincuenta, a 0.766 gramos por habitante por día en 1992 y para 1994 fue de más de 890 gramos percapita, así mismo, la población se incremento de 30 millones en los cincuentas a más de 84 millones en 1992 y de 90 millones en 1994, teniendo una generación estimada de RSM en este último año de 80 746 toneladas diarias.

En las últimas cuatro décadas, la generación de RSM se incremento 9 veces y sus características se transformaron de materiales mayoritariamente orgánicos, a elementos cuya descomposición es lenta y requiere de procesos físicos, biológicos o químicos complementarios para llevarse a cabo (pasando de 5% de desechos no biodegradable en 1950 a 40.5% en la actualidad). Actualmente se estima que se recolecta únicamente el 70% (Plan Nacional de Desarrollo 1995-2000, página 164) del total de los RSM generados, mismos que representan 56 522 toneladas, quedando dispersas diariamente 24 224 toneladas. Del total recolectado, sólo el 24.5% es depositado en sitios controlados, esto es 13 859 toneladas por día y 66 887 toneladas se disponen diariamente a cielo abierto, a las orillas de ríos, de las carreteras, en lotes baldíos, sin control alguno. De seguir ésta tendencia, la situación de por sí ya grave, puede adquirir un perfil más crítico.

1.4.1 El caso particular de la Ciudad de México y la Zona Metropolitana.

En la Ciudad de México se producían en los años cincuenta 370 gramos por habitante por día, para el año de 1993, se estima que en el Distrito Federal se generan cerca de 11 000 ton por día de basura, de las cuales cada habitante es responsable de producir más de un kilogramo. Se considera que el total de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), asciende a 19 mil toneladas por día, para el año 2000 se calcula que se producirán 25 mil toneladas por día, de las cuales el 48% corresponderá al Distrito Federal y 52% a los municipios conurbados.

El gobierno de la Ciudad de México ha conformado un sistema de equipamiento e infraestructura para el manejo integral de los residuos sólidos, con 20,000

trabajadores, 235 barredoras, 1 900 vehículos recolectores, 13 estaciones de transferencia, tres sitios de disposición final, una instalación de recuperación y composteo y una planta de incineración (éstas últimas fuera de operación). Así mismo se dio atención a la depositación adecuada de los residuos sólidos, por lo que en los últimos años se clausuraron siete tiraderos a cielo abierto, que representaban focos de contaminación del ecosistema urbano. Destacando el de Santa Cruz Meyehualco, con un área de 150 hectáreas, donde se depositaron durante más de 50 años una gran parte de los residuos sólidos generados en la Ciudad de México. Y el tiradero Santa Fe, con una extensión de 60 hectáreas, que opero durante más de 40 años. Para sustituirlos, se construyo un gran relleno sanitario (Bordo poniente) que permite disponer de cerca del 90% de los residuos colectados en la Ciudad de México.

En 1992 se inicio un programa para incorporar el manejo de residuos sólidos a los municipios conurbados del Estado de México. Las metas generales de este programa incluyen la clausura de 13 tiraderos a cielo abierto, y la habilitación de 250 hectáreas de superficie en los sitios clausurados, siete rellenos sanitarios y cuatro estaciones de transferencia en el Estado de México.

1.4.2 Nivel Nacional.

A nivel Nacional se localizan 97 sitios controlados, catalogados como rellenos sanitarios, de los cuales sólo 11 de estos cumplen con los requisitos para ser considerados como tales, teniendo que en todo el país, sólo los de Durango en Gómez Palacios, Guanajuato en Cortázar, Oaxaca en Salina Cruz, Puebla en Tehuacan, Sonora en Guaymas, San Luis del Río Colorado y Santa Ana, Veracruz en Orizaba y Xalapa. Lo cual nos sirve de patrón para determinar que el manejo de los Residuos Sólidos Municipales en México se lleva a cabo en forma ineficiente.

Además de los sitios donde se disponen los residuos sólidos se encuentran cinco plantas de Reciclo-composta en el país, las cuales para el año de 1992 operaban a no más del 30% de su capacidad instalada, debido a las dificultades técnicas, sociales y económicas en su operación.

1.5 Problemas involucrados en el manejo de los RSM.

Aunque el servicio de recolección, manejo y disposición final de residuos sólidos varía de entidad en entidad, en términos generales son deficientes a causa de diversos problemas entre los que destacan los siguientes:

1.5.1 Problemas operativos.

- a) El equipo de recolección es inadecuado e insuficiente y funciona en condiciones deficientes de operación.
- b) Las rutas de recolección son inadecuadas, lo que ocasiona una utilización deficiente de recursos, provoca que algunas de las zonas habitadas no se proporcione el servicio.
- c) Se realizan labores de pepena en los vehículos recolectores, lo cual retarda la operación de recolección hasta en un factor estimado de 40%.
- d) La gran mayoría de los sitios de disposición final son tiraderos a cielo abierto sin control, que contaminan la atmósfera, el suelo y los mantos freáticos, poniendo en riesgo la salud de la población.

1.5.2 Problemas Financiero-Administrativos.

Hace falta que los recursos con que cuentan los departamentos de aseo municipal, sean administrados en una forma eficiente y que el personal dedicado a la operación y administración reciba capacitación.

No se cuentan con programas para la adquisición y sustitución ordenada de equipo y de mantenimiento de las instalaciones.

No se aplican tarifas por el servicio de limpia pública, lo cual ocasiona la existencia de déficits de recursos financieros que no permiten adquirir y sustituir los equipos en el momento requerido, pagar los sueldos competitivos dentro del mercado de trabajo y tener sitios de disposición final que eviten la contaminación del suelo, el subsuelo y aire.

Falta de un sistema contable con cuentas separadas identificables, que permita llevar un control de los ingresos y costos del servicio de limpia.

Escasa participación del sector privado, por la falta de experiencia de las autoridades municipales para concesionar el servicio, además de la escasa legislación que normalice las actividades del sector.

1.6 Proyecto de Residuos sólidos I y II (SEDESOL, 1996).

En el año de 1986 con una inversión de 50 millones de dólares se dio inicio al proyecto piloto de residuos sólidos con el propósito de definir los objetivos y políticas del sector y desarrollar la capacidad institucional para mejorar la administración y operación del servicio, demostrar dicha actividad a través de proyectos demostrativos y ejecutivos, reducir riesgos a la salud pública y mejorar las condiciones ambientales de ciudades previamente seleccionadas, probar y evaluar las alternativas para promover la reducción de costos en el servicio, proporcionar las bases adecuadas para reparar proyectos de operación de residuos sólidos en el ámbito nacional.

El proyecto se inició formalmente en julio de 1986 y concluyó en junio de 1995, su aplicación, (oficialmente) fue considerada como exitosa, ya que en los subproyectos financiados parcialmente con los recursos, se incrementó la cobertura de recolección.

Dentro de los estudios realizados se pueden distinguir los siguientes:

- a) Estudios de Factibilidad para el establecimiento de sistemas integrales de residuos sólidos en diferentes municipios.
- b) 10 proyectos ejecutivos para la construcción de rellenos sanitarios.
- c) Un estudio tarifario para determinar la estructura organizativa del Sistema Metropolitano para el Procesamiento de Desechos Sólidos (SEMIPRODE) de Monterrey, Nuevo León.
- d) Diversos estudios en el ámbito nacional:
 - Manejo y reciclaje de residuos de envases y embalajes.
 - Opciones para la participación de la pepena en el manejo de residuos sólidos.
 - Estudio de finanzas y sistemas contables en los sistemas de limpia
 - Desarrollo institucional del sistema de gestión de residuos sólidos municipales.
 - Costos de los sistemas de limpia del país.
- e) Plan maestro de residuos sólidos.
 - Diagnóstico del servicio de limpia de 50 localidades.
 - Anteproyecto de recolección y disposición final de 25 localidades.

En diciembre de 1995 dio comienzo el segundo proyecto de residuos sólidos el cual brinda asistencia técnica y financiera a un grupo de localidades con una población mayor de 80 000 habitantes y las cuales son consideradas como prioritarias. La inversión total de este nuevo proyecto es de 120 millones de dólares. Es la continuación de su antecesor, pero también considera el manejo de los residuos hospitalarios y otros aspectos técnicos más detalladamente. Los esquemas directivos, administrativos de este programa son:

- a) Adquisición, implantación, mantenimiento y asistencia técnica de un sistema contable computarizado.
- b) Complementación, actualización y elaboración de reglamentos estatales y municipales.
- c) Elaboración y difusión de manuales de operación para el manejo de sistemas integrales.
- d) Elaboración y difusión de estudios de impacto ambiental.
- e) Asistencia del Instituto Nacional de Ecología (INE) en materia de impacto ambiental.
- f) Desarrollo e instrumentación de una estrategia nacional de reciclaje.
- g) Elaboración de un estudio de diagnóstico sobre el estado actual de los sistemas locales de manejo de los residuos sólidos y posible funcionamiento.
- h) Elaboración de anteproyectos y proyectos ejecutivos de manejo integral de residuos sólidos.
- i) Instrumentación de sistemas de colección con cobertura total.
- j) Instrumentación de sistemas de transferencia.
- k) Recolección, tratamiento y disposición final de residuos hospitalarios.
- l) Elaboración de anteproyecto y proyecto ejecutivo de Rellenos sanitarios.
- m) Clausura, restauración y saneamiento de sitios de disposición a cielo abierto.
- n) Instrumentación de plantas de composta.
- o) Instrumentación de sistemas de reciclamiento,
- p) Control de costos en la administración del sistema de Manejo de Residuos Sólidos.

Los objetivos de este programa y las expectativas de cumplimiento se verá reflejada en los años venideros.

1.7 Aspectos ambientales en el manejo integral de los residuos sólidos.

1.7.1 Problemática genérica y sus efectos.

Los principales problemas que afectan el manejo ambiental de los residuos sólidos municipales en México son: ausencia de estándares técnicos federales en este sector; la inexistencia de regulaciones estatales y municipales para el manejo de RSM, ausencia de guías específicas para la realización de Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA), y la necesidad de suficiente capacidad institucional tanto municipal como estatal para preparar EIA's y garantizar la implementación de los requerimientos detectados.

La disposición final inadecuada de RSM puede provocar que los lixiviados generados en la basura migren no sólo hacia cuerpos de agua superficiales sino también hacia formas permeables subterráneas alterando la calidad del agua. La incorporación de sustancias que pueden ser tóxicas, en bajas concentraciones, en agua destinada a consumo humano, llega a afectar a la salud de la población abastecida cuando los períodos de consumo son prolongados. Una de las afectaciones más frecuentes son las enfermedades gastrointestinales, sobre todo en la población infantil. Muchos de los actuales tiraderos se encuentran en la periferia de las zonas urbanas al igual que las baterías de pozos municipales, lo que incrementa la vulnerabilidad de estos a contaminarse. En algunas zonas también es frecuente encontrar en las inmediaciones de los sitios de disposición, pozos someros, norias, e inclusive manantiales que constituyen la única fuente de abastecimiento en asentamientos marginales que no cuentan con sistemas de distribución de agua potable.

La profundidad del nivel freático, cuando el sistema acuífero es libre se llega a tomar como marco de seguridad, si éste se encuentra "profundo", se considera que no hay situaciones de riesgo, dejándose de lado las complejas interacciones soluto-roca o la persistencia y gran movilidad de algunos compuestos. Si la llamada zona no-saturada o de aereación está constituida por material permeable

como gravas o arenas, aún con espesores de 50 metros o más, los lixiviados pueden desplazarse por ella a velocidades relativamente rápidas y alcanzar formaciones acuíferas. Su movilidad en las unidades acuíferas dependerá de:

- a) Tipo de formación acuífera. Los materiales arcillosos favorecen fenómenos de retardo lineal de los solutos y de adsorción-desadsorción de los mismos.
- b) La hidrodinámica del sistema. Los flujos en medios fracturados como rocas volcánicas o calizas, favorecen la rápida migración de solutos. El régimen de extracción local puede direccionar las plumas contaminantes hacia los pozos.

En zonas de regímenes pluviométricos relativamente altos, el contenido de humedad de los residuos se incrementa, lo que redundará en un aumento en el volumen de lixiviados. Cuando el sitio forma parte de un drenaje de escurriendas, en eventos "pico" de la precipitación, el exceso de agua puede provocar desestabilización de acumulaciones de basura, el taponamiento de pequeñas barrancas y el arrastre de basura fuera del sitio. La biota de los cuerpos superficiales como ríos, lagos y embalses se ve afectada adversamente por la presencia de elementos como plástico y materia orgánica en descomposición ya que ésta incrementa las demandas de oxígeno.

La composición de los lixiviados es muy variada, dependiendo de la clase de residuos depositados, además de compuestos nitrogenados como nitratos, se pueden tener cloruros, metales (como cromo hexavalente, cobre, cadmio, arsénico, plomo), grasas, bacterias, coliformes, etc. Los contenidos de sólidos disueltos totales y en suspensión son relativamente altas. Muchos de los sitios de disposición final carecen de sistemas eficientes de control respecto a los residuos que reciben, la mayoría de las veces no se cuenta con monitoreo rutinarios de los desechos vertidos. Esta situación puede dar lugar al depósito de elementos riesgosos, como los hospitalarios, y algunas veces residuos de pequeñas empresas que manejan compuestos orgánicos. Al respecto habría que señalar que la normatividad para agua potable de un buen número de los compuestos orgánicos es de magnitud menor que para los metales. Para la mayoría de los organoclorados por ejemplo, algunos de los cuales tiene propiedades cancerígenas y mutágenas, el límite máximo permisible de contaminantes en las

descargas de aguas residuales es de 0.005 mg/l para estos compuestos (NOM-001-ECOL-1996).

La carencia de sistemas de monitoreo para agua subterránea en el entorno de los sitios de disposición final limita la realización de estudios de impacto ambiental, aún así, de existir puntos de muestreo, sólo ocasionalmente se efectúan análisis de las muestras de agua que incluyan la determinación de elementos traza.

La determinación analítica de compuestos orgánicos no se contempla principalmente por su alto costo.

En los tiraderos a cielo abierto es frecuente encontrar la llamada fauna nociva cuya proliferación afecta los núcleos poblacionales establecidos en las inmediaciones de los mismos. En los sitios no controlados se tienen ratas, insectos, aves de rapiña, perros y gatos (sin control veterinario).

En aquellos sitios en donde se tiene pepena existe un factor de riesgo para la salud de los involucrados. Los accidentes por derrumbes durante la incineración parcial de las acumulaciones de basura es un factor controlable; no así la incidencia de lesiones en diversas partes del cuerpo lo que puede provocar infecciones. Si se toma en cuenta que en la población dedicada a estas actividades existe un gran porcentaje de niños y mujeres, el nivel de riesgo es mucho mayor.

El inadecuado manejo de los residuos hospitalarios mezclados con basura representa un factor adicional de alto riesgo por la posible presencia de elementos patógenos y medicamentos caducos que pueden ser tóxicos.

1.7.2 Alternativas ambientales de solución sobre el problema de los RSM.

El manejo integral de los RSM contempla, no sólo el dejar de utilizar los tiraderos a cielo abierto y fomentar el uso intensivo de sitios de disposición final diseñados como rellenos sanitarios, sino también aspectos ambientales como la instalación de drenes, pozos de control y monitoreo para lixiviados, así como sistemas de venteo para biogas. La instalación de membranas plásticas o de capas de arcilla para impermeabilizar el fondo del contenedor, cuando es estrictamente necesario, y el manejo por celdas confinadas en estratos de arcilla que impida la migración de lixiviados hacia las formaciones acuíferas subyacentes.

La operación de un relleno sanitario implica necesariamente la implementación de sistema de control y de monitoreo de residuos, lo que impedirá el ingreso de residuos hospitalarios y aquellos generados en empresas pequeñas y medianas que son las que más escapan a controles ambientales. De esta manera, se disminuye considerablemente e incluso elimina, la presencia de elementos como metales y sustancias tóxicas. Se minimiza de la misma manera el riesgo en los trabajadores.

En un relleno sanitario no debe de existir la dispersión de residuos hacia el exterior. La flora y la fauna locales no deben de ser afectadas adversamente. La operación del mismo no permite la presencia de fauna nociva por la rapidez en la disposición; además de que el manejo por celdas limita la presencia de oxígeno. La generación de polvos se reduce de manera importante y se elimina la práctica de quema de residuos. La readecuación de un sitio mejora el paisaje, la selección de nuevos sitios considera la mínima alteración.

La existencia de un relleno sanitario obliga al personal comprometido en su administración y manejo, a la capacitación y actualización de conocimientos. Esta capacitación puede incluir desde técnicas de monitoreo vertical de agua subterránea y el manejo de resultados analíticos hasta técnicas de manejo óptimo de lixiviados.

1.7.3 Aspectos normativos.

Hasta hace sólo algunos años la única normatividad sobre residuos sólidos eran estudios basados en la generación y caracterización de los RSM. Las cuales establecen que se deberá recabar información referente a las cantidades y características de los residuos sólidos en el momento de estudio y proyectar estas cantidades a un período mínimo de 10 años, o bien igual a un periodo de vida útil de algún sitio. Las normas correspondientes a este apartado son:

MX-AA-61-1985 Determinación de la generación.

MX-AA-15-1985 Muestreo-método de cuarteo.

MX-AA-22-1985 Selección y cuantificación de subproductos.

MX-AA-19-1985 Determinación de peso volumétrico "in situ".

En el año de 1995 se establecieron dos proyectos de Norma encargados de establecer las características y parámetros para la selección del sitio, los requisitos para el diseño, operación, construcción y monitoreo de un relleno sanitario. Estas normas son:

NOM-083-ECOL-1995 que establece que deben reunir los sitios destinados a la disposición final de los residuos sólidos municipales.

NOM-084-ECOL-1995 que establece los requisitos para el diseño, construcción, operación y monitoreo de un relleno sanitario (en proceso de aprobación).

1.8 Aspectos sociales en el manejo integral de los residuos sólidos.

El problema de los residuos sólidos en la sociedad es complejo; la generación, recolección, disposición final y reaprovechamiento de éstos han sido factores ligados a la historia del hombre mismo. El permanente crecimiento de la población, las concentraciones urbanas, los fenómenos de desempleo y subempleo, la migración campo-ciudad y el aumento en la cantidad de bienes de consumo, han presentado la necesidad de evaluar los avances realizados a la fecha con los residuos sólidos producidos por la sociedad.

Para fines de análisis, actualmente la problemática sobre la basura y la sociedad, podría ser abordada desde tres aspectos relevantes:

- a) Aspecto técnico: ligado al desarrollo de nuevos o mejores procesos relacionados tanto con la recolección y disposición final de los desechos, como con el reaprovechamiento industrial de algunos materiales que son posible rescatar.
- b) Aspecto ambiental: relacionado con el impacto que ha tenido la forma tradicional de manejo de los residuos sólidos, principalmente en su disposición final, sobre los ecosistemas de distintas regiones que, por diversas razones, no han tenido la capacidad de dar solución integral al problema.
- c) Aspecto social: Enfocado fundamentalmente hacia el análisis de los grupos de trabajadores-seleccionadores, segregadores o pepenadores que se han desarrollado en los sitios de disposición final de los desechos, y los cuales suman miles en todo el país.

La principal causa por la cual se ha descuidado a los trabajadores de la basura, se relaciona generalmente con las preocupaciones de las autoridades municipales por resolver problemas prioritarios como lo son la propia prestación del servicio y la escasez de recursos materiales y humanos para satisfacer las necesidades de los usuarios; la falta de sitios adecuados de disposición final; las cantidades crecientes de basura que se generan en sus regiones y los problemas de salud que todo esto ha generado; además de las múltiples necesidades de la población que tienen que atender y que no se relacionan únicamente con la basura.

De acuerdo a las condiciones actuales de la forma en que se desarrolla el ciclo de la basura en nuestro país, es importante dividir la pepena en dos partes:

La primera, la constituye la llamada pre-pepene, que se realiza por los trabajadores del servicio de limpia encargados de la recolección de los RSM, en este caso, la pepene o prepepene es adoptada como mecanismo de complemento salarial de esos trabajadores. Un aspecto que llama la atención es que cultural y socialmente, este tipo de trabajadores generalmente no cuentan con el rechazo de la sociedad, ya que ellos son parte de un sistema productivo formal. Por el contrario, pareciera que gozan de la simpatía social, dado que son directamente estos trabajadores los que contribuyen a liberar a la población de los desechos que se generan tanto en el ámbito domiciliario, como en las industrias, comercios y otros establecimientos destinados a la prestación de algún servicio. Estos trabajadores se benefician por ser los primeros en "registrar" la basura y por contar con la oportunidad de obtener ingresos adicionales por esta actividad; además de poder complementar sus ingresos con las "propinas" que les dan los usuarios domésticos y, principalmente, los dueños de establecimientos comerciales o industriales en pequeña escala. Este tipo de pepene también se realiza en las estaciones de transferencia y de manejo de RSM por los trabajadores del servicio de limpia.

La segunda parte, es la pepene realizada por personas marginadas, que no cuentan con ninguna otra fuente de ingresos y que en general presentan muy bajos niveles educativos. Esta actividad se realiza en las calles de las ciudades por pepenadores individuales (y sobre los cuales se desconoce su número,

ingresos, características generales, etc.) o en los sitios de disposición final (rellenos sanitarios, tiraderos a cielo abierto, tiraderos clandestinos, etc.), en donde la pepena tiene un carácter colectivo, aunque de beneficios particulares.

Socialmente la pepena es considerada como una actividad completa y absolutamente marginal, ubicada en la parte final de cualquier escala social, y quienes la realizan no cuentan con prestaciones, ni con normas mínimas de seguridad laboral, etc., dado que dicha actividad, ni siquiera es considerada como un trabajo formal.

Por otra parte, podría decirse que los pepenadores son los trabajadores más "ecológicos", ya que mediante la actividad que realizan contribuyen al proceso de reutilización de materiales de desecho que son empleados por numerosas industrias recicladoras como materias primas; que permite reemplazar de algunos recursos no renovables, no continúen su creciente desaparición o extinción (principalmente el petróleo).

Se desconoce con exactitud el número de pepenadores que existen, debido a una gran cantidad de población flotante. Hay pepenadores permanentes y pepenadores que se dedican a esta actividad ocasionalmente para complementar sus ingresos, ya que también eventualmente pueden emplearse en otro tipo de actividades como la agricultura, la construcción, la pesca, etc. Y en ocasiones representan la mayoría.

1.9 El caso de la Ciudad de México.

Es importante señalar aquí, que el establecimiento de rellenos sanitarios como una solución, es considerada como la alternativa que presenta mayores ventajas en el ámbito nacional, pero el caso particular de la Ciudad de México, que nos ofrece el reto de utilizar los espacios en una forma más intensiva, más que extensiva. Ya que los espacios que han sido ocupados por los rellenos sanitarios, no podrán ser recuperados a corto plazo, aún después de su clausura, (de 20 a 30 años después de que ésta allá ocurrido), el desarrollo de investigaciones sobre métodos para el tratamiento de residuos sólidos se ha dado en países desarrollados desde hace algunos años, con lo cual podemos considerar que el uso de alguno de estos procesos para el tratamiento de los RSM, debe de ser

considerado con seriedad. La Ciudad de México enfrenta un grave problema con respecto al manejo de residuos sólidos el cual debe de ser atacado con urgencia, en este trabajo se presenta el estudio de uno de estos métodos (Biogasificación, Estabilización Acelerada o simplemente Digestión Anaerobia), pero es importante hacer mención de cual son los métodos que actualmente se emplean o se encuentran en desarrollo para el control de los RSM.

Capítulo 2

Procesos y Opciones Tecnológicas para el Tratamiento de los Residuos Sólidos Municipales Existentes.

2.1 Separación de RSM.

Los residuos sólidos que desechan los hogares, comercios, parques públicos, etc., se convierten en basura propiamente dicha al ser mezclados con otro tipo de residuos. Este mezclado se lleva a cabo en los recipientes domésticos, contenedores, en los vehículos recolectores o de transferencia, así como en los sitios de disposición final. La separación de los subproductos puede darse desde el inicio del ciclo de los residuos sólidos, es decir, en la fuente generadora, con lo cual se evita el mezclado de diferentes tipos de residuos. La alternativa a este tipo de separación es la que se da de manera posterior a la recolección y transporte de los residuos que es la más común.

2.1.1 Separación en la fuente.

Es el método de separación más sencillo; de hecho, no se da una separación sino que se evita el mezclado de los residuos en la fuente generadora. Es una alternativa que recientemente ha adquirido más relevancia y más apoyo, especialmente en los países desarrollados, donde los costos de disposición final y de tratamiento han alcanzado niveles sumamente elevados, aunque también se ha desarrollado en países con otras características, como México aunque, sin éxito.

Para lograr el desarrollo de un eficiente programa de separación en la fuente, es necesario cumplir como mínimo dos requisitos fundamentales:

- Conciencia ciudadana.
- Infraestructura de apoyo.

El primero de estos requisitos es necesario para que el ciudadano esté convencido de la conveniencia y necesidad de llevar a cabo la separación en la fuente. Si bien es cierto que se pueden usar ciertos incentivos para el convencimiento del público en general, tales como la remuneración económica mediante la comercialización de subproductos, es necesario de cualquier manera que exista una conciencia y un convencimiento de que con la separación en la fuente se logran ventajas que repercuten en beneficio de la comunidad y el medio ambiente. Si no existe una infraestructura de apoyo, no tiene ninguna ventaja efectuar la separación de residuos en la fuente, ya que estos serían mezclados en los camiones

recolectores, o bien el ciudadano no podría realizar su comercialización. Por lo tanto es necesario establecer una estrategia completa a efecto de que los subproductos separados puedan ser recolectados en forma adecuada, ya sea mediante vehículos especiales o bien programando la recolección en diferentes días para diferentes tipos de residuos. Asimismo, la estrategia debe considerar el establecimiento de centros de acopio, para la recepción de subproductos de aquellos ciudadanos que prefieran llevarlos a estos sitios.

Por otro lado, en el ámbito doméstico, también es necesario contar con la infraestructura requerida para el almacenaje de los subproductos reciclables, por lo cual generalmente demanda un mayor espacio en el lugar donde se acostumbre guardar la basura en la vivienda.

2.1.2 Separación posterior.

La separación de subproductos a partir de los residuos sólidos, fuera de la fuente generadora, es una práctica que comúnmente se da en la etapa de recolección de dichos residuos y hasta su disposición final. En efecto, la separación de subproductos se efectúa por los barrenderos, la tripulación de los vehículos, y los "pepenadores" que operan en los sitios de disposición final.

Por otro lado, en la actualidad existen disponibles en el mercado tecnologías y equipo cuyo objetivo es la separación mecánica de los subproductos contenidos en los residuos sólidos. Esta separación puede ser completamente mecanizada o bien una combinación de equipo mecánico y separación manual.

El método de separación combinado utiliza fundamentalmente bandas transportadoras de rodillos accionadas por motores y sobre las cuales los residuos se desplazan a cierta velocidad y con un espesor determinado. A ambos lados de las bandas se colocan operadores que se dedican a separar manualmente un tipo de material preestablecido de material, el cual es depositado en contenedores o tolvas que se encuentran ubicadas próximas a los operadores. Sobre la banda permanece el material de rechazo que se envía a algún tipo de tratamiento o bien a disposición final.

La separación mecánica utiliza los principios balísticos, neumático, magnético y otros para separar los subproductos contenidos en la basura, aprovechando sus

características físicas. En 1990 en Estados Unidos el 50 % del costo total anual del manejo de los RSM se destina a esta separación (ver tabla 2.1).

A partir de esta información se puede estimar que para el Distrito Federal (considerando 18 millones de habitantes) se deberían destinar cerca de 1,400 millones de dólares anuales, esto es, el 75% del total de los ingresos de la regencia capitalina en 1993 (\$13,914,493,000.00 MN)(INEGI, 1995). Esto muestra que los esfuerzos vertidos en el manejo de los RSM en nuestro país todavía dista mucho de los deseables.

Tabla 2.1 Estimación de los costos de separación, recirculación y disposición final de residuos sólidos urbanos en Estados Unidos, 1990.

ELEMENTO FUNCIONAL	Ton/año (millones)	Costo unitario USD\$/ton	Costo total USD\$ (millones)
SEPARACIÓN DE RESIDUOS	190	50	9,500
RECIRCULACIÓN DE RESIDUOS	24	100	2,400
DISPOSICIÓN FINAL	166	40	6,640
TOTAL	190	97	18,54

FUENTE: Tchobanoglous, 1993.

2.2 Almacenamiento temporal y definitivo.

El almacenamiento temporal o transferencia se realiza en la proximidad de la generación de los residuos, se refiere a la "espera" hasta que se depositen en recipientes especiales para su colección en grandes recipientes móviles de almacenamiento, o en compactadores. Para el almacenamiento definitivo se diseñan espacios especiales llamados rellenos sanitarios que son obras de Ingeniería planeadas y ejecutadas, previendo efectos adversos al medio ambiente. Entre los aspectos que deben tomarse en consideración para la instalación de un relleno sanitario se pueden mencionar: a) selección del lugar (distancia a las zonas urbanas, accesos, condiciones geohidrológicas, etc.), b) Obras complementarias (caminos de accesos, caseta de vigilancia y control, conductos de salida de biogas, impermeabilización, etc.) y c) estrategias de operación (construcción de celdas, compactación y trituración de residuos, cobertura diaria intermedia y final, etc.).

2.2.1 El Relleno sanitario.

El relleno sanitario es el método de disposición final de la basura más completo y de menor costo en inversiones que existe, siempre que se cuente con un terreno a bajo costo; es también uno de los métodos más antiguos. La Norma Oficial Mexicana NOM-084-ECOL-1995 lo ha definido como "un método de ingeniería para la disposición de residuos sólidos en la tierra, de manera que se dé la protección al ambiente mediante el esparcido de los residuos en pequeñas capas, compactándolas al menor volumen práctico y cubriéndolos con tierra al final del día de trabajo".

Este método es el método más utilizado en el ámbito mundial, como se puede ver en la tabla 2.2, aunque se prevé que en el futuro dejará de serlo debido a las dificultades para encontrar terrenos adecuados a distancias que resulten económicas para el transporte de la basura.

Tabla 2.2 Tendencias de tratamiento y disposición final en algunos países (Valores en %)

País	Reciclaje y Compostaje	Incineración	Relleno Sanitario
Japón	28	70	2
E.E.U.U.	10	11	79
Bélgica	5	20	75
Inglaterra	3	8	89
Dinamarca	5	75	20
Finlandia	6	-	94
Francia	8	40	52
Alemania	14	35	51
Grecia	-	-	100
Italia	1	22	77
Irlanda	-	-	100
Luxemburgo	75	-	25
Holanda	10	32	58
Noruega	3	5	92
Portugal	-	-	100
España	15	-	85
Suecia	10	60	30
Suiza	5	73	22
México	-	-	100
América Latina	1	1	98

FUENTE: Memorias del curso Latinoamericano de residuos sólidos y peligrosos, Octubre de 1995

Un relleno sanitario se debe de apegar a estrictos códigos de operación basados en principios de ingeniería.

El relleno sanitario es un macro-reactor donde se llevan a cabo las reacciones de descomposición o biodegradación en diferentes etapas de los residuos sólidos confinados en él. Se sabe que la basura sufre un proceso de descomposición después de ser depositada, sin embargo es difícil predecir tal descomposición, debido a la heterogeneidad del material.

Algunos de los cambios físicos, químicos y biológicos que sufre la basura durante su descomposición son:

- Decaimiento de compuestos orgánicos con generación de gases y líquidos.
- Oxidación química de materiales.
- Escape y difusión de gases a través del relleno.
- Disolución (lixiviado) de materiales orgánicos e inorgánicos por el agua y por el propio lixiviado.
- Movimiento de líquidos durante y después del relleno.
- Asentamientos causados por consolidación de material en los huecos creados por la descomposición, lixiviado y paso de gases.

Aquí es importante decir que, el control de las emisiones de productos generados en el relleno sanitario puede ser de alto costo a largo plazo, ya que aunque se utilicen membranas para evitar el escape de los lixiviados hacia el medio, y un sistema de venteo de gases, los monitoreos necesarios para determinar la estabilidad y el buen estado de la cubierta final del sitio pueden alcanzar hasta décadas para volver a utilizar, o recuperar éstas áreas.

2.3 Transformación Química y Biológica.

Los métodos de tratamiento de los RSM que se proponen aquí pueden ser evolutivos o complementarios y se presentan en secuencia sólo por razones prácticas, pero de ninguna manera implica que deban de seguirse en este orden. Los métodos químicos que se conocen son: a) Incineración, b) Pirólisis, c) Hidrogenación catalítica, d) Oxidación húmeda, y e) Hidrólisis.

2.3.1 Métodos Químicos.

a) Incineración. Es la destrucción de un material debido a la aplicación controlada de calor, se obtienen constituyentes gaseosos, liberados a la atmósfera, y componentes sólidos incombustibles. La incinerabilidad de un desecho depende de composición, humedad y contenido calórico. Una selección adecuada de residuos incinerables puede justificar la instalación de plantas de recuperación de energía. El calor contenido en los gases de combustión puede recuperarse mediante la formación de vapor de agua, que puede ser utilizado en turbinas de vapor para producir energía eléctrica.

Por sus características de alta reducción del peso y volumen de los desechos sólidos logrados en poco tiempo y espacio, esta técnica tuvo gran desarrollo y continua teniéndolo, ya que ofrece un atractivo para los grandes asentamientos humanos. Actuales.

b) Pirólisis. Es un proceso de descomposición térmica (endotérmico) del material orgánico que se convierte en productos sólidos, líquidos o gaseosos, con estructura más simple. Algunos de los productos de la pirólisis tienen un valor económico como combustibles.

Se denomina destilación destructiva a una pirólisis óptima para obtener productos líquidos, mientras que la carbonización es una pirólisis óptima para obtener productos sólidos.

La pirólisis de basura urbana es un concepto relativamente nuevo, por eso la técnica todavía se encuentra en desarrollo. El conocimiento que existe sobre el proceso se generó principalmente, a partir de investigaciones de laboratorio y planta piloto.

Otros procesos físico-químicos que aún se encuentran en una fase de desarrollo menor son los siguientes:

c) Hidrogenación catalítica. Se aplica a residuos ricos en celulosa mediante la aplicación de monóxido de carbono y vapor de agua, en presencia de catalizadores bajo condiciones drásticas de temperatura (entre 350 y 400°C) y altas presiones (arriba de 300 atmósferas). Se obtienen compuestos orgánicos combustibles.

d) Oxidación húmeda. Es un proceso de oxidación inducida de compuestos solubles o en suspensión en las fracciones líquidas, o lixiviados, de los residuos sólidos. Se realiza a temperaturas de 200-320°C en presencia de oxidantes y oxígeno atmosférico produciendo ácidos orgánicos tales como acético, fórmico y óxido.

e) Hidrólisis. Se utilizan ácidos inorgánicos a temperaturas elevadas que permiten la transformación de residuos celulósicos en azúcares fermentables. La fermentación de los azúcares formados pueden producir etano, ácido acético y un residuo que puede utilizarse como fertilizante.

En la tabla 2.3 se presenta un cuadro comparativo de las ventajas y desventajas de cada uno de los métodos físico-químicos de transformación de los RSM. Las principales desventajas que presentan en común estos materiales son: no todos los materiales se pueden procesar por estos procesos, es necesaria una selección cuidadosa previa de los materiales de alimentación, requieren de personal altamente calificado y se incurre en altos costos de operación y mantenimiento.

Tabla 2.3 Ventajas y desventajas que presentan los métodos químicos.

TRATAMIENTO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Incineración	<ol style="list-style-type: none"> 1) Reduce inmediatamente los RSM a una fracción mínima muy estable. 2) los gases de descarga pueden controlarse, requieren de áreas de trabajo reducidas. 3) El calor generado se puede recuperar 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Algunos residuos requieren de la incorporación auxiliar de algún combustible o de catalizadores para completar la destrucción térmica. 2) No elimina completamente los residuos. 3) Aunque las emisiones de gases pueden controlarse pueden generar dioxinas y/o furanos.
Pirólisis	<ol style="list-style-type: none"> 1) La forma cruda de los RSM varía desde la forma cruda, hasta la muy reducida. 2) La fracción gaseosa tiene un alto contenido calorífico (26MJ/Kg) 	<ol style="list-style-type: none"> 1) En plena fase de desarrollo e investigación. 2) No elimina completamente los residuos.
Hidrogenación catalítica	Gran importancia para la recuperación de energía, se pueden producir hasta 300 l. de aceites combustibles ligeros por ton de RSM	En plena fase de desarrollo e investigación.

Tabla 2.3 Ventajas y desventajas que presentan los métodos químicos (continuación).

TRATAMIENTO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Oxidación Húmeda	Gran importancia económica por la producción de ácidos orgánicos comerciales, con alta Factibilidad en México por la elevada incidencia de los materiales orgánicos en los RSM.	En plena fase de desarrollo e investigación.
Hidrólisis	Gran interés comercial por la producción de alcohol y otros compuestos.	El costo del tratamiento es elevado se requiere infraestructura y equipos complejos.

2.3.2 Métodos Biológicos.

Los procesos de transformación biológica de los RSM se limitan sólo a la fracción orgánica de los mismos. Comprenden a aquellos procesos en donde se aprovecha la actividad de seres vivos para la transformación de los desechos. Los principales procesos son: composteo, digestión anaerobia y una combinación de los dos.

a) Compostaje. El compostaje se define como una descomposición biológica controlada de la materia orgánica, es un proceso natural, que para que ocurra más rápidamente, son necesarias algunas condiciones ambientales, las cuales deben de ser controladas. El producto resultado del proceso es el *compost*, el cual generalmente tiene una apariencia oscura parecida al humus, con una textura gruesa y olor a humedad y que se puede utilizar como regenerador de suelos. Con el proceso de compostaje se puede alcanzar, reducciones de volumen de hasta 50% del volumen original del desecho. Técnicamente es un proceso de transformación aerobio en fase sólida en donde se aprovecha el "autocalentamiento" (Hogan, 1989) producido por las diferentes poblaciones microbianas nativas de los residuos que se suceden durante la biodegradación total o parcial de la materia orgánica. El objetivo es estabilizar y secar los RSM hasta transformarlos en materiales aceptables desde un punto de vista ambiental y sanitario. Los principales productos del metabolismo son bióxido de carbono, agua y calor. El proceso incluye operaciones tales como: clasificación, trituración, fermentación calibración y disposición final de la composta.

Los residuos triturados y seleccionados se disponen en reactores o en áreas especiales al abrigo de la lluvia, en donde se realiza el compostaje. Se distinguen diferentes etapas en donde se desarrollan poblaciones microbianas nativas sucesivas según las condiciones ambientales y a la disponibilidad de nutrientes, al inicio un rápido consumo de azúcares solubles, acompañado de una elevación importante de la temperatura (60°C), una transformación del carbono a la fase gaseosa y finalmente una etapa de estabilización en donde predominan actinomicetos y otros degradadores de celulosa y lignina.

Entre los factores que determinan el éxito del proceso destacan a) la cantidad y calidad de las diferentes poblaciones microbianas; b) la cantidad de calor metabólico que se genera y c) la calidad del producto final. Una vez que el producto final ha cumplido con las normas de calidad puede ser utilizado como un abono orgánico. Actualmente se vislumbran múltiples aplicaciones para la recuperación de las inversiones que se requieren para este tipo de procesos. Entre las aplicaciones potenciales se pueden mencionar: la producción de hongos comestibles, la producción de reguladores de crecimiento de plantas y recientemente como material auxiliar en la bioremediación de suelos agrícolas contaminados con pesticidas, tricloroetileno e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), entre otras moléculas recalcitrantes.

b) Digestión Anaerobia. Es un proceso de descomposición biológica en donde la fermentación se realiza con un alto contenido de sólidos, por encima de un 20%, que se encuentra en vías de desarrollo, su principal impacto radica en la posibilidad de recuperar eficientemente energía a partir de la materia orgánica de los RSM. El proceso de digestión anaerobia será posteriormente estudiado con más detalle en el capítulo 3.

c) Digestión anaerobia/compostaje. Es un proceso que consiste en una combinación secuencial de las dos alternativas. El principal interés radica en obtener un material sólido estable y libre de patógenos con la remoción simultánea de gas metano. En la primera etapa (30-40 días), la temperatura debe mantenerse entre 53 y 55°C y el producto sale del digestor con una concentración de sólidos del 25 al 30%. En la segunda etapa se deja evolucionar libremente y después de

20 a 30 días de degradación aerobia, el material rico en ácidos húmicos sale con una concentración de sólidos del 60 al 70%, que puede ser utilizado como un abono natural en tierras de cultivo.

En la tabla 2.4 se presenta un cuadro comparativo de las ventajas e inconvenientes de cada uno de los métodos biológicos de transformación de los RSM, detallado en esta sección.

Tabla 2.4 Ventajas y desventajas que presentan los tratamientos biológicos de la fracción orgánica de los RSM.

TRATAMIENTO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Composteo	<ol style="list-style-type: none"> 1) Reduce los RSM a una fracción mínima. 2) Potencialmente puede generar productos de un alto valor agregado. 3) destruye los organismos patógenos contenidos en los residuos. 4) Degradar completamente los residuos orgánicos de origen doméstico. 	<ol style="list-style-type: none"> 1) la producción de compuestos de alto valor agregado se encuentra en pleno desarrollo. 2) Existen dificultades técnicas por el carácter heterogéneo del material. 3) El mercado de la composta no esta desarrollado en México. 4) Demanda superficies de terreno relativamente grandes.
Digestión Anaerobia	<ol style="list-style-type: none"> 1) Bajas cantidades de agua en el desecho. 2) Alta producción de gas por volumen de reactor. 	En plena fase de investigación y desarrollo.

2.4 El método seleccionado.

Los diferentes métodos indicados en las tablas 2.3 y 2.4 son muy variados y merecen un estudio particular para determinar cuales son sus principales características. Aquí sólo realizaremos el estudio de la Digestión anaerobia, que actualmente ha recibido mucha atención en el ámbito mundial como una buena opción para la disposición de los Residuos sólidos Municipales.

Los estudios, y el uso de la digestión anaerobia es un método utilizado desde hace muchos años para el tratamiento de aguas residuales y ha tenido un gran desarrollo hasta alcanzar el lugar de ser un procedimiento que actualmente se encuentra, hoy día, en los libros de texto de Ingeniería Sanitaria. El procesamiento de los residuos sólidos por digestión anaerobia, actualmente es una opción que ha

alcanzado gran apoyo en el ámbito internacional, en Europa y Japón, donde los espacios se tienen que utilizar en una forma intensiva a gran escala, además de que, la producción del biogas rico en metano, se puede utilizar como una fuente alternativa de energía, que aunque tiene problemas prácticos en su manejo, principalmente de difícil liquefacción, con un buen manejo, podría ser considerado como una alternativa importante.

En México la fracción orgánica de los residuos sólidos es aún considerable, mayor al 50%, y la opción de digerir esta materia en plantas de digestión anaerobia, es una gran oportunidad, ya que el uso intensivo que actualmente sufren los rellenos sanitarios construidos en las grandes metrópolis, en el caso particular de la Ciudad de México, el relleno sanitario Bordo Poniente, ha alcanzado rápidamente a ocupar tres etapas, de gran magnitud, y se está operando la cuarta, y aunque todavía hoy el espacio, ya que ocupa los terrenos que antiguamente pertenecían al lago de Texcoco en la parte Noroeste del Distrito Federal, esta área, algún día no muy lejano, se terminara, y los residuos continuaran produciéndose por la población. En la Ciudad de México se construyeron una planta incineradora de RSM y una planta de Compostaje, pero las dos se encuentran fuera de operación debido al manejo deficiente de los operadores del Departamento del Distrito federal, lo cual ha generado que encontremos dos grandes "elefantes blancos" que podrían ser parte de la solución que se enfrenta en la actualidad.

La Digestión anaerobia de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Municipales, es una buena opción que debemos de analizar a profundidad, y si es posible utilizar para resolver una parte del problema de los RSM.

Capítulo 3

Digestión Anaerobia

3.1 Antecedentes.

Los combustibles fósiles fueron producidos hace millones de años, en procesos naturales de descomposición de la materia orgánica. Casi dos terceras partes del carbón natural, que hoy se utiliza se formó por los grandes árboles y plantas en el período carbonífero hace aproximadamente 280 a 360 millones de años. El calor y la presión de estos procesos nos dio al carbón en un estado casi puro. Una parte de la materia orgánica se convirtió en el petróleo y gas natural, que actualmente es extraído y consumido en el mundo, por mecanismos que hasta de día de hoy no son bien comprendidos. El gas natural probablemente se produjo por microorganismos que forman una mezcla de metano y bióxido de carbono en una digestión anaerobia, que hoy día se está utilizando para tratar las cargas orgánicas de las aguas residuales producidas en los centros urbanos, y que también se ha comenzado a utilizar para disminuir la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSM).

El proceso de Digestión Anaerobia (DA) atrajo la atención en los países desarrollados en sus oficinas de administración y manejo de residuos sólidos, desde hace algunos años, (década de los 80's), porque además de ser un método de tratamiento, también se obtiene la producción de "biogas" (rico en metano) que es un gas combustible.

En los países desarrollados, los reclamos actuales para establecer una base sobre los recursos energéticos actuales disponibles y su origen en su mayor parte no renovable se ha manifestado en una proliferación mundial hacia la propuesta de diversas alternativas, principalmente desarrolladas en los países sin fuentes de energía locales, como Japón.

Es un hecho bien conocido que la DA ha sido un elemento clave en el tratamiento de las aguas residuales en los países desarrollados. El proceso se basa en ser un medio para tratar los sólidos suspendidos en las corrientes de agua de desecho y de los sólidos producidos en sistemas de tratamiento secundarios y terciarios (por ejemplo, sedimentadores).

Con una o dos excepciones importantes, el interés en la DA de RSM fue despreciado como alternativa real, ocupándose de su desarrollo principalmente en las áreas rurales, donde se comenzó a utilizar con desechos agrícolas y estiércol producido en las granjas. En los 80 se observó un aumento gradual en el desarrollo del proceso a un nivel similar al del compostaje aerobio, debido principalmente a que se podía llevar a cabo una DA "rica" o "alta en sólidos", lo cual disminuía los espacios utilizados y el volumen de agua requerida para el proceso. La Digestión Anaerobia Alta en Sólidos (DAAS) difiere de la DA convencional en el contenido de sólidos tratados, ya que en la primera se manejan concentraciones sobre el 20% o más altas; mientras que en la convencional lo común es de 3 ó 4% o inferior, es decir, se encuentra diluida la materia orgánica.

La DA además se lleva a cabo en los sitios de disposición final de residuos sólidos de una forma espontánea, pero sin ningún control, lo que puede ocasionar grandes impactos ambientales como la migración perimetral del biogás, la acumulación de éste en diversos puntos, la formación de grietas donde se pueden presentar incendios y hasta explosiones, además de que presenta concentraciones muy diversas de gases tóxicos, que pueden generar desde sólo malos olores hasta intoxicaciones, principalmente debido a la presencia de ácido sulfhídrico (H_2S) en el biogás, el cual si alcanza concentraciones de 800 ppm es letal. La generación de lixiviados con altos valores de Demanda Química de Oxígeno (DQO), también migra a los alrededores, principalmente contaminando el manto freático cercano al sitio.

3.2 Definición de Digestión Anaerobia.

Según el Diccionario de Biotecnología de (Combs 1992) la digestión anaerobia se define como:

"Digestión anaerobia: Término que se refiere rigurosamente a fermentaciones bacterianas anaerobias en las que biopolímeros orgánicos complejos y otros productos orgánicos de desecho se descomponen produciendo una mezcla de metano y de bióxido de carbono en proporciones similares (biogás). Este proceso se utiliza en el tratamiento comercial de lodos residuales, así como residuos de

granjas, efluentes industriales o cultivos cuyo propósito es la obtención de energía. La digestión anaerobia también conlleva la formación de gas de composición similar durante la descomposición biológica de los productos orgánicos en sitios de disposición final..."

Esta definición sobre la digestión anaerobia enuncia las partes principales del proceso aquí en estudio. Sobre la base de muchos autores definen de forma diferente o tan sólo su nombre sobre la base de diferentes características, destacando principalmente que todas ellas describen o establecen el mismo proceso, entre estos puede encontrar los términos: "biogasificación", "producción de metano", "estabilización acelerada", "digestión anaerobia" etc. En EE.UU. popularmente se conoce como biogasificación, pero es un término muy ambiguo que no será ocupado aquí, ya que no alcanza a definir el proceso en sí. La producción de metano, también es un término ambiguo, literalmente, la producción de metano se definiría como la obtención de metano por fermentación microbiana. Los dos últimos términos: estabilización acelerada y digestión anaerobia de la FORSM es un término que se utilizará aquí, ya que la estabilización acelerada se puede referir al proceso donde la materia ya permanece "estable" y se realiza de una forma rápida (podría definirse mejor como el proceso por el cual los RSM ya no puedan ser descompuestos, oxidados o reaccionar químicamente, o que podría modificar su estado), la digestión anaerobia de RSM se podría definir como la descomposición biológica de la materia orgánica, bajo condiciones anaerobias con una producción principalmente de metano y bióxido de carbono, teniendo principalmente interés en el desecho sólido.

3.3 Fuente del sustrato.

Los sistemas bioquímicos requieren de sustratos orgánicos para degradar lo biodegradable. Los RSM son una mezcla heterogénea de diversos desechos, los cuales, presentan formas y tamaños diferentes, así como características físicas, químicas y biológicas muy variables, que los convierten en biodegradables y no biodegradables. En gran parte de la fracción orgánica actuarán microorganismos degradadores que se encuentran en el medio ambiente, el suelo, el aire, y dentro

de los mismos desechos, por su parte los materiales ferrosos se oxidaran por procesos químicos la mayoría de los materiales inorgánicos permanecerán inertes. La composición de los RSM varía ampliamente, dependiendo del lugar de donde provengan, si se trata de un área rural o urbana, del nivel socioeconómico de los habitantes y también cambia a través del tiempo. La composición promedio de los RSM generados en el Distrito Federal y en el resto del país se puede observar en la Tabla 1.3. Enfocando un análisis en los desechos generados en el Distrito Federal, y obteniendo las concentraciones promedio de composición tendremos la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Composición porcentual de los RSM en la Ciudad de México.

Subproducto	Promedio	Subproducto	Promedio
Algodón	0.23	Material ferroso	0.52
Cartón	3.34	Material no ferroso	0.21
Cuero	0.66	Papel	12.67
Residuos Finos	0.95	Pañal desechable	3.06
Cartón encerado	1.44	Plástico	5.14
Fibra vegetal	5.00	Poliuretano	4.52
Fibra sintética	0.47	Poliestireno	0.33
Hueso	0.83	Residuos alimenticios	45.02
Hule	0.21	Residuos de jardinería	4.04
Lata	1.62	Trapo	2.41
Loza cerámica	0.75	Vidrio de color	2.55
Madera	0.59	Vidrio transparente	4.40
Material de construcción	0.78	Otros	3.20

FUENTE: Secretaría de desarrollo Social, México: Informe de la situación General en materia de equilibrio ecológico y protección al Ambiente 1991-1992, México, 1993.

Como se puede observar en la Tabla anterior, si sumamos el porcentaje del cartón, cuero, cartón encerado, fibra vegetal, hueso, papel, residuos alimenticios, residuos de jardinería y trapo, tendremos que el 75.64% de los RSM se considero como materia orgánica, con un potencial grande de biodegradabilidad. También es importante destacar que el porcentaje de los residuos alimenticios es muy alto, de 45.02%, y del papel y cartón, sumadas de 16.01% del total de los RSM generados. De acuerdo con (Peres, 1992) la principal fuente del carbono utilizado en la DA de la FORSM proviene de los polímeros orgánicos biodegradables, que se clasifican, según este autor, como lignocelulosas, polisacaridos, grasas y proteínas. Dentro de las lignocelulosas se encuentran la lignina, la hemicelulosa y la celulosa, las tres representan un porcentaje muy alto en la composición de los

RSM, según un análisis realizado por los autores. La celulosa puede alcanzar hasta el 33%, la lignina 12.5% y la hemicelulosa 5.2% de los Sólidos Totales (ST). Por su parte las proteínas aportan el 11.7% y los lípidos el 6% de los ST.

También cabe mencionar que la lignina de la madera, los desechos agrícolas y otros desechos de las plantas pueden ser resistentes a la acción microbiana, de tal forma que se encuentran dentro de "corazas" las moléculas de celulosa. Por lo que algunos autores han observado que la madera en un digestor no es casi tocada, mientras que el papel es completamente digerido.

3.4 Descomposición de los RSM en los sitios de disposición final.

Lo único que se podría decir es que la basura sufre un proceso de descomposición y fermentación el cual es muy difícil de predecir debido principalmente a su heterogeneidad. Algunos de los cambios físicos, químicos y biológicos más importantes que sufre la basura en los sitios de disposición final durante su descomposición son los siguientes (Trejo, 1994):

1. Decaimiento biológico de compuestos orgánicos con generación de gases y líquidos orgánicos.
2. Oxidación química de materiales.
3. Escape y difusión de gases a través de la basura.
4. Disolución (lixiviado) de materiales orgánicos por el agua y por el propio lixiviado.
5. Asentamientos causados por la consolidación del material en los huecos creados por la descomposición, lixiviado y paso de los gases.

También es importante mencionar que los estudios desarrollados en los sitios de disposición final son la base sobre la que actualmente se desarrolló el proceso aquí en estudio. En un sitio de disposición final se presentan dos etapas muy significativas en el proceso de descomposición, estableciéndose una fase aerobia y una anaerobia, característica no deseable en el proceso de DA.

3.5 Microbiología.

En el proceso de descomposición de la materia orgánica actúan una gran variedad de microorganismos, la identificación de estos microorganismos se ha

desarrollado en una forma intensiva, pero con muy pocos resultados prácticos. El proceso de DA no está completamente comprendido. Sólo partes del proceso son explicados por los principios bioquímicos de la vida. El primer intento para la *punificación* de los microorganismos anaerobios la realizó Hungate (Robinson, 1985) en 1940. Subsecuentemente, el primer organismo que se identificó se obtuvo por dos microorganismos separados de una simbiosis obligada que permitía la sobrevivencia de ambos, pero esta información debe de ser manejada con cuidado debido a la falta de información bioquímica de esos tiempos.

Formalmente la DA, según (Díaz, 1997), se realiza en dos etapas solamente, la "Formación de ácidos (o acidogénesis)" y la "formación de metano (o metanogénesis)". Pero para una comprensión más clara muchos investigadores han dividido el proceso en tres etapas, antecediendo a las anteriores la "hidrólisis del sustrato (hidrólisis de polímeros)". Dividiendo el proceso en tres etapas se obtiene el proceso microbiológico total de una forma más clara. En la figura 3.1 se puede observar un esquema sobre la relación entre las tres fases arriba mencionadas.

3.5.1 Hidrólisis.

La materia orgánica en forma de partículas, que constituye la FORSM, no puede ser utilizada en esta forma por las bacterias, ya que no pueden pasar a través de su pared y membrana celular. Estos microorganismos pueden utilizar sustancias en solución. Estas partículas son transformadas por medio de enzimas¹ extracelulares secretadas por las bacterias formadoras de ácidos, en compuestos solubles más simple, como los ácidos orgánicos solubles. Se sabe que en esta etapa se encuentran altas concentraciones de **bacterias proteolíticas** (de 1 a 100 millones/ml), la mayoría son anaerobias facultativas, entre ellas predominan la *clostridium* (65%) que se encuentra acompañada por *bacteroides*, *bifidobacterias*, *veillonella*, que producen enzimas proteolíticas que solubilizan y degradan proteínas, proteasas y polipéptidos. También se encuentran **bacterias celulóticas** (del orden de 100 millones/ml), anaerobias estrictas, que solubilizan la celulosa,

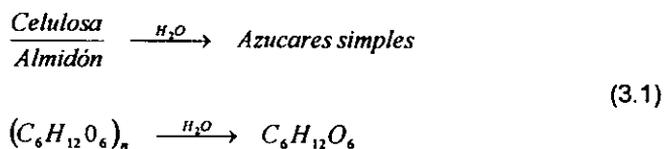
¹ Enzimas: Son catalizadores orgánicos producidos por los seres vivos que favorecen la mayor parte de las reacciones químicas que se desarrollan en ellas pero cuya actividad es independiente de la vida.

hemicelulosa, pecunias, etc., y las transforman en almidón, glucosa y otras azúcares, además aparecen bacterias que mediante la acción de lipasas, degradan las proteínas y grasas. En general se desconoce la taxonomía y concentración de estas bacterias.

A continuación se presentan algunas de las reacciones que se verifican en esta etapa. El contenido de la materia orgánica permanece relativamente sin cambio durante la primera etapa; solamente hay una redistribución entre los diferentes tipos de compuestos orgánicos simples y una ligera pérdida de carbono e hidrógeno.

Los carbohidratos, lípidos, proteínas y otros compuestos orgánicos, se descomponen en ésta etapa para suministrar energía y material celular a los microorganismos.

Muchos de los carbohidratos de los residuos están en forma de grandes moléculas de polisacáridos, como el almidón o la celulosa. Los polisacáridos son hidrolizados por las enzimas extracelulares para formar monosacáridos, principalmente glucosa y una pequeña cantidad de fructuosa y manosa. Como se puede observar en la ecuación:



Los lípidos presentes en los RSM son principalmente ésteres de ácidos grasos y glicerina, estos ésteres se hidrolizan para formar glicerina y ácidos grasos. Los compuestos pueden penetrar a la célula y suministrar carbono o energía a la célula bacteriana. Como se puede ver en la siguiente reacción:

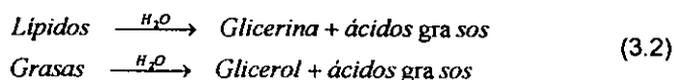
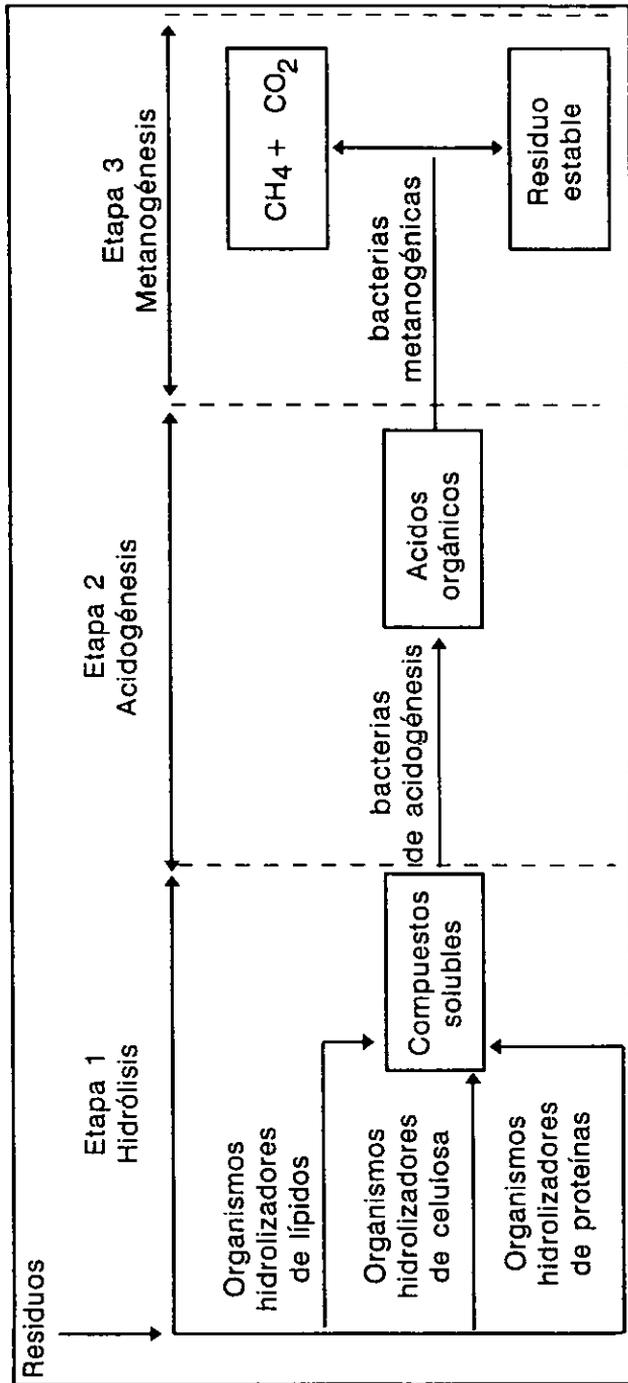
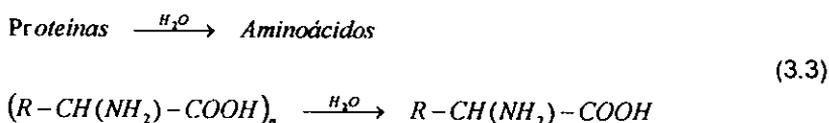


FIGURA 3.1 RELACIÓN ENTRE LAS TRES FASES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA



DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES.
 FUENTE: Díaz, L. F., y otros (1987) "Composting and Recycling Municipal Solid Waste", Lewis Publishers, E.E.U.U.

Los materiales nitrogenados presentes en los residuos son principalmente proteínas y sus productos de la degradación como en la urea. La urea es hidrolizada por las bacterias a bióxido de carbono y amoníaco. Las proteínas no son utilizadas directamente por la mayoría de los microorganismos, pero son hidrolizadas por enzimas éxtracelulares a través de varias etapas de descomposición, primero formándose péptidos y luego aminoácidos. Estos aminoácidos y algunos péptidos penetran en la célula microbiana y son degradados. Muchas bacterias no pueden formar las enzimas extracelulares requeridas para hidrolizar las proteínas, a menos que haya una fuente de energía disponible, por ejemplo, la glucosa. Algunos microorganismos requieren también de una pequeña cantidad de inicial de nitrógeno amoniacal o de aminoácidos para poder iniciar la síntesis de enzimas extracelulares. La reacción simplificada es la siguiente:

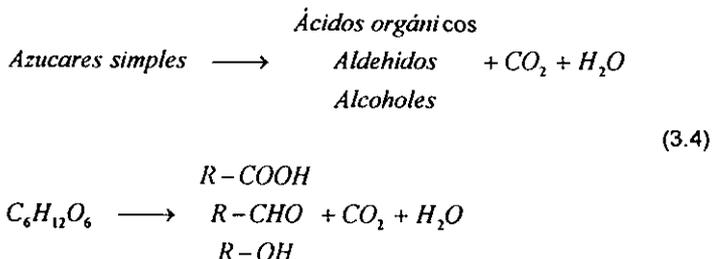


3.5.2 Acidogénesis.

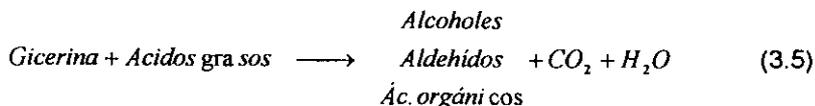
Las bacterias formadoras de ácido son predominantemente facultativas, con unas cuantas bacterias anaerobias estrictas. En las bacterias productoras de ácidos predominan varias especies de *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, alcalígenas, *Escherichia*, y *Aerobacter*. Estas bacterias prosperan en un amplio rango de condiciones ambientales. Su taxonomía también se conoce muy poco, y de forma se encuentran como bacilos gram negativos. Se encuentran en concentraciones del orden de 1,000 a 10,000 millones/ml. Aquí, también se encuentran bacterias sulfarreductoras (desulfovibrio) en concentraciones de 10,000/ml, que compiten con las bacterias metanogénicas y forman ácido sulfhídrico (H₂S).

Esta etapa es considerada como el punto de control que regula la digestión de los RSM. Utilizando los compuestos generados de la hidrólisis tendremos las reacciones siguientes:

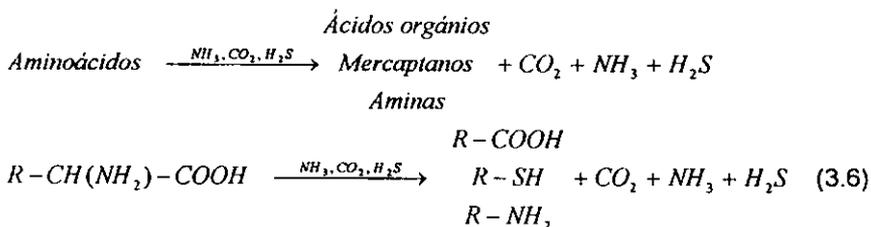
Los monosacáridos entran en la célula bacteriana y sufren una serie de reacciones metabólicas para proveer de energía al microorganismo, obteniéndose como productos bióxido de carbono, ácidos orgánicos, aldehidos y alcoholes, como se muestra en la reacción:



De los lípidos tenemos que se obtuvieron ácidos grasos y glicerina, las cuales sufren una degradación aún mayor en esta etapa, y se obtienen como productos cadenas más pequeñas de ácidos grasos y bióxido de carbono, estos ácidos grasos son los precursores primarios del metano producido en la DA.



Los aminoácidos y péptidos formados de la degradación de las proteínas en ésta fase reacciona con pequeñas cantidades de nitrógeno amoniacal, bióxido de carbono y ácido sulfhídrico para obtener:



Muchos autores consideran que el ácido acético es el principal precursor en la formación de metano, y aunque se puede encontrar ácido fórmico, propiónico, butírico, valérico, isovalérico o caproico, además del acético, se ha establecido que la **acetogénesis**, es la parte principal del proceso. El 70% del metano

obtenido en la DA se obtiene del ácido acético, y el 30% de metano obtenido se obtiene de la reducción del bióxido de carbono.

3.5.3 Metanogénesis.

En esta etapa participan bacterias muy especiales en su metabolismo y estructura, que se clasifican dentro de los protistas más primitivos de la tierra (sus formas son bacilar o cocoide, móviles o inmóviles, gram positivas o gram negativas). Estas bacterias son anaerobias estrictas, y puede inhibir su crecimiento aún con muy poco oxígeno. Es muy difícil aislar, purificar, cultivar y enumerar este tipo de bacterias en laboratorio. En los medios donde generan metano se encuentran en concentraciones de unos 100 millones/ml. Las bacterias formadoras de metano pertenecen a la familia *Methanobacteriaceae*, obtienen energía para su crecimiento por medio de la formación de metano, por la reducción de bióxido de carbono utilizando electrones generados en la oxidación de compuestos tales como el hidrógeno y el formato, o por medio de la fermentación de compuestos tales como el acetato y el metanol con la fermentación de metano y bióxido de carbono como los productos. Estas bacterias son un grupo altamente especializado que no utiliza carbohidratos o materiales proteínicos u otros compuestos orgánicos, como fuente de energía. Cada especie sólo puede atacar un grupo restringido de compuestos, siendo necesaria la presencia de varias especies para estabilizar completamente los RSM. Debido a su alto grado de especialización en relación con sus posibles fuentes de energía. Se conocen 22 especies de las cuales se reconoce 40 cepas. Según menciona (Moeller, 1982) los únicos géneros aislados son: *Methnobacterium*, *Methanosarcina* y *Methanococcus*.

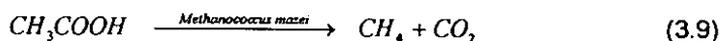
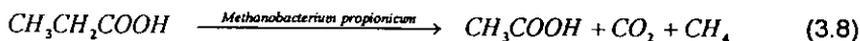
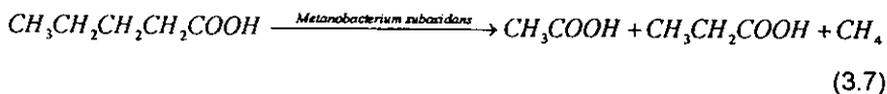
En la tabla 3.2 se enlistan las especies aisladas señaladas por este autor, y los substratos que utilizan cada una de ellas.

**Tabla 3.2 Bacterias productoras de metano y los sustratos que utilizan.
Según Moeller.**

BACTERIAS	SUSTRATO
Bacterias de forma bacilar:	
Genero I: <i>Methanobacterium</i>	
1) <i>Methanobacterium formicicum</i> .	Formato, CO ₂ , H ₂
2) <i>Methanobacterium ruminatum</i> .	Acetato CO ₂ , H ₂
3) <i>Methanobacterium soehngenii</i> .	Acetato, butirato
4) <i>Methanobacterium thermoautrophicum</i> .	
5) <i>Methanobacterium mobile</i> .	CO ₂ , H ₂
6) <i>Methanobacterium onielianskii</i> *	Acetato CO ₂ , H ₂ Acetato CO ₂ , H ₂
Bacterias de forma cocoide:	
Genero II: <i>Methanosarcina</i> .	
1) <i>Methanosarcina barkeri</i> .	Metanol, acetato, CO ₂ , H ₂
2) <i>Methanosarcina methanica</i> .	Acetato, butirato
Genero III: <i>Methanococcus</i> .	
1) <i>Methanococcus maezi</i> .	Acetato, butirato
2) <i>Methanococcus vanielii</i>	Formato, H ₂

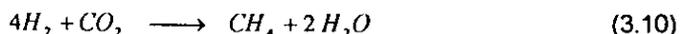
* Includido en esta tabla de Rodolfo Trejo, "Procesamiento de la basura urbana".

La especialidad de las materias del metano sobre el sustrato que atacan puede ejemplificarse con la fermentación del ácido valérico, para lo cual se requieren tres especies. En la primera etapa de la fermentación el ácido valérico es oxidado por *Methanobacterium suboxidans* a ácido acético y propiónico, con desprendimiento de metano. El ácido propiónico se transforma a ácido acético, bióxido de carbono y metano por *Methanobacterium propionicum*, quien no puede utilizar el acetato producido, interviniendo entonces *Methanococcus maezi* para degradar el ácido acético y producir metano y bióxido de carbono. Lo anterior se representa por las ecuaciones siguientes:



Otra parte del metano se obtiene con las bacterias que utilizan al carbonato como aceptor de electrones, obteniéndose a partir de su reducción la formación de

metano. El ejemplo más simple de la respiración anaerobia es la oxidación de hidrógeno y la reacción generadora de energía que se llevan a cabo éstas bacterias es:



En este caso particular, el metano proviene solamente de la reducción del bióxido de carbono. La característica metabólica común de las bacterias metanogénicas es la capacidad de acoplar la oxidación del hidrógeno con la reducción simultánea del bióxido de carbono. Además, la de muchas especies para desarrollarse en forma autótrofa indica la gran capacidad bio-sintética de estos microorganismos. Las bacterias metanogénicas difieren de otros microorganismos autótrofos en que el metabolismo para el bióxido de carbono incluye la fijación de carbono a la célula y la reducción de metano.

3.6 Cultivo Continuo vs. Cultivo Batch.

En la digestión continua o casi continua, las tres etapas se deben de realizar en forma continua en la digestión. Un cultivo continuo es en la que sustrato nuevo es alimentado continuamente y parte del desecho es retirado en forma equivalente. En la DA práctica, según (Díaz, 1997) la diferencia entre alimentación y retiro del material en una por día o como máximo dos, es suficiente para considerar al proceso como continuo. Por el contrario, un cultivo batch es en el que una vez de que se han establecido las condiciones de cultivo, ya no se puede agregar ni retirar material, hasta que se finalice el proceso de digestión. En otras palabra, el digestor es llenado hasta su capacidad de un RSM al que se puede o no agregar un inoculo.

En un digestor continuo, el material nuevo se agrega cuando el material antecesor de este ya ha sufrido algunas de las etapas de digestión. Alguna parte del material se puede encontrar en la fase de hidrólisis o en la acidogénesis, o ya en la transformación de los ácidos a metano. Por lo tanto, si las tres etapas ocurren simultáneamente, los ácidos producidos son utilizados inmediatamente por los metanogenos tan rápidamente como estos son sintetizados. Por lo anterior no debe ocurrir ninguna acumulación de los ácidos, y la única manifestación externa de proceso debería de ser la generación del biogas que puede ser capturado

Capítulo 4

Digestión Anaerobia de Residuos Sólidos Municipales.

4.1 Antecedentes.

Un sistema de digestión de RSM es un sistema de reacción, el cual ha sido estudiado ampliamente en los últimos años, ya que presenta grandes ventajas de tratamiento. Diversos investigadores han establecido mecanismos para tratar de predecir la forma en que se lleva a cabo la reacción (digestión), y cuales son los parámetros más importantes utilizados en el seguimiento, control y operación del proceso con un alto grado de eficiencia.

Determinar cuales son las principales características que deben de cumplir los RSM para que el proceso de digestión se lleve a cabo en las mejores condiciones las principales características del sustrato es la clave para poder evaluar técnicamente el proceso.

El tratar de predecir la eficiencia de conversión de los RSM es un punto importante, ya que este parámetro es el que permite conocer las principales variables para un escalamiento del proceso.

La diversidad con que cada investigador describe sus resultados y variables, es grande, pero todos tienen en común, describir el modo de comportamiento del proceso.

En cualquier proceso de descomposición biológica existen muchas variables que pueden afectar en forma directa o indirecta su desarrollo. Dentro de estas podemos encontrar las físico-químicas y las ambientales. A continuación se tratara de enlistar los más importantes para el proceso de DA.

4.2 Principales factores que afectan el proceso de DA.

4.2.1 Temperatura.

La temperatura es un factor que influye directamente en el desarrollo del proceso. La temperatura utilizada se relaciona con la cantidad de biogas producido y la

conversión de los Sólidos Volátiles (SV²). Aunque el proceso de digestión anaerobia se puede llevar a cabo dentro del intervalo de 10 a 65°C, si se eleva la temperatura hasta alcanzar de 38 a 40°C se verifica un aumento en la degradación de los SV y un aumento en la cantidad del biogas generado. Si se continúa aumentando la temperatura y se sobrepasa el valor de 40°C, la actividad de los microorganismos comienza a disminuir hasta alcanzar los 45°C, donde se inhibe toda actividad. A partir de los 50°C se nota que la actividad microbiana aumenta hasta los 55°C donde alcanza su valor máximo, después de sobrepasar esta temperatura, la actividad vuelve a disminuir paulatinamente y se inhibe completamente al alcanzar los 65°C.

El comportamiento anterior se puede explicar debido a que la temperatura es un factor que interfiere directamente en el desarrollo de poblaciones específicas de microorganismos. Según su nivel térmico, los microorganismos se pueden clasificar en tres grupos:

- a) *Psicrófilos*: su temperatura óptima de crecimiento es cercana a los 15°C, pueden crecer a velocidad reducida a temperaturas próximas a los 0°C y hasta los 25°C.
- b) *Mesófilos*: Se desarrollan a temperaturas medias entre 20 y 40°C. Como grupo no se ha establecido un punto óptimo común entre todos ellos.
- c) *Termófilos*: Se desarrollan entre temperaturas que van desde los 50 y hasta 60°C. Se establece un punto óptimo de desarrollo entre los 53 y 55°C.

Los grupos de interés aquí son los mesófilos y termófilos, y como podemos resumir, las temperaturas óptimas para cada uno de estos grupos será de 38 a 40°C y de 55°C respectivamente.

En la tabla 4.1 podemos observar algunas de las ventajas de trabajar a cualquiera de estos niveles de temperatura, en la fermentación metánica.

² Los sólidos volátiles son medidos como el porcentaje perdido de peso en los sólidos cuando una muestra es calentada a 440°C

Tabla 4.1 Ventajas en un proceso anaerobio trabajando en las zonas mesófila o termófila.

Zona Mesófila	Zona Termófila
<ul style="list-style-type: none"> • Menos vapor de agua en el gas. • Menos bióxido de carbono en el gas. • Mayor cantidad de especies microbianas metanógenas. • Balance energética más favorable. • Posibilidad de utilización de las calorías a nivel bajo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reactivada mayor: menor tiempo de retención. • Disminución de los volúmenes de lodo que se forman. • Destrucción de microorganismos patógenos. • Mantenimiento más fácil de las condiciones anaerobias.

FUENTE: Dirección General de Servicios Urbanos; Dirección técnica de Desechos Sólidos: "Informe final de operación y evaluación de la planta piloto de estabilización anaerobia acelerada de residuos sólidos, de la planta industrializadora de san Juan de Aragón", México, 1996."

4.2.2 pH.

La sensibilidad de los metanógenos es la más importante en el proceso de DA, ya que su sensibilidad es mayor a la de los microorganismos formadoras de ácido. La diferencia se pronuncia principalmente en el pH. El rango donde los metanógenos desarrollan su actividad entra en el rango de 6.5 a 7.5, teniendo un valor óptimo en el valor neutro (pH=7). Las formadoras de ácido tienen su actividad en el rango de 4.5 y hasta 7.5.

La actividad del ión hidrógeno es un parámetro ambiental crítico en el desarrollo del proceso, ya que afecta directamente el desarrollo de las poblaciones microbianas en el sistema. Una disminución del pH indica que el desarrollo de los metanógenos se ha inhibido y que los microorganismos formadoras de ácido, están acumulando sus productos y pueden llegar a niveles superiores para inhibir todo el sistema. Por lo anterior es importante considerar elementos que regulen el pH, si es necesario, para el buen desarrollo del proceso.

El establecimiento de una fase acuosa, (el lixiviado, como se conoce comúnmente) que es donde se lleva a cabo toda la actividad de los microorganismos que interviene en el proceso de digestión. Esta en contacto con los productos de la acidogénesis, de los cuales surgen dos fuentes de ión hidrógeno, éstas son:

1) El CO₂ generado en el proceso se puede disolver en la fase acuosa, hasta un cierto punto, determinado por la Ley de Henry:

$$[CO_2(aq)] = K_H P_{CO_2}^o \quad (4.1)$$

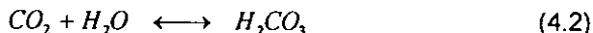
Donde:

$[CO_2(aq)]$ es la concentración molar del CO_2 en la fase acuosa (en moles/lit)

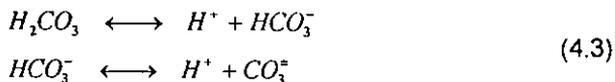
P_{CO_2} es la presión parcial del CO_2 en la fase gas (atm)

K_H es la constante de la ley de Henry (en mol/lit-atm)

A la disolución del CO_2 continua su reacción con agua para formar ácido carbónico de acuerdo a la siguiente reacción en equilibrio:



El efecto total de la disolución del bióxido de carbono es la creación de acidez en la fase acuosa lo muestran las siguientes reacciones:



2) La segunda fuente de ión hidrógeno, son los ácidos generados por los microorganismos formadores de ácido, los cuales son ácidos débiles, principalmente representados por el ácido acético, propiónico, valérico, entre otros.

4.2.3 Potencial REDOX.

El desarrollo de las poblaciones anaerobias requiere de la eliminación del oxígeno, o por lo menos de tener un potencial bajo de óxido-reducción (esto es, la presencia de un agente reductor o absorbente de oxígeno).

La oxidación y la reducción se pueden producir en ausencia de oxígeno, y son fenómenos dependientes de la transferencia de electrones. Una sustancia que absorbe fácilmente electrones es un buen agente oxidante (esto es, es fácilmente reducido). Por el contrario, un buen agente reductor es el que cede fácilmente electrones (es decir, es fácilmente oxidado).

Los organismos anaerobios requieren de la ausencia de oxígeno y de potenciales REDOX bajo (es decir, un ambiente reductor) para su crecimiento.

Los ensayos realizados en cultivos puros han demostrado que las bacterias metanógenas sólo actúan a un potencial REDOX de -300 a -330 mV.

4.2.4 Propiedades inherentes al sustrato utilizado.

Como todos los seres vivos, los microorganismos crecen, se reproducen y segregan algunos componentes bioquímicos. Éstas son las características sobre las que se basa el proceso de DA de RSM, ya que para su desarrollo no sólo se deben de tener a los microorganismos y condiciones ambientales favorables. También se requieren de los materiales que estos microorganismos utilizaran para reproducirse y segregar productos bioquímicos que en el caso de la DA será la materia orgánica de los RSM, que será utilizado como "sustrato" por los diferentes microorganismos que interviene en el proceso.

Los sustratos pueden ser considerados desde tres aspectos: características físicas, composición química y biodegradabilidad (Materia Orgánica Fermentable, MOF). Estrictamente hablando, la biodegradabilidad es una función de la composición química, es decir, de la estructura molecular de los componentes de los desechos.

4.2.4.1 Propiedades físicas.

Tres características físicas de los RSM son importantes para el proceso de digestión anaerobia: el contenido de humedad, el tamaño de partícula y la compactación o densidad.

Humedad: El contenido de humedad es considerado como uno de los factores más importantes en el proceso de degradación en DA, ya que es el medio en el cual los microorganismos responsables del proceso actúan, y también sirve como medio de transporte de los nutrientes y de las bacterias. Un alto contenido de humedad incrementa la producción de biogas, ya que favorece la primera etapa de hidrólisis. Según se ha reportado por varios autores la humedad de los RSM varía desde un rango de 15 a 20% para un valor bajo de humedad hasta 30 a 40% como alto, con promedio de 25%. Según reporta (Nyns, 1992) la metanogénesis sólo ocurre cuando el contenido de agua excede el 50%.

El contenido de sólidos totales en la digestión de aguas residuales y de lodos es normalmente entre 3 y 4%, para los sistemas de digestión de RSM se han manejado concentraciones desde 5 y hasta 20% (o en algunos caso muy superiores).

De un 5 a 8% de Sólidos Totales (ST) se considera que es un valor apropiado para la digestión (humedad de 92 a 95%). Principalmente para sistemas en los que se considera el manejo de sistemas de mezclado.

En concentraciones de 10 y hasta 20% de Sólidos Totales, se ha comenzado a estudiar, y aplicar en algunos casos, como un método alternativo para la DA como un método semi-seco y las condiciones secas son cuando se maneja concentraciones superiores a 20% de Sólidos Totales.

El tamaño de un digestor es en parte una función del contenido de humedad con que se opere; el trabajar en condiciones muy húmedas, podría ser un factor que incrementa el volumen del digestor, pero favorece el uso de algún sistema de mezclado y una mayor facilidad para controlar el sistema. En condiciones semi-secas o secas el volumen necesario del digestor se reduce, pero se pueden originar diversos problemas en la operación del sistema.

Tamaño de partícula: La velocidad con que se desarrolla la actividad microbiológica en la etapa de hidrólisis es una función directa del tamaño de la partícula, ya que a menor tamaño se incrementa el área de superficie por masa y una mayor área de ataque microbiológico. El tamaño de partícula de los residuos altamente putrescibles y de residuos alimenticios, no necesita ser muy pequeño. En algunos casos los materiales, como la madera, forman paredes que son difíciles de atacar directamente por los microorganismos, por lo cual es muy recomendable el manejar tamaños de partícula pequeños en general en el proceso, siendo estos desde 1 cm, como mínimo, hasta 4 cm como máximo.

Densidad: esta característica de los RSM se manifiesta con mayor importancia cuando se manejan condiciones semi-secas o secas. Este parámetro es importante, ya que permite controlar el grado de compactación de los sólidos en el proceso.

En un relleno sanitario convencional, la compactación de los residuos se encuentra en un intervalo de 720 a 780 Kg/m³. Si se disminuye la compactación esto podría permitir una mayor libertad de movimiento de agua y de los nutrientes; y por consiguiente, una mayor transferencia de masa entre estos nutrientes y los diferentes grupos microbianos.

4.2.4.2 Propiedades químicas.

Son dos los factores que tiene importancia con respecto a la composición química del sustrato: (1) la composición elemental y (2) la estructura molecular del sustrato.

Los elementos necesarios para el crecimiento microbiano y de biodegradación son los mismos igual que para todos los sistemas biológicos. Los principales macronutrientes para (Díaz, 1997) son: nitrógeno, carbono y fósforo; los micronutrientes son trazas de los elementos: sodio, cobalto, manganeso y otros varios elementos metálicos. En la mayoría de los RSM se encuentran presentes estos nutrientes. Un punto importante aquí, es la relación que estos guardan para ser aprovechado en el crecimiento microbiano, siendo la más importante la relación que guardan el carbono y el nitrógeno.

En la tabla 4.2 Se presentan los principales elementos representativos que constituyen los microorganismos, según (Quintero, 1983).

Tabla 4.2 Compuestos orgánicos de los principales elementos constituyentes de las células microbianas.

Elemento	Compuestos orgánicos	% del peso seco
H	Compuestos orgánicos y agua.	
O	Compuestos orgánicos y agua.	8
C	Compuestos orgánicos.	20
N	Proteínas, ácidos nucleicos y coenzimas.	50
S	Proteínas y algunas coenzimas.	14
P	Ácidos nucleicos, fosfolípidos y coenzimas.	1
Mg	Cofactor de reacciones enzimáticas.	3
Mn	Cofactor de algunas enzimas.	0.5
Ca	Cofactor de enzimas (proteasas).	0.1
Fe	Citocromos, proteínas y cofactor de enzimas.	0.5
Co	Constituyente de la vitamina B12	0.2
Zn	}	0.03
Cu		
Mo		

FUENTE: Quintero R. (1993) "Ingeniería Bioquímica (Teoría y aplicaciones)" Editorial Alhambra, México.

Relación Carbono-Nitrógeno: Se puede originar diversos problemas cuando existe una desproporción entre el carbono y el nitrógeno presente en los RSM. En otras palabras, una buena relación C:N es necesaria para una buena operación de un digestor. Cuando la relación C:N es alta, la concentración de los ácidos grasos volátiles aumenta y la producción de metano decrece; los microorganismos

formadores de ácido asimilan más fácilmente el nitrógeno que los metanógenos. Cuando la relación C:N es baja, una gran parte del nitrógeno se convierte en Nitrógeno-amoniaco ($N-NH_3$) que puede ser asimilado más fácilmente por los metanógenos; pero al alcanzar ciertas concentraciones de amoníaco, este gas se convierte en tóxico y puede inhibir al sistema por ser tóxico para los microorganismos.

Un sustrato con buena o moderada biodegradabilidad, es decir, el carbono y el nitrógeno se encuentran fácilmente accesibles a los microorganismos, tiene una relación óptima C:N de 25:1 respectivamente. Cuando se utiliza un sustrato de difícil biodegradación, la relación entre el carbono y el nitrógeno puede aumentar hasta tener valores de 35:1 o hasta, en algunos casos de 40:1. Entre los desechos de difícil biodegradación podemos encontrar la madera, los desechos de jardinería, la paja o la cascarilla de arroz, entre otros. De estos últimos desechos, se puede decir que es necesario para ser digeridos el uso de procesos físicos como calentar bajo presión o disolver en soluciones de álcalis o ácidos. La tendencia de varios residuos a flotar debido a su baja densidad, como la madera, la paja, entre otros, hacen que estos sean no deseados en el proceso de digestión. En las capas superiores del digestor puede llevarse a cabo una disminución en la densidad que podrían originar una nata (o espuma) que podrían ocasionar diversos problemas. Casi todo el papel, a excepción del papel periódico, se digiere fácilmente cuando existe una fuente de nitrógeno en el sistema.

Para el caso de fósforo la relación óptima se encuentra entre C:P de 150.

Sustancias tóxicas: El término "sustancia tóxica" puede ser interpretado de muchas formas, partiendo desde las sustancias que son mortales para los microorganismos, hasta los que sólo inhiben en ciertas concentraciones. Las concentraciones cambian en función al grupo de microorganismos afectado y a la sustancia en sí. Para detectar a una sustancia tóxica para los metanógenos que se encuentra en el digestor, se debe observar una disminución en la producción de biogas; pero si sólo es tóxica para los formadores de ácido o para los hidrolizadores el efecto no es tan evidente como en los metanógenos, lo cual podría ocasionar una caída del sistema a corto o mediano plazo. Entre las

sustancias tóxicas más comunes para los metanógenos se encuentran: el amoniaco, el amonio, sulfatos y sales solubles de metales como el cobre, cadmio, zinc, níquel. Además de que varias sustancias orgánicas también pueden ser inhibitorias para el sistema. El gas amoniaco es tóxico en una concentración de 1,500 a 3,000 mg/l de nitrógeno amoniacal total a un pH mayor de 7.4. El ión amonio es tóxico a concentraciones mayores a 3,000 mg/l a cualquier valor de pH. El ión amonio puede existir en equilibrio con el amoniaco como se indica en la ecuación:



Los valores de pH determinan el grado de toxicidad de la relación entre el ión amonio-amoniaco, a causa de sus efectos sobre el equilibrio. El equilibrio se desplaza a valores mayores de 7 hacia el ión amonio, y la concentración de inhibición es de 3,000 mg/l. Si el pH es menor a 7 el equilibrio se desplaza hacia el amoniaco y la concentración inhibitoria disminuye a 1,500 mg/l.

En la forma de nitrato, si las concentraciones son superiores a 150 mg/l, el nitrógeno puede convertirse en inhibidor de la metanogénesis por que su poder oxidante podrá elevar el potencial REDOX.

Las concentraciones en que los sulfatos llegan a ser tóxicos a concentraciones de 50 a 100 mg/l. Su presencia induce el desprendimiento de hidrógeno y de ácido sulfhídrico. Si las concentraciones son bajas de hidrógeno y del ácido sulfhídrico, pueden tener un efecto benéfico, ya que pueden abatir el potencial REDOX y por otra parte precipitan los iones metálicos en forma de sulfuros (complejación). Las sales solubles alcanzan a ser tóxicas en concentraciones mayores a unas cuantas partes por millón.

Las sales de sodio, potasio, calcio, magnesio, y otros álcalis y alcalinoterreos son estimulantes en ciertas concentraciones e inhibitorias a otras. El sodio es estimulante a concentraciones de 100 a 200 mg/l; el potasio de 200 a 400 mg/l; el calcio de 100 a 200 mg/l y el magnesio de 75 a 150 mg/l. El sodio comienza a ser tóxico en concentraciones cercanas a 3,500 mg/l; el potasio y calcio cerca de 2,500 mg/l y el magnesio cerca de 1,000 mg/l.

Los diversos compuestos sólo ejercen su efecto cuando han sido disueltos, con lo que, cualquier procedimiento que evite la disolución se considera como un factor que disminuye la toxicidad en el sistema.

Con respecto a los metales pesados la toxicidad es variable y aumenta por lo general, con el peso molecular. La tabla 4.3 presenta algunas concentraciones tóxicas descritas en la literatura.

Tabla 4.3 Concentración inhibitoria y tóxica para algunos metales.

Catión	Concentración inhibitoria (mg/l)	Concentración tóxica (mg/l)
Cd	-	>20
Ni	10	30
Cu	30	30
Cr(IV)	110	420
Cr(III)	130	260
Pb	340	>340
Zn	400	600

FUENTE: Trejo, (1994) "Procesamiento de la basura urbana", México.

Transferencia de los productos terminales: Un factor limitante del proceso es la transferencia de los productos desde la fase líquida a la fase gaseosa. Se puede deducir, que si el período en que la descomposición (o digestión) se acorta, las células microbiológicas que llevan a cabo el proceso tienen que aumentar su velocidad de reproducción y de consumo del sustrato. Como la consecuencia principal se obtendrá un aumento en la producción de biogas. La transferencia de biogas de la fase líquida a la fase gas se puede realizar en una forma inadecuada cuando las bacterias se encuentran rodeadas burbujas del biogas que no hayan podido escapar, y que al mismo tiempo forman una pared que podría originar que las bacterias no tengan acceso a nuevo sustrato, con lo cual, el proceso se detendría. Para solucionar este problema se han establecido diversas soluciones, sobre las cuales se basan la mayor parte de los diseños propuestos, y que se revisaran en el capítulo posterior. De estas soluciones podremos nombrar las dos más utilizadas, (1) para sistemas diluidos se utiliza el mezclado, como en el caso de los sedimentadores, en los que el mezclado cumple la función de liberar partículas de agua que hayan quedado atrapadas en los lodos y (2) para la

digestión anaerobia alta en sólidos se ha preferido la recirculación del lixiviado, la cual permite mejorar una buena homogeneidad, del sistema y desgasificar los lodos.

4.2.5 Propiedades determinadas en la fase líquida en un sistema de DA.

Muchos de los parámetros utilizados en la Estabilización Anaerobia Acelerada se determinan en la fase líquida, que recibe el nombre genérico de lixiviados, que serán definidos en una sección posterior. La mayor parte de los parámetros determinados se consideran como descriptivos del proceso de estabilización.

Pohland (EPA, 1986) realizó un importante estudio sobre los diferentes valores para varios parámetros simulando físicamente un relleno sanitario con recirculación del lixiviado. Este mismo investigador determino que en el proceso de estabilización en un relleno sanitario se pueden identificar 5 etapas. Su trabajo incluye una relación entre las diferentes concentraciones o los valores de las variables y la fase estabilización de los RSM.

Las fases propuestas por el investigador se describen a continuación: la fase I es una fase inicial de ajuste, donde la humedad comienza a acumularse en los RSM, la fase II representa la etapa donde la capacidad de campo ha sido excedida y el lixiviado comienza a formarse, en ésta segunda fase comienza y se desarrolla la fase de hidrólisis. La fase III, ocurre cuando comienza la formación de ácido (la acidogénesis comienza). La Fase IV, es la etapa de metanogénesis. La Fase V, que representa el final del proceso de degradación de los RSM, donde la mayor parte del biogas ya ha sido producido, esto es, la mayor parte del material biodegradable ha sido destruido y consecuentemente, la producción de biogas comienza a disminuir y las concentraciones de metano y de dióxido de carbono disminuyen paulatinamente.

Los parámetros utilizados para describir la presencia, concentración e identificación de propiedades y de compuestos presentes en el lixiviado es la herramienta más práctica para determinar la fase de estabilización en los rellenos sanitarios o en sitios de disposición final. Estos parámetros son empleados para determinar las condiciones físicas, químicas y biológicas del sistema global de estabilización. Dentro de los parámetros se pueden mencionar el pH, el potencial

REDOX (propiedades físicas), que indicarían acerca del grado de ionización de los ácidos grasos volátiles y de las condiciones de óxido reducción, respectivamente, parámetros fundamentales en las fases de formación de ácidos y de metanización. La demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO, generalmente referida al quinto día, DBO₅) son parámetros químicos y biológicos indicadores de la biodegradabilidad. El Nitrógeno y el fósforo, también son parámetros químicos que se refieren a la presencia de nutrientes necesarios para el desarrollo microbiano; La misma importancia también se le puede dar a otros parámetros como la capacidad buffer (alcalinidad), el potencial de inhibición (presencia de altas concentraciones de metales tóxicos), el índice de actividad iónica (conductividad eléctrica), el potencial de migración (cloruros), riesgos de a la salud (principalmente por microorganismos patógenos) y el potencial de oxidación (nitratos y sulfatos).

La tabla 4.4 presenta los valores de diversos parámetros en función de la fase de estabilización de los RSM. También existe una gráfica donde se observa más fácilmente los cambios de diversos parámetros en función del tiempo; ésta gráfica se presenta en la figura 4.1. Es importante señalar que el tiempo reportado para la estabilización en esta gráfica, es con recirculación de lixiviados.

En la figura 4.1 se puede visualizar como la generación del biogas se encuentra en función del tiempo; comienza por la disminución del oxígeno presente en el sistema, y aparece el bióxido de carbono en las fases I y II; el metano comienza a aparecer sólo en la fase III. El tiempo de estabilización comienza a ser medido cuando en la fase II se comienzan a producir los Ácidos Grasos Volátiles (AGV), y se mide la DQO, es decir, los lixiviados comienzan a producirse en el sistema. El tiempo de estabilización en esta gráfica no es representativa de la descomposición de los RSM, ya que se llevo a cabo la recirculación de los lixiviados una vez de que estos se comenzaron a producir, El tiempo de estabilización en un relleno sanitario o en un sitio de disposición final es medido en años, y no en días como en este ejemplo; los tiempos de estabilización para los procesos de Estabilización Anaerobia Acelerada son de 6 a 48 días por lo general.

En la figura 4.2 se muestra una representación esquemática de los principales parámetros de caracterización de un digester de RSM. En esta figura se pueden observar las tres fases que intervienen en el proceso (gas, líquida y sólida) y los principales parámetros de operación y de seguimiento de un digester.

Tabla 4.4 Rangos de concentración de los constituyentes del lixiviado y biogas generados en un relleno sanitario y su significado relativo en el grado de estabilización.

Constituyentes del biogas o del Lixiviado	Fase de la estabilización biológica.				Rango de todas las fases. (Todas las fases)
	Fase de transición.	Fase de formación de ácidos.	Fase de formación de metano.	Fase de maduración final.	
Demanda Bioquímica de Oxígeno al 5to. Día (DBO ₅)	100-10,900 Influencia de la dilución y de la solubilización aerobia de los residuos orgánicos.	1,000-57,700 Acumulación de ácidos orgánicos biodegradables debido al inicio de la fase metanogénica.	600-3,400 Conversión de los compuestos orgánicos biodegradables en los productos finales (CH ₄ y CO ₂)	4-120 Influencia de los compuestos orgánicos residuales de alto peso molecular.	4-57,700
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	480-18,000 Tiende a ser muy similar a la DBO ₅	1,500-71,100 Tiende a ser muy similar a la DBO ₅	580-9,760 Tiende a ser muy similar a la DBO ₅	31-900 Altamente influenciada por los compuestos orgánicos residuales	31-71,700
Carbono Orgánico Total (COT) mg/l	100-3,000 Comienza a aparecer como el resultado de la solubilización aerobia.	500-27,000 Se incrementa rápidamente; acumulación debida a letargo de los metanógenos.	300-2,230 Conversión de los ácidos volátiles en metano; decrece el carbono disuelto en la fase acuosa.	70-260 Influencia de los compuestos orgánicos residuales de alto peso molecular.	70-27,700
Concentración de Ácidos Volátiles Total (AVT) mg/l como ácido acético.	100-3,000 Comienzan a aparecer como resultado de la solubilización.	3,000-18,000 Solubilización de los polímeros orgánicos en sus monómeros; beta-oxidación de ácidos volátiles.	250-4,000 Conversión de los ácidos grasos; fermentación del ácido acético en metano.	Esencialmente ausente; el sistema metanogénico lo consume como se genera sin acumulación.	0-18,800

Tabla 4.4 Rangos de concentración de los constituyentes del lixiviado y biogas generados en un relleno sanitario y su significado relativo en el grado de estabilización. (Continuación)

Constituyentes del biogas o del Lixiviado	Fase de la estabilización biológica.				Rango de todas las fases. (Todas las fases)
	Fase de transición.	Fase de formación de ácidos.	Fase de formación de metano.	Fase de maduración final.	
Relación DBO ₅ /DQO	0.23-0.87 Se incrementa la biodegradabilidad de los compuestos orgánicos debido a la solubilización.	0.4-0.8 Altamente biodegradable.	0.17-0.64 Disminuye la biodegradabilidad debido a la metanogénesis.	0.02-0.13 Bajo grado de biodegradabilidad.	0.02-0.13
Relación DQO/COT	4.3-4.8 Bajo estado de oxidación de los compuestos orgánicos.	2.1-3.4 Bajo a moderado estado de oxidación de los compuestos orgánicos.	2.0-3.0 Moderado a alto estado de oxidación de los compuestos orgánicos.	0.4-2.0	0.4-4.8
Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK) mg/l	180-860	14-1,970 Es bajo quizás debido a la asimilación microbiana de los compuestos orgánicos.	25-82 Bajo, debido a la asimilación microbiana de los compuestos orgánicos.	7-490	7-1,970
Nitrógeno como nitrato (N-NO ₃ -) mg/l	0.1-51 Se incrementa debido a la oxidación del amoníaco.	0.05-19 Disminuye debido a la reducción del amoníaco a nitrógeno elemental.	Ausente Conversión completa del amoníaco a nitrógeno elemental.	0.5-0.6	0-51
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃) Mg/l	120-125	2-1,030 Se incrementa debido a la reducción de nitratos y a la descomposición de las proteínas.	6-430 Disminuye debido a la asimilación microbiana.	6-430	2-1,030
Relación NH ₃ /NTK	0.1-0.9	0-0.98 Descomposición de proteínas, asimilación biológica.	0.1-0.84	0.5-0.97	0.1-0.98

Tabla 4.4 Rangos de concentración de los constituyentes del lixiviado y biogas generados en un relleno sanitario y su significado relativo en el grado de estabilización. (Continuación)

Constituyentes del biogas o del Lixiviado	Fase de la estabilización biológica.				Rango de todas las fases. (Todas las fases)
	Fase de transición.	Fase de formación de ácidos.	Fase de formación de metano.	Fase de maduración final.	
Fosfato total (P-PO ₄) mg/l	0.6-1.7	0.2-120 Asimilación biológica y formación de metales complejos.	0.7-14 Bajo, debido a la asimilación biológica.	0.2-14	0.2-120
Alcalinidad total, mg/l como CaCO ₃	200-2,500	140-9,650 Incrementa debido a la formación de los ácidos volátiles y la disolución del carbonato.	760-5,050 Disminuye debido a la remoción de los ácidos volátiles.	200-3,520	140-9,650
Sólidos Suspendidos Totales (SST) mg/l	2,450-20,050	4,100-55,300 Se incrementa debido a la solubilización de los compuestos orgánicos y a la movilización de metales.	2,090-6,410	1,460-4,640	1,460-55,300
pH	6.7	4.7-7.7 Bajo, debido a la acumulación de los ácidos volátiles.	6.3-8.8 Se incrementa debido a la remoción de los ácidos volátiles y la disolución del bicarbonato.	7.1-8.8	4.7-8.8
Potencial de Óxido-reducción (P. REDOX) mV	De +40 a +80	de +80 a -240 Disminuye debido a la eliminación del oxígeno.	de -70 a -240	de +97 a +163	de -240 a 163
Cobre mg/l	0.085-0.39	0.005-2.2	0.03-0.18 Disminuye (complejación)	0.02-0.56	0.005-2.2
Hierro mg/l	68-312	90-2,200	115-336 Disminuye (complejación)	4.0-20	4-2,200
Plomo mg/l	0.001-0.004	0.01-1.44	0.01-0.1 Disminuye (complejación)	0.01-0.1	0.001-1.44

Tabla 4.4 Rangos de concentración de los constituyentes del lixiviado y biogas generados en un relleno sanitario y su significado relativo en el grado de estabilización. (Continuación)

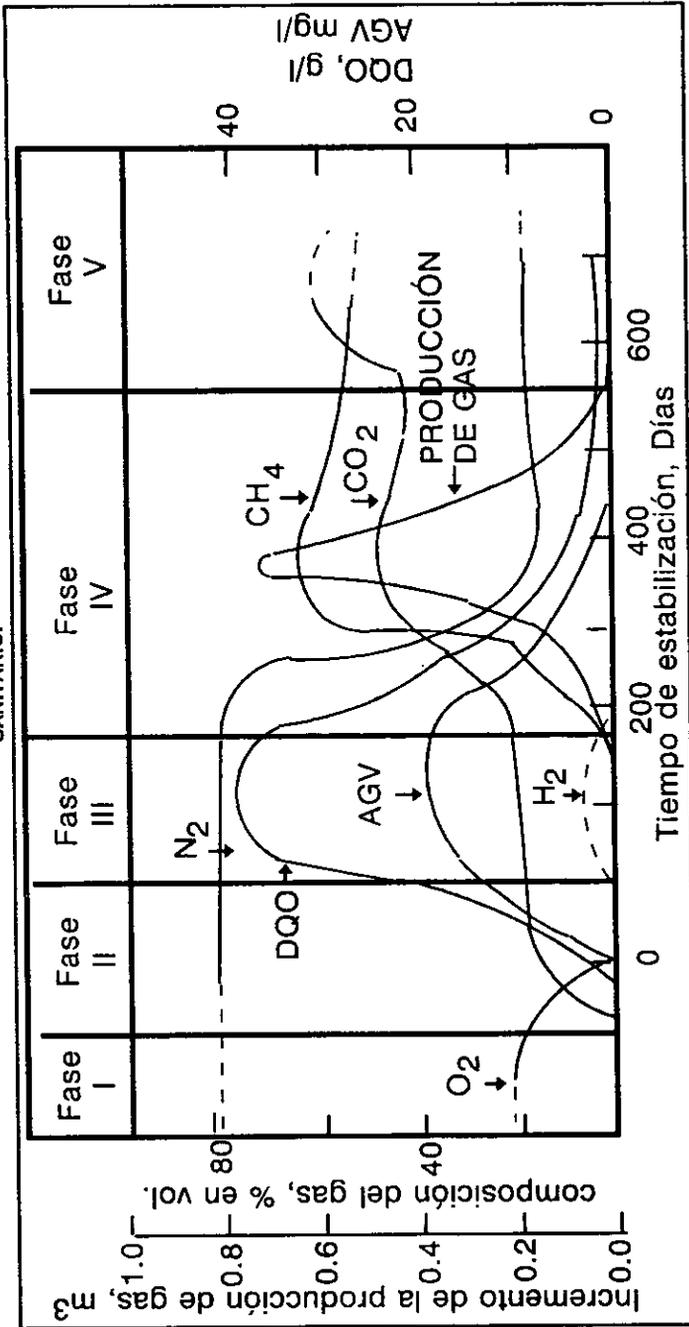
Constituyentes del biogas o del Lixiviado	Fase de la estabilización biológica.				Rango de todas las fases. (Todas las fases)
	Fase de transición.	Fase de formación de ácidos.	Fase de formación de metano.	Fase de maduración final.	
Magnesio mg/l	66-96	3.1-140	81-505 Disminuye (complejación)	81-190	3-1,140
Manganeso mg/l	0.6	0.6-41	0.6 Disminuye (complejación)	0.6	0.6-41
Níquel mg/l	0.02-1.55	0.03-79	0.01-1.0 Disminuye (complejación)	0.07	0.01-79
Potasio mg/l	35-2,300	35-2,300	35-2,300	35-2,300	35-2,300
Sodio mg/l	20-7,600				20-7,600
Zinc mg/l	0.06-21	0.65-220	0.4-6.0	0.4	0.06-220
Coliformes Totales (CT) NMP/100 ml	10E0 A 10E5	10E0 A 10E5	Esencialmente ausente	Ausente	0 – 10E5
Coliformes fecales NMP/100ml	10E0 A 10E5	10E0 A 10E5	Esencialmente ausente	Ausente	0 – 10E5
Spectrocococcus Fecal NMP/100 ml	10E0 A 10E6	10E0 A 10E6	Esencialmente ausente	Ausente	0 – 10E6
Conductividad \square ohm/cm	2,450-3,310	1,600-17,100 Se incrementa debido a la movilización de los metales.	2,900-7,700 Disminuye debido a la complejación con sulfuros	1,400-4,500	1,400-17,100
Cloruros (Cl-) mg/l	30-5,000 Biológicamente estable	30-5,000 Estable; buen indicador hidrahúlico	30-5,000 Estable; buen indicador hidrahúlico	30-5,000 Estable; buen indicador hidrahúlico	30-5,000
Sulfatos (SO ₄) mg/l	10-458 Aumenta debido a la oxidación aerobia	10-3,240 Se incrementa inicialmente debido a la solubilización, y después disminuye en las condiciones anaerobias.	Ausente Conversión completa de los sulfuros	5.0-40 Reaparece debido a la oxidación anaerobia.	

Tabla 4.4 Rangos de concentración de los constituyentes del lixiviado y biogas generados en un relleno sanitario y su significado relativo en el grado de estabilización. (Continuación)

Constituyentes del biogas o del Lixiviado	Fase de la estabilización biológica.				Rango de todas las fases. (Todas las fases)
	Fase de transición.	Fase de formación de ácidos.	Fase de formación de metano.	Fase de maduración final.	
Sulfuros (S) mg/l	Esencialmente ausente	0-818 Comienza a aparecer y se incrementa debido a la reducción de los sulfatos en condiciones anaerobias.	0.9 Disminuye debido a la precipitación de metales pesados.	Ausente	
Metano %	Esencialmente ausente (metabolismos aeróbicos)	Muy bajo (<1%) Transición a condiciones anaerobias	30-60 Oportunidad para recuperarlo como energético	0-<10 Disminuye debido a la limitación del sustrato y retorno a condiciones aeróbicas.	0-60
Bióxido de Carbono %	0-10 Producto de la descomposición de los compuestos orgánicos.	10.-30 Se incrementa debido a la descomposición de los residuos.	30-60 Disminuye <5% cuando la metanogénesis se incrementa.	<40 Metabolismo aerobio	0-60
Nitrógeno elemental %	70-80 Influencia del aire atrapado entre los residuos.	60-80 Disminuye debido a la disolución con CO ₂	<20 desnitrificación	>20 Se incrementa debido a la entrada de aire.	<20-80
Oxígeno %	20 Influencia del aire atrapado entre los residuos.	0-5 Disminuye debido al consumo de los microorganismos aerobios.	0-5 Desaparece cuando la metanogénesis se incrementa.	>5 Se incrementa debido a la entrada de aire.	0-20
Hidrógeno %	Esencialmente ausente en la presencia de oxígeno.	0-2 Comienza a aparecer cuando el oxígeno disminuye; se acumula mientras la metanogénesis ocurre.	<0.1 Se mantiene en un nivel bajo por la metanogénesis; dificultades para medirlo.	0-2 Esencialmente ausente.	

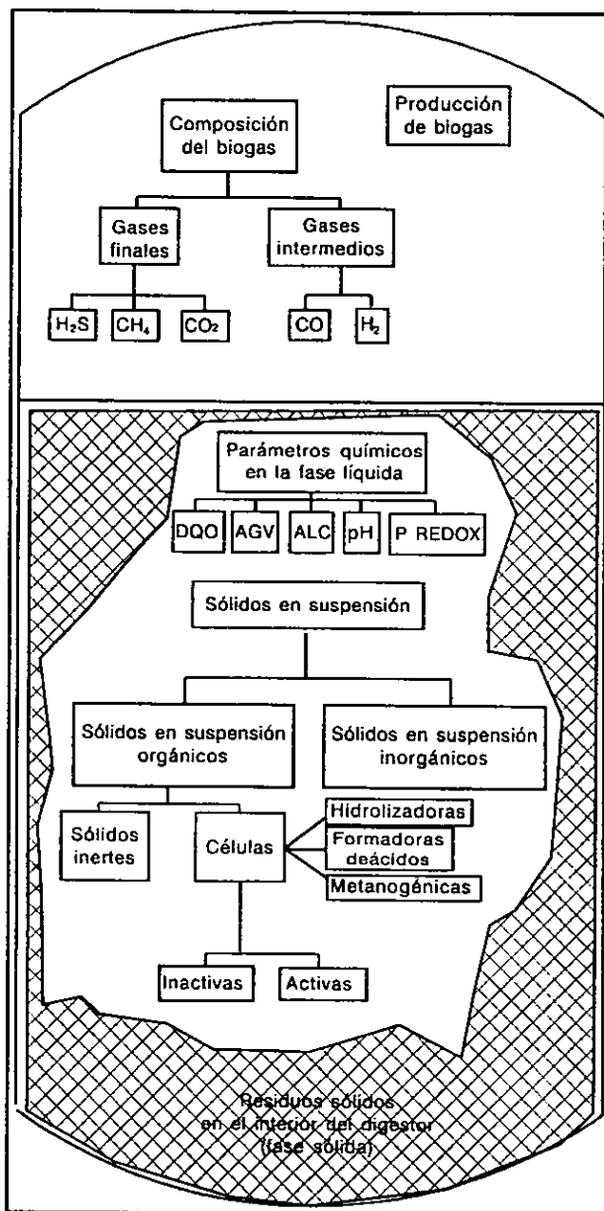
FUENTE: EPA, (1966) "Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Sanitary Landfill", E.E.U.U.

FIGURA 4.1 CAMBIOS EN PARÁMETROS INDICADORES SELECCIONADOS DURANTE LAS FASES DE ESTABILIZACIÓN EN UN RELLENO SANITARIO.



FUENTE: EPA (1986). "Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Sanitary Landfill", E.E.U.U.

FIGURA 4.2 PARÁMETROS DE CARACTERIZACIÓN DE LOS DIGESTORES ANAEROBIOS.



FUENTE: Soto M, Méndez R. y Lema J.M. (1993) "Operación y Control de Digestores Anaerobios", Ingeniería Química, 25, 294: 468 España.

4.3 Modelos para determinar la eficiencia de metano de los RSM.

Se ha determinado experimentalmente que la producción de metano al digerir los RSM varía entre 0.13 y 0.30 m³ por Kg de sólidos volátiles. La composición de los RSM es propia de cada localidad, y ésta determinada por el clima, nivel socio-económico, costumbres, desarrollo tecnológico, prácticas de reciclaje, frecuencia de recolección, estación del año, entre otros factores. El efecto de la composición de los RSM sobre los procesos convencionales de tratamiento anaerobio se desconoce parcialmente.

Se ha desarrollado una gran variedad de modelos propuestos para determinar la eficiencia de conversión de los RSM, a continuación se describen.

4.3.1 Relación entre la composición de los RSM y el Potencial Bioquímico de Metano (PBM, ó Biochemical Methane Potential, BMP) (Owens, 1993).

El conocer la relación que existe entre la composición de los RSM y el Potencial Bioquímico de Metano es una herramienta útil para el diseño de sistemas anaerobios de tratamiento de RSM, permitiendo un escalamiento más adecuado de los digestores y del equipo de tratamiento involucrado en el proceso.

Sin un método probado unánimemente para predecir el Rendimiento Último de Metano (RUM), a partir del análisis químico de los RSM los diferentes autores proponen la prueba del PBM como un método válido para estimar los rendimientos esperados de metano y la tasa de conversión de los RSM.

En el fondo, una de las principales preocupaciones generales de los tecnólogos de la estabilización biológica de los RSM es la lentitud de su conversión en metano en el proceso anaerobio que tiene lugar en los rellenos sanitarios, y por lo tanto, se considera necesario un mayor grado de tecnificación para afrontar las crecientes demandas de las poblaciones urbanas, que plantean una mayor generación de RSM.

Owens, propuso determinar el PBM mediante una prueba en laboratorio que consiste en utilizar una muestra determinada de RSM y utilizando condiciones adecuadas para la digestión de los RSM, se determina la producción de metano en función del tiempo; posteriormente que la producción de metano se detiene en

el experimento, se mide el volumen de metano producido (último). La técnica completa de esta prueba se presenta en el artículo publicado por el autor.

Para predecir la degradación de los RSM en base a la producción metano han propuesto el uso de una correlación empírica para determinar la velocidad con que se lleva a cabo el proceso. La relación empírica propuesta por los autores es la siguiente:

$$Y = Y_{\mu} * (1 - e^{-kt}) \quad (4.5)$$

De donde: Y es la Eficiencia de Metano Acumulada al tiempo t .

Y_{μ} es la Eficiencia Última de Metano.

t es el tiempo (días).

k es la constante rapidez de primer orden (días⁻¹)

Con los datos obtenidos por estos investigadores se ha construido un banco de datos de los valores de Rendimiento de Último de Metano, Y_{μ} , y de la constante de rapidez de primer orden k , partiendo de mediciones del PBM. La utilidad de éstos datos radica en que a partir de ellos y conociendo la composición de los RSM que se van a estabilizar anaerobicamente, se puede determinar la condición frontera para el rendimiento de metano de los RSM. Según las muestras analizadas por Owen, se encontro un rendimiento de metano para los RSM de 0.20 m³ de metano/Kg de Sólidos Volátiles.

En las tabla 4.5 y 4.6 se presentan los valores de Y_{μ} y k obtenidos reportados por los autores donde se pueden ver la eficiencias para los RSM de dos condados en el estado de Florida EE.UU. La tabla 4.5 presenta los valores obtenidos para muestras de RSM y residuos de jardinería y la tabla 4.6 presenta los valores para muestras de papel y diferentes empaques de alimentos. También se presenta en estas tablas la conversión observada para una muestra de celulosa como parámetro de comparación.

Tabla 4.5. Valores estimados del Rendimiento Último de Metano, Y_{μ} , y la constante de rapidez de primer orden, k , para muestras de RSM y de residuos de jardinería.

Muestra	Y_{μ} m ³ /Kg de SV	K 1/día
Muestras de RSM		
Celulosa	0.374 (0.020)	0.090 (0.013)
Sumter (f)	0.22 (0.014)	0.075 (0.012)
Sumter (d)	0.215 (0.013)	0.065 (0.010)
Sumter (r)	0.045 (0.005)	0.039 (0.010)
Levi-1	0.205 (0.011)	0.073 (0.010)
Levy-2	0.186 (0.011)	0.072 (0.011)
Muestra de residuos de jardinería		
Celulosa	0.371 (0.012)	0.129 (0.014)
Pasto	0.209 (0.005)	0.084 (0.005)
Hojas	0.123 (0.005)	0.084 (0.009)
Ramas	0.134 (0.006)	0.035 (0.004)
Mezcla	0.143 (0.004)	0.067 (0.005)

Sumter (d): Sumter County Florida, muestra seca antes de mólido.

Sumter (f): Sumter County Florida, muestra fresca.

Sumter (r): Sumter County Florida, muestra de residuos después de composteo anaerobio en el proceso SEBAC.

Levi-1: Levy County Florida, Muestra #1.

Levy-2: Levy County Florida, Muestra #2.

(los valores entre parentesis son las desviaciones estándar del parámetro estimado).

FUENTE: Owen, J.M. y Chynoweth, D.P. (1993) "Biochemical Potential of Municipal Solid Waste (MSW) Components" Water Science and Technology 27 2:8, Inglaterra.

Tabla 4.6 Valores estimados del Rendimiento Último de Metano, Y_{μ} , y la constante de rapidez de primer orden, k , para muestras de papel y de diferentes empaques de alimentos

Muestra	Y_{μ} m ³ /Kg de SV	K 1/día
Muestras de papel		
Celulosa	0.375 (0.012)	0.145 (0.016)
Oficina	0.369 (0.014)	0.136 (0.017)
Corrugado	0.278 (0.012)	0.058 (0.006)
Periodico (u)	0.084 (0.003)	0.084 (0.003)
Periodico (p)	0.100 (0.003)	0.069 (0.004)
Revista	0.203 (0.008)	0.116 (0.012)

Tabla 4.6 Valores estimados del Rendimiento Último de Metano, Y_{μ} , y la constante de rapidez de primer orden, k , para muestras de papel y de diferentes empaques de alimentos (continuación)

Muestra	Y_{μ} m ³ /Kg de SV	K 1/día
Muestra de empaques de Alimentos		
Celulosa	0.356 (0.020)	0.119 (0.017)
Celofán	0.349 (0.023)	0.099 (0.016)
Envase de alimento (uc)	0.343 (0.020)	0.119 (0.018)
Envase de alimento (c)	0.334 (0.017)	0.141 (0.020)
Envase de leche	0.318 (0.014)	0.087 (0.014)
Papel encerado	0.341 (0.022)	0.083 (0.012)

(u): sin impresión.

(p): con impresión

(uc): sin recubrimiento.

(c): con recubrimiento

(los valores entre parentesis son las desviaciones estándar del parámetro estimado).

FUENTE: Owen, J.M. y Chynoweth D.P., (1993) "Biochemical Potential of Municipal Solid Waste (MSW) Components" *Water Science and Technology* 27 2:9, Inglaterra.

4.3.2 Modelo de biodegradabilidad de los componentes orgánicos de los RSM (Peres, 1992).

Peres y otros autores, presentan un estudio de la biodegradabilidad de la FORSM de la ciudad de Sao Paulo (Brasil), de donde destaca el siguiente análisis de composición y de eficiencias conversión con diversas Velocidades de Carga Orgánica. También destaca aquí que la Producción Especifica de Biogas es calculada y varía de 0.34 a 0.37 m³ de metano por Kg de RSM alimentado, teniendo velocidades de producción de biogas desde 0.34 a 1.41 m³ de metano por m³ de reactor por día. La composición de metano se mantuvo muy elevada, alcanzando valores de 61.8 a 62.9 por ciento de metano en volumen. Este estudio es uno de los más completos con respecto a los RSM generados en America Latina.

La tabla 4.7 presenta los principales resultados obtenidos en este estudio de la composición química de los RSM utilizados. En donde, también es de destacar que el análisis incluye la composición de sustratos utilizables de conversión. Los SV se reportan como % de los sólidos totales.

Tabla 4.7 Composición química de la FORSM.

Componente	Por ciento	Componente	Por ciento
Sólidos totales	93.9	Carbono	42.6
Sólidos volátiles	73.0	Hidrógeno	5.10
Celulosa	27.0	Nitrógeno	1.54
Hemicelulosa	32.9	Azufre	0.17
Lignina	5.2	Fósforo	0.19
Lípidos	12.5	SST**	84.6
Proteínas SAL*	5.94	SSV**	66.0
Proteínas SAA*	9.61	DQO**	6.4
		N-NH ₃ **	0.06

* SAL: Solubles en alcali; SA: Solubles en agua

** En g de ST/100 ml; SST: Sólidos suspendidos totales; SSV: Sólidos suspendidos volátiles; DQO: Demanda Química de Oxígeno N-NH₃: Nitrogeno amoniacal.

FUENTE: Peres, C.S. y otros; (1992) "Anaerobic Biodegradability of the Organic Components of Municipal Solid Wastes (OFMSW)", Water science and Technology, 25 7:58, Inglaterra.

Tabla 4.8 Eficiencias de conversión, Principales valores de los efluentes y producción de biogas (a 35°C y 20 días de Tiempo de Retención Hidráulico TRH)

Eficiencia de conversión %	Velocidad de Carga Organica en Kg de SV/m ³ -día		
	1.0	2.7	3.8
Sólidos totales	54.1	57.3	54.4
Sólidos volátiles	58.0	58.7	56.3
Cenizas	43.6	53.6	40.2
Celulosa	74.7	74.0	77.8
Hemicelulosa	93.7	100	72.5
Lignina	17.2	13.3	8.07
Lípidos	66.3	71.8	73.8
Proteínas SAL	9.51	27.1	10.0
Proteínas SA	74.1	81.9	75.8
SST	52.3	51.5	48.2
SSV	56.8	55.1	54.5
DQO	61.9	69.8	75.8
Valores principales del efluente	Velocidad de Carga Organica en Kg de SV/M ³ -d		
	1.0	2.7	3.8
PH	6.85	6.89	6.86
Alcalinidad (g/l como CaCO ₃)	1.72	2.88	3.87
AGV (g/l como CH ₃ COOH)	0.04	0.16	0.15
N-NH ₃ (g/l)	0.15	0.10	0.08
Valores de producción de Biogas			
Producción Específica de Biogas (m ³ /Kg SV)	0.34	0.35	0.37
Velocidad de producción de biogas (m ³ /m ³ -d)	0.34	0.95	1.41
Producción específica de CH ₄ (m ³ /Kg SV)	0.21	0.22	0.23
Velocidad de producción de CH ₄ (m ³ /m ³ -d)	0.21	0.59	0.87
Composición de metano (% vol)	61.8	62.9	62.8
Composición de CO ₂ (% vol)	38.2	37.1	37.2
Composición de N ₂ (% vol)	0	0	0

m³: metro cúbico de reactor.

FUENTE: Peres c.s. y otros; (1992) "Anaerobic Biodegradability of the Organic Components of Municipal Solid Wastes (OFMSW)", Water science and Technology, 25 7:59, Inglaterra.

En lo concerniente al material biodegradable la celulosa predomina en la composición los RSM seguida de las proteínas solubles en alcalí y de los lípidos. La tabla 4.8 presenta los principales resultados obtenidos en eficiencia de conversión para diferentes Velocidades de Carga Orgánica (VCO). este estudio. Las eficiencias se calcularon en base a la diferencia entre los análisis a la alimentación y al final del proceso.

4.3.3 Modelos estequiométricos (EPA, 1986).

Para predecir la producción de biogas también se han planteado diversos modelos estequiométricos, y así determinar la relación existente entre la composición elemental de los RSM y la producción de biogas. Un gran número de investigadores han propuesto diversos modelos para determinar la Eficiencia Última de Metano, asumiendo diversas composiciones químicas de los RSM. Dentro de las más importantes se puede mencionar la ecuación de Buswell para la metanogénesis. Este análisis ha sido utilizado y mejorado utilizando la composición real de los residuos o asumiendo que la biodegradabilidad del sustrato se encuentra en sus diferentes fracciones orgánicas, como residuos alimenticios y de jardinería, papel, textiles madera, piel, etc. Las diversas composiciones de los RSM desarrolladas por diversos autores se presenta en la tabla 4.9.

El número de moles de cada compuesto puede ser calculado en base a la cantidad de residuos, y a su composición

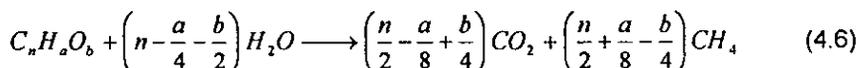
Tabla 4.9 Ejemplos de formulas químicas para los RSM aplicados a los modelos de eficiencia teórica de metano.

Componente de los residuos	Formula Química	PM (g/mol)
Residuos sólidos Municipales	$C_{99}H_{149}O_{59}N$	2296.443
Papel, Residuos de Jardín, Madera	$C_{203}H_{334}O_{138}N$	4996.23
Residuos alimenticios	$C_{16}H_{27}O_8N$	361.269
Fracción Biodegradable de los RSM	$C_{43}H_{68}O_{29}N$	1062.616

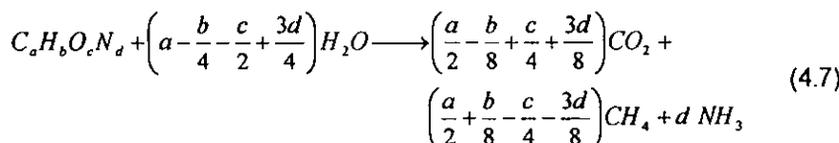
FUENTE: EPA, (1986) "Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Sanitary Landfill", E.E.U.U. Kayhanian Y.M. and Tchobanoglous G. y Mata-Alvarez (1996) "Development of a Mathematical Model for the Simulation of the Biodegradation of Organic Substrates in High-Solids Anaerobic Digestion Process" J. Chem Technological Biotechnological 66:313-322; Inglaterra

Las principales ecuaciones utilizadas para determinar la conversión de los RSM son las siguientes:

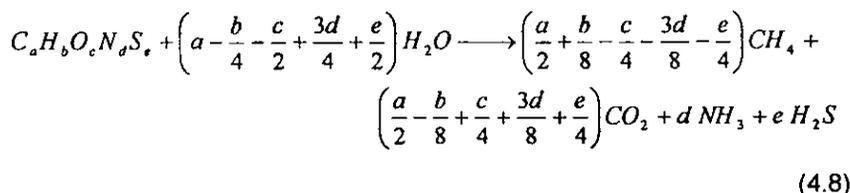
Ecuación de Buswell:



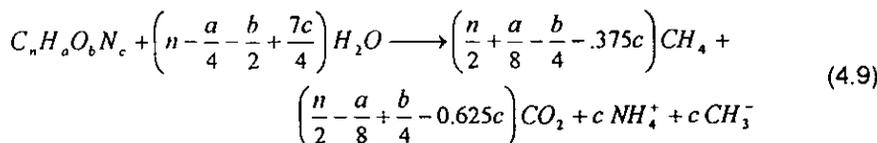
Ecuación de Buswell Modificada (por Buswell y Muller):



Ecuación de Buswell Modificada (Por Mao y Pohland):



Ecuación de Buswell Modificada (por Kayhanian, Tchobanoglous y Mata-Alvarez):

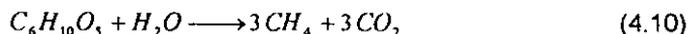


Al introducir las diferentes formulas químicas en estas ecuaciones se obtiene las relaciones molares que existen entre el sustrato (RSM) y el agua, para formar metano y dióxido de carbono. La tabla 4.10 se construye substituyendo las diferentes formulas empíricas de los RSM presentados en la tabla 4.9 substituyéndolas en las diferentes formulas para determinar los coeficientes estequiométricos. Con lo cual, esta tabla presenta las relaciones estequiométricas que se llevan a cabo en el proceso.

Tabla 4.10 Relaciones estequiométricas calculadas para las diferentes ecuaciones que rigen la descomposición anaerobia de los RSM

Fomula Quimica	H ₂ O	CH ₄	CO ₂	NH ₃	H ₂ S	NH ₄ ⁺	CH ₃ ⁻
Ecuación de Buswell							
C ₉₉ H ₁₄₉ O ₅₉ N	32.25	53.37	45.625	-	-	-	-
C ₂₀₃ H ₃₃₄ O ₁₃₈ N	50.5	109.23	93.75	-	-	-	-
C ₁₆ H ₂₇ O ₈ N	5.25	9.375	6.625	-	-	-	-
C ₄₃ H ₆₈ O ₂₉ N	11.5	22.75	20.25	-	-	-	-
Fomula Quimica	H ₂ O	CH ₄	CO ₂	NH ₃	H ₂ S	NH ₄ ⁺	CH ₃ ⁻
Ecuación de Buswell Modificada (Buswell y Muller)							
C ₉₉ H ₁₄₉ O ₅₉ N	33	52.995	46	1	-	-	-
C ₂₀₃ H ₃₃₄ O ₁₃₈ N	51.25	108.85	94.175	1	-	-	-
C ₁₆ H ₂₇ O ₈ N	6	9	7	1	-	-	-
C ₄₃ H ₆₈ O ₂₉ N	12.25	23.375	20.625	1	-	-	-
Fomula Quimica	H ₂ O	CH ₄	CO ₂	NH ₃	H ₂ S	NH ₄ ⁺	CH ₃ ⁻
Ecuación de Buswell Modificada (Mao y Pohland)							
C ₉₉ H ₁₄₉ O ₅₉ N	33	52.995	46	1	0	-	-
C ₂₀₃ H ₃₃₄ O ₁₃₈ N	51.25	108.85	94.175	1	0	-	-
C ₁₆ H ₂₇ O ₈ N	6	9	7	1	0	-	-
C ₄₃ H ₆₈ O ₂₉ N	12.25	23.375	20.625	1	0	-	-
Fomula Quimica	H ₂ O	CH ₄	CO ₂	NH ₃	H ₂ S	NH ₄ ⁺	CH ₃ ⁻
Ecuación de Buswell Modificada (Kayhanian y otros)							
C ₉₉ H ₁₄₉ O ₅₉ N	34	53	45	-	-	1	1
C ₂₀₃ H ₃₃₄ O ₁₃₈ N	52.25	108.37	93.625	-	-	1	1
C ₁₆ H ₂₇ O ₈ N	7	9	6	-	-	1	1
C ₄₃ H ₆₈ O ₂₉ N	13.25	22.375	19.625	-	-	1	1

Si tomáramos a la celulosa, principal componente de la pared celular de las plantas, que se encuentra naturalmente en la fibra de algodón, en el recubrimiento de las semillas de la ceiba, y es la materia prima de muchos productos manufacturados como el papel, el rayón y el celofán, entre otros. Se define como un polisacárido de unidades de glucosa, de formula condensada (C₆H₁₀O₅)_x la cual al degradarse anaerobicamente cumpliría la siguiente reacción:



El peso molecular de la celulosa es 162.14 g/mol, por lo que 1 Kg. de celulosa (convirtiéndolo en moles) tendría 1000g/(162.14g/mol)=6.17 moles de celulosa y la cantidad correspondiente de metano y de dióxido de carbono sería de 3*6.17 moles de celulosa = 18.51 mol de metano o dióxido de carbono. 18.51 mol de metano * (0.0224 m³/mol de metano)= 0.414624 m³ de metano/Kg de celulosa.

Este último valor correspondería teóricamente al rendimiento último de metano, si la reacción fuera completa, esto es, que la celulosa se convierta 100% en metano y dióxido de carbono. Pero las reacciones no se realizan completamente, y

suponiendo que se alcanza el 90% del Potencial Último de Metano máximo el rendimiento de metano calculado para la celulosa sería de 0.414624 m^3 de metano/Kg de celulosa * $0.90 = 0.373 \text{ m}^3$ de metano/Kg de celulosa.

Para el caso de los RSM o sus fracciones tendríamos relaciones muy similares y utilizando como base un kilogramo de los RSM, convirtiéndolo posteriormente en moles con los datos de la tabla 4.9 y utilizando Las relaciones estequiométricas de la tabla 4.10 podríamos obtener las Eficiencias Ultimas de Metano calculando como en el ejemplo anterior de la celulosa, como se presentan en la tabla 4.11.

Tabla 4.11 Eficiencias Últimas de Metano calculadas en base a las diferentes relaciones estequiométricas propuestas en la literatura.

Formula Química	PM (g/mol)	Ecuación de Buswell		
		Moles	Moles de metano producidos	Vol. de metano a condiciones estándar*
$C_{99}H_{149}O_{59}N$	2296.443	0.4354	23.240284	0.52058
$C_{203}H_{334}O_{138}N$	4996.23	0.2001	21.832484	0.4897196
$C_{16}H_{27}O_8N$	361.269	2.8796	26.996363	0.6047185
$C_{43}H_{68}O_{29}N$	1062.616	0.9536	21.695263	0.4859738
Formula Química	PM (g/mol)	Ecuación de Buswell Modificada (Buswell y Muller)		
		Moles	Moles de metano producidos	Vol. de metano a condiciones estándar*
$C_{99}H_{149}O_{59}N$	2296.443	0.4354	23.076991	0.5169245
$C_{203}H_{334}O_{138}N$	4996.23	0.2001	21.787426	0.4880383
$C_{16}H_{27}O_8N$	361.269	2.8796	25.616951	0.5805397
$C_{43}H_{68}O_{29}N$	1062.616	0.9536	21.337648	0.4779633
Formula Química	PM (g/mol)	Ecuación de Buswell Modificada (Mao y Pohland)		
		Moles	Moles de metano producidos	Vol. de metano a condiciones estándar*
$C_{99}H_{149}O_{59}N$	2296.443	0.4354	23.076991	0.5169245
$C_{203}H_{334}O_{138}N$	4996.23	0.2001	21.787426	0.4880383
$C_{16}H_{27}O_8N$	361.269	2.8796	25.616951	0.5805397
$C_{43}H_{68}O_{29}N$	1062.616	0.9536	21.337648	0.4779633
Formula Química	PM (g/mol)	Ecuación de Buswell Modificada (Kayhanian y otros)		
		Moles	Moles de metano producidos	Vol. de metano a condiciones estándar*
$C_{99}H_{149}O_{59}N$	2296.443	0.4354	23.079168	0.5169733
$C_{203}H_{334}O_{138}N$	4996.23	0.2001	21.691354	0.4858863
$C_{16}H_{27}O_8N$	361.269	2.8796	25.916951	0.585397
$C_{43}H_{68}O_{29}N$	1062.616	0.9536	21.39898	0.793371

* volumen en m^3 a 1 atmósfera y 0°C .

En la tabla 4.11 podemos observar que el número de moles producidos, independientemente de la ecuación o de la formula empírica utilizada, es de 21 a 23 moles de metano, y para el caso de los residuos alimenticios es un poco

superior de 25 a 26 moles de metano. Los resultados obtenidos para las relaciones de modificadas de Mao y Pohland y la de Buswell y Muller, tuvieron los mismos resultados. EL volumen de metano obtenido teóricamente, fluctúa alrededor de 0.47 a 0.52 en la mayor parte de los cálculos, y de nueva cuenta, para los residuos alimenticios es el mayor fluctuando entre 0.58 y 0.60 m³.

Es importante señalar que estos cálculos representan la conversión total de los RSM, o de alguna de sus fracciones, pero para el caso de la degradación anaerobia, las conversiones son menores que el 100%. Si consideramos que la degradación se realiza al 50%, y que el volumen de metano teórico fuera de 0.50 m³ de metano, tendríamos que el volumen de metano obtenido sería de 0.25 m³ de metano; éste valor es muy semejante al reportado en casi toda la bibliografía.

4.3.4 Modelos microbiológicos (Lee, 1993).

En general, la construcción de modelos microbiológicos del proceso de digestión anaerobia de RSM han sido desarrollados para describir el proceso. Entre sus principales características suponen que un gran número de células se pueden considerar como funciones continuas con propiedades promedio, por que ocurren tantas divisiones de las células que las velocidades globales siguen curvas uniformes. Los balances para los cultivos por lotes obedecen las siguientes relaciones:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X - K_d X \quad (4.11)$$

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu X}{Y} \quad (4.12)$$

$$\mu = f(S) \quad (4.13)$$

De donde X es la concentración de microorganismos, Y un coeficiente de eficiencia celular, K_d el coeficiente de mortalidad, μ es el coeficiente específico de velocidad de crecimiento, S es la concentración del sustrato. Como la concentración del sustrato es una función de la velocidad de crecimiento se han propuesto varias relaciones para determinar la función. La ecuación propuesta por Monod es la que se utiliza casi forma exclusiva:

$$\mu = \frac{\hat{\mu} S}{K_s + S} \quad (4.14)$$

De donde $\hat{\mu}$ es el coeficiente específico de la velocidad de crecimiento máximo y K_s es el coeficiente de Monod.

Por lo general, el coeficiente de mortalidad es relativamente pequeño, a menos que se acumulen sustancias inhibitorias; por consiguiente, la ecuación anterior presenta un crecimiento exponencial, hasta que el sustrato se agota (S), para reducir el coeficiente específico de crecimiento (μ).

4.2.4.1 Modelado del proceso con la cinética de Monod (Kayhanian, 1996).

Como describe Kayhanian y otros, los primeros investigadores en aplicar la ecuación de Monod fueron Lawrence y McCarty, aplicada a la velocidad de crecimiento de las bacterias en digestión anaerobia. Si la Velocidad de Crecimiento de microorganismos se define como:

$$r_g = \mu X \quad (4.15)$$

La expresión resultante para la velocidad de crecimiento en un reactor de mezcla completa será (sustituyendo la ecuación 4.14 y considerando la concentración a la salida del reactor):

$$r_g = \frac{\hat{\mu} S_e X_e}{K_s + S_e} \quad (4.16)$$

Donde S_e es la concentración del sustrato en el efluente y X_e la concentración de microorganismos en el efluente del reactor. El consumo del sustrato y la velocidad de crecimiento de microorganismos se relacionan con el coeficiente de eficiencia celular:

$$r_g = Y r_{su} \quad (4.17)$$

Donde r_{su} es la velocidad de reacción por unidad masa de reactor. De modo que utilizando la cinética de Monod, la expresión quedaría como:

$$r_{su} = \frac{k S_e X_e}{K_s + S_e} \quad (4.18)$$

Donde $k = \hat{\mu} / Y$, que es la velocidad máxima de utilización del sustrato.

La velocidad de muerte de células se puede expresar como sigue:

$$r_d = -K_d X_e \quad (4.19)$$

Tomando en cuenta una velocidad global neta de crecimiento de microorganismos (r_{ng}) tendremos:

$$r_{ng} = Y r_{su} - K_d X_e \quad (4.20)$$

4.2.4.2 Modelado del proceso utilizando cinética de primer orden (Kayhanian, 1996).

Para el modelado de la digestión anaerobia utilizando un modelo de primer orden sólo se tendría una ecuación de forma:

$$r_{su} = k S_e \quad (4.21)$$

Donde k sólo es la constante de primer orden determinada experimentalmente para cada proceso en específico. El siguiente desarrollo se presenta para determinar la velocidad de reacción por unidad de masa de un digestor.

Para un reactor de mezcla completa de operación continua tendremos que los factores que influyen en el planteamiento de un balance de masa sean las entradas menos las salidas, considerando que no hay acumulación en el sistema. En la figura 4.3 se muestra una representación esquemática de las entradas y salidas en un reactor.

Expresando matemáticamente el balance global sería:

$$W_i = W_e + W_b \quad (4.22)$$

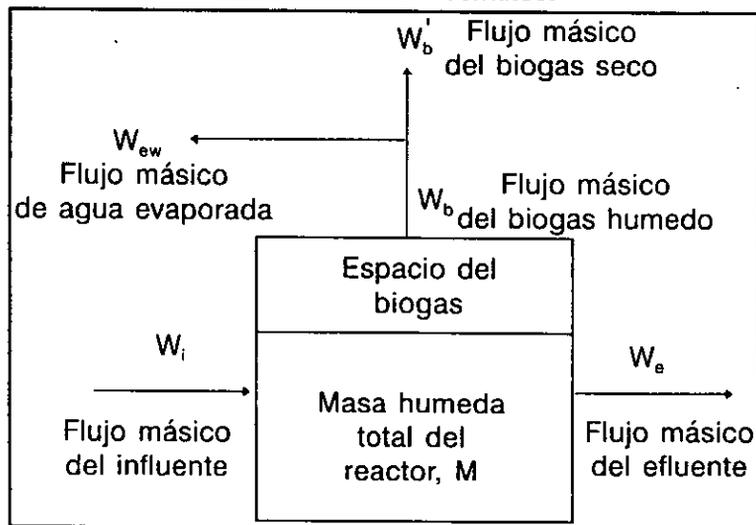
El flujo de masa del biogas húmedo es igual al flujo de masa del biogas seco más el flujo de masa del agua evaporada en el biogas:

$$W_b = W_b' + W_{ew} \quad (4.23)$$

Para realizar un balance de masa correcto, se debe de considerar el agua que se consume en el proceso como reactivo y el agua evaporada, ya que el biogas producido, generalmente se encuentra saturado de agua. Para determinar el efecto de agua, se han propuestos diferentes factores para incluir su efecto en el proceso, uno de los más utilizados sería expresado por la siguiente ecuación:

$$W_b' = \frac{W_i S_i - W_e S_e}{f'} \quad (4.24)$$

FIGURA 4.3 DIAGRAMA ESQUEMÁTICO PARA UN REACTOR DE MEZCLADO COMPLETO CONTINUO.



FUENTE: Kayhanian and Tchonaboglous (1996) "Development of a Mathematical Model for the Simulation of the Biodegradation of Organic Substrates in High-Solids Anaerobic Digestion Process" J of Chem. Technol. And Biotechnol. Vol 66 pags. 315.

Donde f' representa el agua consumida en la reacción de acuerdo a las reacciones estequiométricas presentadas en las ecuaciones (4.6-9), el cálculo de esta constante se determina como la relación entre el peso de sustrato consumido entre el peso de agua necesaria para que se lleve a cabo el proceso. El valor de f' se encuentra en el rango de 0.7 a 1.0. Para considerar el agua consumida y el agua que se evapora y que acompaña al biogas se propuso el uso de la constante f , la cual expresa la ecuación anterior en forma más representativa como:

$$W_b = \frac{W_i S_i - W_e S_e}{f} \quad (4.25)$$

La relación entre estas dos constantes se puede expresar de acuerdo a la ecuación siguiente, donde f' es una función de f , relacionadas entre el flujo de biogas seco y el flujo total del biogas:

$$f = \frac{f'W_b'}{Wb} = \frac{f'W_b'}{W_b' + W_{sw}} \quad (4.26)$$

De la ecuación anterior es fácil comprender que el factor de corrección de masa generalizado (f) es una fracción del factor estequiométrico (f'), y que la variación de esta fracción sólo se asocia con el contenido de humedad en el biogas.

Si se realiza un balance de masa para un proceso de digestión anaerobia de mezclado completo que opera de forma continua, ilustrado en la figura 4.3, obtendremos:

$$\left(\frac{dS_e}{dt}\right)M = W_i S_i - W_e S_e - r_{sw} M \quad (4.27)$$

Considerando que el cambio de la concentración del influente es constante ($dS_e/dt=0$), y sustituyendo la ecuación 4.25 en la 4.27, tendríamos:

$$fW_b = r_{sw} M \quad (4.28)$$

Ahora bien, si sustituimos W_b de la ecuación 4.28 en la ecuación 4.22, tendríamos:

$$W_i = W_e - r_{sw} M \quad (4.29)$$

si despejamos W_e de esta ecuación y la introducimos en la ecuación 4.27, al arreglar términos, tendríamos:

$$W_i(S_i - S_e) = r_{sw} M \left(1 - \frac{S_e}{f}\right) \quad (4.30)$$

De donde puede ser despejada r_{sw} como la velocidad de reacción en función del flujo másico de alimentación y la diferencia en la concentración del sustrato en la entrada y la salida, referida a la masa del digestor.

4.2.4.3 Modelo del paso difusional (Cechi, 1992).

En el modelo del paso difusional se consideran tres diferentes velocidades utilizadas en el proceso de digestión anaerobia, cada una de estas velocidades es referida a cada uno de los grupos microbianos involucrados en el proceso. En la degradación de los compuestos que son utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (grupo A) tiene la ecuación cinética siguiente:

$$\frac{dS}{dt} = v_o - k_o \frac{t}{2} \quad (4.31)$$

De donde k_o es la pendiente que se obtiene al graficar la degradación de los compuestos que utiliza la bacteria metanogénica y v_o es la velocidad máxima de degradación de estos compuestos. En forma similar durante la degradación de los compuestos monoméricos (grupos B/C) y los compuestos poliméricos (grupo D), las ecuaciones son:

$$\frac{dS}{dt} = v_1 - k_1 \left(t - \frac{t_1}{2} \right) \quad (4.32)$$

y

$$\frac{dS}{dt} = v_2 - k_2 \left(t - \frac{t_2}{2} \right) \quad (4.33)$$

Donde t_1 representa el tiempo necesario para completar el primer paso de la degradación (de los compuestos del grupo A) y t_2 el tiempo necesario para completar el segundo paso de degradación (de los compuestos de los grupos B y C).

Este modelo incluye el uso de un número de constantes k_1 , k_2 y k_3 , y por el otro lado el uso de tres velocidades v_o , v_1 y v_2 . Estos tres pasos no siempre se encuentran presentes en la degradación de los residuos y dependen de las características del sustrato utilizado (de los grupos presentes en él).

4.2.4.4 Otros modelos cinéticos (Negri, 1993).

Entre los diferentes modelos propuestos para determinar el proceso de degradación se encuentra el presentado por Negri y otros, el cual se basa en la proposición de diversas hipótesis de degradación.

El modelo se basa en considerar que los sólidos insolubles se encuentran formados por partículas esféricas de diámetro uniforme, y cuando son digeridas el diámetro de partícula disminuye de acuerdo a la velocidad de la hidrólisis.

El paso limitante es la hidrólisis la cual se modela de acuerdo a una cinética de primer orden, la fracción de sólidos biodegradables solubles no puede ser metabolizado inmediatamente pero es fácilmente hidrolizada. La acidogénesis se

modela de acuerdo a la cinética de Monod, y los sustratos que se utilizan en esta etapa son los productos de la hidrólisis.

En la metanogénesis se consumen los productos de la acidogénesis, también se modela de acuerdo a la cinética de Monod.

En este modelo se incluyen las tres etapas involucradas en la digestión anaerobia de los residuos sólidos.

Hidrólisis. Para modelar la hidrólisis se utiliza un modelo mezclado (homogéneo y heterogéneo) que se basa en la suposición de que la materia orgánica se componga de dos fracciones, una biodegradable y una no-biodegradable. La fracción biodegradable, además se compone de una fracción de monómeros (fácilmente metabolizados por la bacteria acidogénica) y una fracción de polímeros (de bajo peso molecular) que requiere de la etapa de la hidrólisis para ser metabolizada. Se construyó un modelo heterogéneo de la hidrólisis para la fracción insoluble, y modelo homogéneo para los biopolímeros solubles

Modelado del paso de hidrólisis heterogéneo. La fracción de sólidos consiste de una mezcla de sólidos insolubles (inorgánicos) y sólidos volátiles insolubles (orgánica). Esta fase se modela considerando partículas esféricas de igual diámetro las cuales reaccionan de acuerdo al modelo de disminución de núcleo.

Una reacción superficial entre el sólido y el líquido se lleva a cabo. La reacción se lleva a cabo en función del área de contacto entre el sólido y el líquido, y la cantidad de enzimas hidrolíticas presentes, la cual se considera proporcional a la concentración de microorganismos hidrolíticos presentes:

$$r_{HI} = K' A_R X_h \quad (4.34)$$

Donde r_{HI} es la velocidad de reacción de la hidrólisis heterogénea, K' es la constante de velocidad heterogénea, A_R es la superficie de reacción hidrolítica y X_h es la concentración de microorganismos hidrolíticos presentes.

Si tomamos sólo una partícula y analizamos su comportamiento, con la suposición del control cinético (sin resistencia a la difusión) se podrá escribir:

$$d_{sm} \frac{dV_p}{dt} = -K' A_p X_h \quad (4.35)$$

Donde d_{SVT} es la densidad aparente de la partícula, V_p el volumen de partícula y A_p el área de la partícula; así, la ecuación anterior representa el cambio del volumen de la partícula en función de su área de contacto. Tomando en cuenta que se considera una forma geométrica esférica, la ecuación anterior puede ser expresada como:

$$\begin{aligned} \frac{d\Phi}{dt} &= -\beta X_h \\ \Phi_{(t=0)} &= 1.0 \end{aligned} \quad (4.36)$$

Donde Φ es el radio de partícula sólida volátil insoluble adimensional, el cual es resultado de la relación entre el radio de partícula sólida volátil insoluble con el radio de la partícula sólida volátil insoluble inicial. Y β (constante de velocidad de reacción) agrupa las variables desconocidas involucradas en la reacción. En un medio de reacción se puede escribir:

$$\frac{dS_{VT}}{dt} = \frac{d(S_{VT}^0 \Phi^3)}{dt} = -3 \beta S_{VT}^0 \Phi^2 X_h \quad (4.37)$$

Donde el primer término de la ecuación representa el cambio en la concentración de sólidos volátiles en función del tiempo.

Modelado del paso hidrólisis homogénea. La reacción de despolimerización se supone proporcional a la concentración del polímero y a la concentración de enzimas hidrolíticas presentes:

$$r_{HS} = K_{ho} S_{VS} X_h \quad (4.38)$$

Donde r_{HS} es la velocidad de reacción de hidrólisis homogénea, K_{ho} es la constante de velocidad de hidrólisis homogénea y S_{VS} es la concentración de sólidos volátiles solubles presentes. El cambio que sufren los sólidos volátiles se puede expresar como sigue:

$$\frac{dS_{VS}}{dt} = -K_{ho} S_{VS} X_h + Km_h X_h + Km_a X_a + Km_m X_m \quad (4.39)$$

Donde el término $Km_h X_h$ se refiere a la muerte de microorganismos de hidrólisis y los dos términos siguientes se refieren a la cantidad de microorganismo de acidogénesis y de metanogénesis. En la ecuación anterior se considera que la muerte de biomasa contribuye completamente.

La evolución de la biomasa hidrolítica es modelada con los coeficientes de eficiencia con el consumo de los sólidos volátiles (insolubles y solubles) como sigue:

$$\frac{dX_h}{dt} = -Y_h(r_{HI} + r_{HS}) = Y_h(3\beta s_{17} \Phi^2 + K_{ho} S_{vo}) X_h \quad (4.40)$$

Acidogénesis.

Las especies de monómeros disueltos (productos de las dos etapas de hidrólisis) son los sustratos de esta etapa de la digestión, y es modelada utilizando la cinética de Monod:

$$r_A = \frac{K_a Ms X_a}{K_a + Ms} \quad (4.41)$$

Donde r_A es la velocidad de reacción de acidificación, K_a es la constante de velocidad de crecimiento de microorganismos de acidogénesis, Ms es la fracción de monómeros de sólidos volátiles solubles, y X_a es la concentración de microorganismos de acidogénesis presentes. También se considera un coeficiente de eficiencia del consumo del sustrato para determinar la evolución de la biomasa.

Metanogénesis (Y_m).

Metanogénesis.

Esta etapa es la responsable de la disminución de los productos de la acidogénesis, y también es modelada utilizando la cinética de Monod:

$$r_M = \frac{K_m C_a X_m}{K_m + C_a} \quad (4.42)$$

Donde, de nueva cuenta, r_M es la velocidad de reacción de metanogénesis, K_m es la constante de velocidad de crecimiento de microorganismos de metanogénesis, C_a es la concentración de ácidos grasos volátiles, y X_m es la concentración de microorganismos de metanogénesis presentes. También se considera un coeficiente de eficiencia del consumo del sustrato para determinar la evolución de la biomasa (Y_m).

Como se puede ver este modelo presenta un estudio detallado de las reacciones que se llevan cabo en el proceso de Digestión Anaerobia, pero, esto, además de ser una ventaja, es al mismo tiempo una desventaja, ya que se necesitan

determinar las diferentes constantes de velocidad, concentraciones de microorganismos, y coeficientes para tratar de predecir el desarrollo de la digestión en función de las concentraciones.

4.4 Productos terminales del proceso de DA de RSM.

Del proceso se obtienen tres productos, independientemente de ser procesos continuos o batch, los cuales son el biogas producido en la digestión, el lixiviado, y el residuo sólido estabilizado. En esta sección se revisaran cuales son sus características principales.

4.4.1 Biogas.

El gas producido en el proceso de digestión anaerobia recibe el nombre genérico de biogas, el cual ésta constituido principalmente por dos gases, metano y bióxido de carbono, acompañado de otros gases y vapores orgánicos diversos entre los cuales podemos mencionar nitrógeno, vapor de agua, etc., en concentraciones muy bajas.

La concentración del metano característica es para el metano de un 55 a 65% y para el bióxido de carbono de 34 a 44% ambos en peso. Las diversas concentraciones reportadas varían ampliamente. Y la mayor parte que se tiene sobre el biogas parte de los estudios realizados en rellenos sanitarios. El biogas crudo posee un poder calorífico de $4.44 \cdot 10^6$ a $06.22 \cdot 10^6$ Mcal/m³, que puede ser utilizado como medio de calentamiento o como combustible en motores combustión interna.

La composición relativa del metano y el bióxido de carbono se ve afectada por diversos factores, de las que convendría apuntar que la solubilidad del metano en el medio acuoso. Un incremento en la presión trae como consecuencia una mayor solubilidad del biogas en el agua. El incremento en la solubilidad es mucho mayor para el bióxido de carbono que para el metano. De ahí que un incremento en la presión favorezca un enriquecimiento de metano en el biogas. Por el contrario, un aumento en la temperatura trae como consecuencia un decremento en la solubilidad de ambos gases en la fase acuosa.

Los diversos gases o vapores detectados en los rellenos sanitarios son 69 compuestos orgánicos reportados en la literatura (EPA, 1986) pero sobre estos destacan los reportados en la tabla 4.12 como los más comunes. En esta tabla además se presentan los rangos de concentración más comunes también reportados. Es importante destacar el ácido sulfhídrico, ya que su naturaleza tóxica y de olor son características por las cuales se identifica comúnmente al biogas.

Tabla 4.12 Constituyentes traza detectados en los gases de un relleno sanitario.

Constituyente	Emcom, 1977 Kg/m ³	Lofy, 1981 Kg/m ³
Ácido sulfhídrico	0.0022-0.00505	<0.000055
Mercaptanos de azufre	0.0-0.001815	0.000055
Sulfuros	0.002255-0.0044	-
Disulfuros y residuales.	0.005115-0.00975	-
Ácido acético	-	0.001485
Ácido propiónico	-	0.002255
Ácido butírico	-	0.002145
Ácido valérico	-	0.000715
Ácido caproico	-	0.00044
Vapor de agua	-	0.6765

FUENTE: EPA, (1986) "Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Sanitary Landfill", E.E.U.U.

Las propiedades físicas y químicas más importantes del metano se presentan enlistadas en la tabla 4.13.

Tabla 4.13 Propiedades Físicas y Químicas más importantes del metano.

Formula química	CH ₄
Peso molecular.	16.042
Punto de ebullición a 1 atm.	-161.49°C
Punto de congelamiento a 1 atm.	-182.48°C
Presión crítica.	47.363Kg/cm ²
Temperatura crítica.	-82.8°C
Gravedad específica	
De líquido: a -164°C	0.415
De Gas: a 25°C y 1 atm.	0.000658
Volumen específico: a 15.5°C y 1 atm.	1.47L/g
Valor calorífico: a 15.5°C y 1 atm.	9.1069 Mca/l m ³
Aire requerido para combustión m ³ / m ³	0.27 m ³
Límite de flamabilidad.	de 5 a 15% en volumen
Valoración de octano	130
Temperatura de autoignición.	650°C
Ecuación de combustión.	CH ₄ +2O ₂ ► CO ₂ +2H ₂ O
Relación O ₂ /CH ₄ para combustión completa.	3.98 en peso
Relación O ₂ /CH ₄ para combustión completa.	2.0 en volumen
Relación CO ₂ /CH ₄ de combustión completa.	2.74 en peso
Relación CO ₂ /CH ₄ de combustión completa.	1.00 en volumen.

FUENTE: Díaz F. (1996), "Composting and Recycling of MSW", E.E.U.U.

Valor calorífico del biogas: El valor calorífico mínimo representa la energía liberada durante la combustión completa de una unidad de combustible a 1 atmósfera y 0°C, asumiendo que el agua producida permanece en estado vapor.

El valor calorífico del biogas, esta determinado por su contenido de metano. El valor calorífico mínimo del biogas y de varios combustibles comunes se reportan en la tabla 4.14.

Tabla 4.14 Valor mínimo calorífico del biogas y otros combustibles.

Combustible	Mcal/Kg	Mcal/m ³
Metano	11.9417	8.5741
Biogas purificado	10.747	7.7143
Biogas (60% metano)	7.165	5.1349
Butano	10.9147	28.3018
Propano	11.0819	21.710
Metanol	4.7528	3797.4684
Etanol	6.4246	5111.058
Gasolina	10.7475	7953.1884
Diesel	10.0549	8239.7898

FUENTE: Consultores S.A. de C.V. (1987) "Informe final del estudio de evaluación de los pozos de monitoreo de biogas en los sitios de disposición final de Santa Catarina y Alameda Poniente", México.

Toxicidad del Biogas: El metano y el bióxido de carbono no son gases tóxicos. Pero, el ácido sulfhídrico es altamente corrosivo y además es un gas tóxico para el ser humano, y es considerado como uno de los gases más peligrosos a los que se puede exponer el ser humano. El riesgo de envenenamiento por ácido sulfhídrico avanza progresivamente en función de su concentración, tal y como se observa en la tabla 4.15 se presentan algunos efectos de envenenamiento por este gas para el ser humano. El valor límite es variable y depende de la edad, estatura, estado previo de salud y los hábitos alimenticios de la persona expuesta.

Tabla 4.15 Envenenamiento del ácido sulfhídrico.

Concentración PPM	Efectos observados.
10	Valor límite
5-40	Límite de olor (parálisis de sensibilidad olfativa).
20-100	Dolor de cabeza, ligero ardor en los ojos, visión borrosa.
100-200	Mareos, dolor de cabeza intenso.
500	Sistema nervioso afectado, vértigos, vómitos colapso.
800-1000	Colapso, muerte (frecuentemente por asfixia provocada por la inhalación del vómito).

FUENTE: Consultores S.A. de C.V. (1987) "Informe final del estudio de evaluación de los pozos de monitoreo de biogas en los sitios de disposición final de Santa Catarina y Alameda Poniente", México.

El nivel de sensibilidad del olfato puede ser mayor que el valor "límite". La sensibilidad diferencial se origina del efecto paralizante del ácido sulfhídrico en el sistema olfativo. Este efecto conduce frecuentemente a la gente a creer a que el ácido sulfhídrico se ha dispersado o difundido fuera cuando en realidad el gas esta aún presente, posiblemente a concentraciones superiores pero su sistema olfativo se encuentra paralizado.

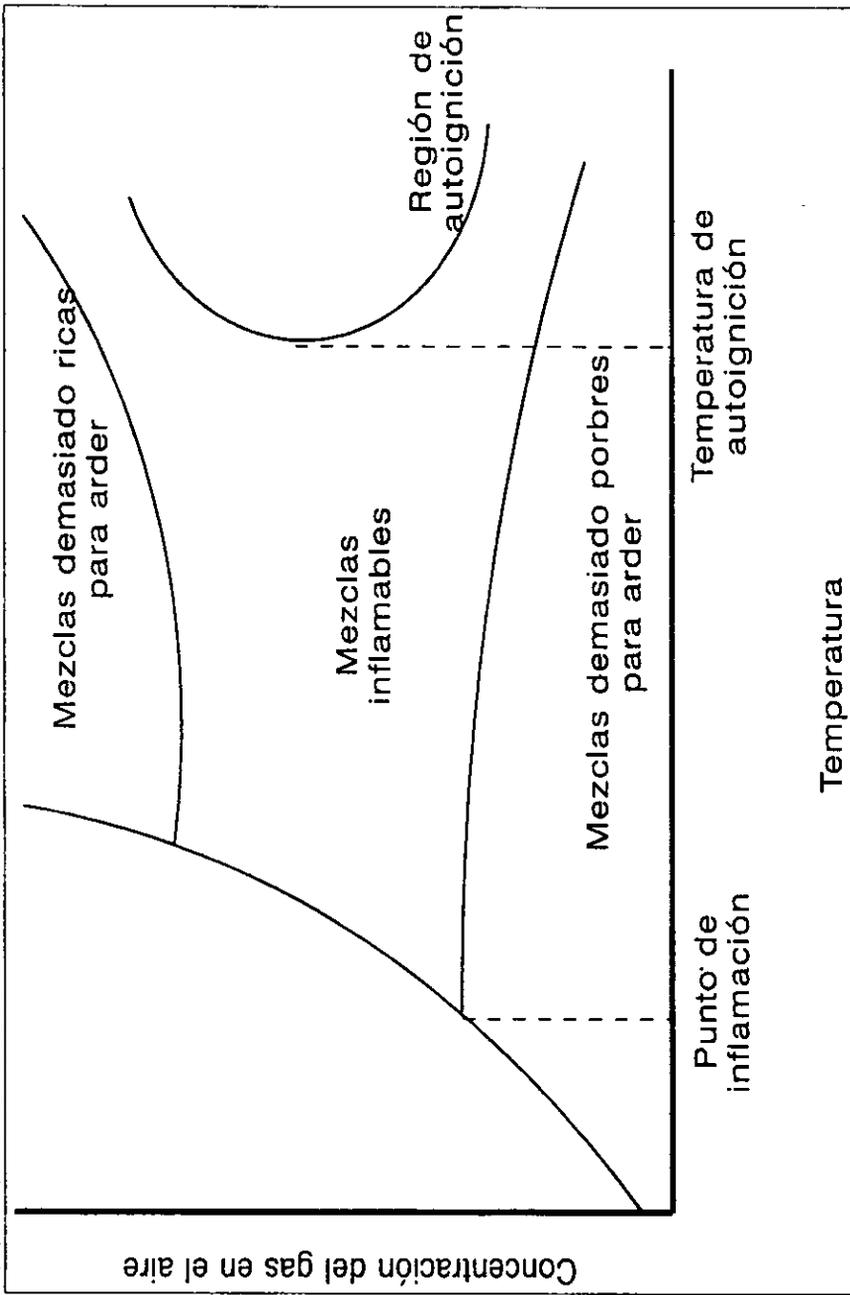
Inflamabilidad y autoignición (Himmenblau, 1997): El punto de inflamación de una sustancia es la temperatura del aire a la que el vapor o gas que esta sobre una sustancia producirá un destello o explotará en presencia de una flama, por ello, el punto de inflamación es uno de los factores que siempre tenemos que tener en cuenta al manejar líquidos. La inflamabilidad se basa en experimentos e incluye cuatro clasificaciones:

- **Nivel 4:** Forma mezclas explosivas en aire, con polvos, aerosoles o gotitas de líquido.
- **Nivel 3:** Se puede encender a temperatura ambiente, arde con rapidez utilizando oxígeno que contiene la propia sustancia, contiene materiales que encienden espontáneamente cuando se exponen al aire.
- **Nivel 2:** Materiales que se deben someter a calentamiento moderado o exponerse a altas temperaturas para encenderse, y pueden liberar mezclas de vapores peligrosos al aire.
- **Nivel 0:** No combustibles; no arden en el aire a 815°C durante un período de 5 minutos.

La temperatura de autoignición es la temperatura más baja a la que una mezcla se enciende en ausencia de una chispa o flama. La figura 4.4 ilustra estos conceptos. A temperaturas elevadas, el oxígeno del aire comienza a interactuar con el material combustible, produciendo una reacción exotérmica.

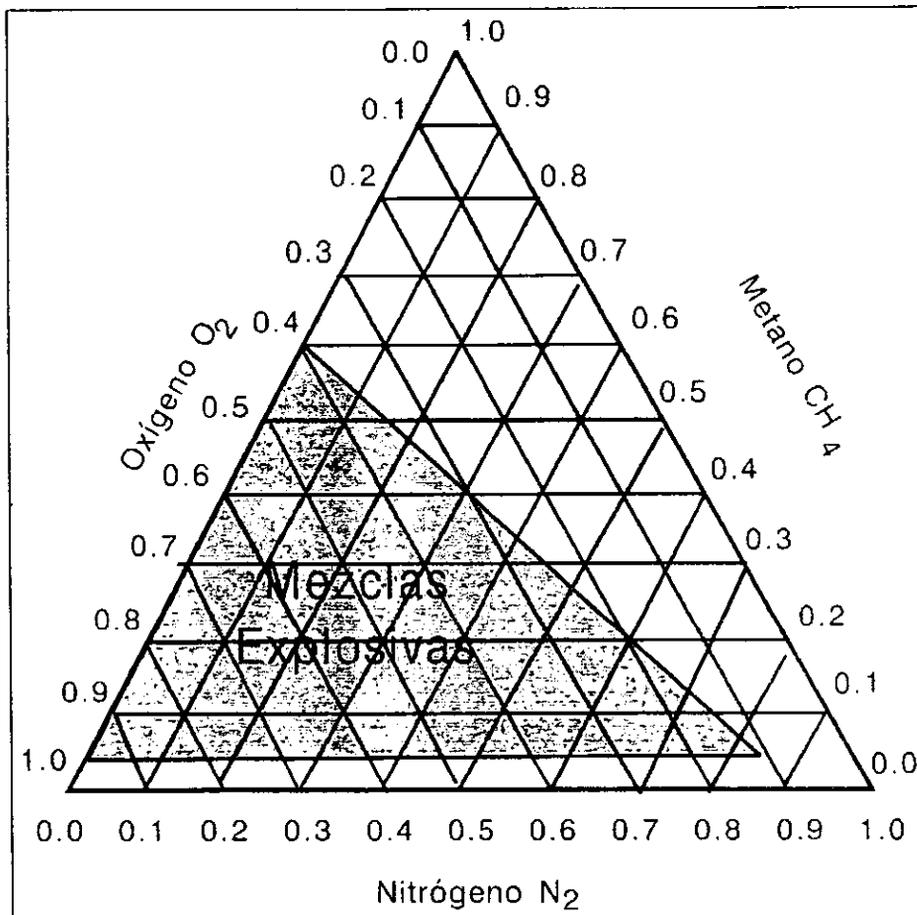
Los límites de flamabilidad para el sistema oxígeno metano están en el intervalo de 5.1 y 60.5% de metano. Esto quiere decir que las mezclas de metano conteniendo más de 94.5% o menos de 39.45% no encenderán.

FIGURA 4.4 CONCEPTO DE REGIONES DE INFLAMABILIDAD Y AUTOIGNICIÓN PARA UNA SUSTANCIA COMBUSTIBLE EN AIRE.



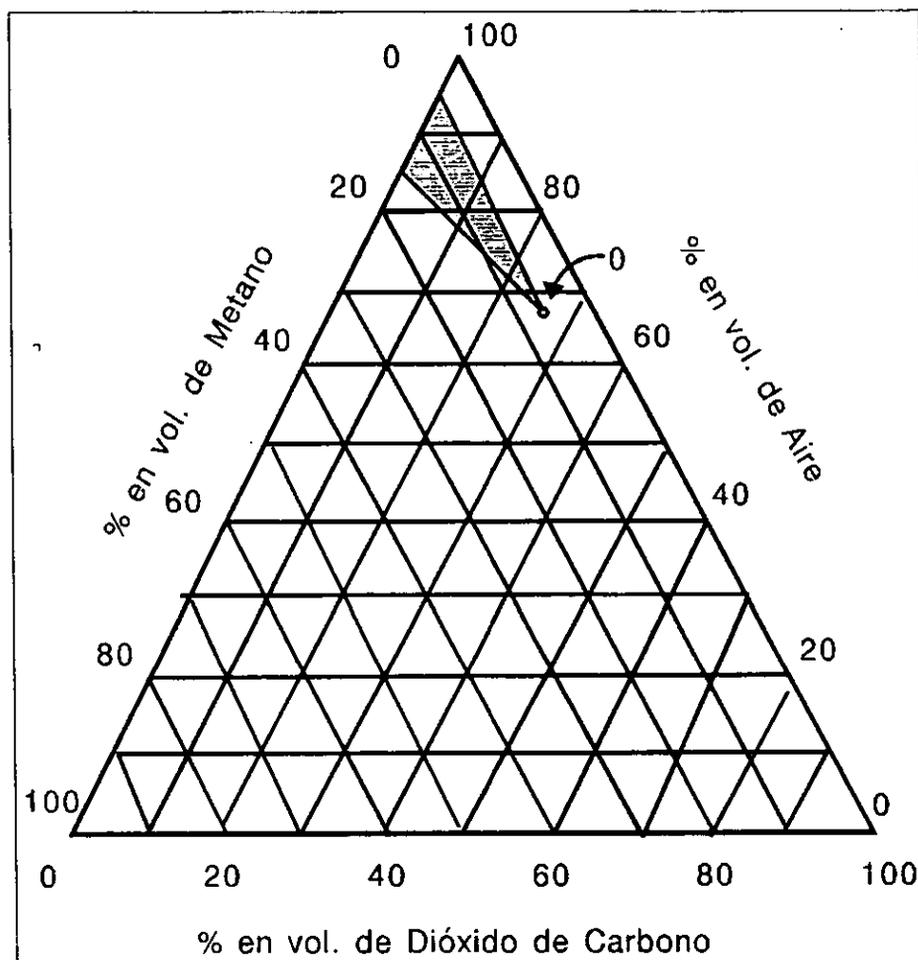
FUENTE: Himmelblau, D.M. (1997) "Principios básicos en Ingeniería Química", Prentice Hall, México, 1997.

FIGURA 4.5 DIAGRAMA TERNARIO PARA UNA MEZCLA DE OXÍGENO, NITRÓGENO Y METANO.



FUENTE: Himmelblau, (1997) "Principios básicos en Ingeniería Química", Prentice Hall, México.

FIGURA 4.6 DIAGRAMA TERNARIO PARA UNA MEZCLA DE DIÓXIDO DE CARBONO AIRE Y METANO.



FUENTE: Consultores S.A. de C.V. (1987) "Informe final del estudio de evaluación de los pozos de monitoreo de biogas en los sitios de disposición final de Santa Catarina y Alameda Poniente", México.

En las mezclas de metano con aire, los límites de flamabilidad están en 5.3% y 14.0% de metano. Se ha observado que el límite inferior no presenta gran diferencia con respecto al observado en mezclas de metano y oxígeno puro. El nivel superior en aire es substancialmente más pequeño que en las mezclas con oxígeno puro.

La presencia de dióxido de carbono en mezclas de metano y aire, reduce los intervalos de flamabilidad igual que sucede en presencia de nitrógeno adicional. La flamabilidad de los sistemas metano-oxígeno-nitrógeno y metano-dióxido de carbono-aire se presentan en las figuras 4.5 y 4.6 respectivamente.

El punto 0 en este diagrama se refiere a una mezcla de gas de 24% de dióxido de carbono, 68% de aire y 8% de metano. Este punto representa una mezcla flamable biogas aire para la cual la concentración de dióxido de carbono es máxima. El triángulo formado por la base y el punto 0, representa la zona de composiciones de mezclas dióxido de carbono, metano y aire que son flamables. Por consiguiente, el biogas con más de 25% de dióxido de carbono nunca encendera.

Purificación del biogas: EL biogas puede ser tratado para obtener el metano casi puro o sólo eliminar algunas de sus impurezas, el grado de tratamiento se encontrara en función del uso que se le dé al biogas. Los procesos incluyen varios pasos y parten desde los que sólo remueven la humedad que acompaña al biogas, hasta los que obtienen al metano libre de cualquier otro gas. Los procesos de tratamiento del biogas pueden llegar a requerir el uso de equipos especiales y son relativamente caros. Tan sólo remover la humedad del biogas genera un aumento en el poder calorífico del 10% del biogas. La deshidratación puede incluir operaciones unitarias como el filtrado, el uso de solventes especiales para la adsorción de ciertos componentes (como por ejemplo, el uso de polietilenglicol), el uso de tamices moléculares, la condensación o licuación, entre muchos otros. A causa de las características polares o casi polares de las diferentes impurezas del metano (como el agua, o el dióxido de carbono) el uso de tamices moléculares ha sido uno de los procesos que han demostrado tener más uso en los sistemas de

recuperación de biogas. Los principales métodos y su especificación se dan en la tabla 4.16.

Tabla 4.16 Sumario de los métodos de tratamiento viables para la remoción de agua, hidrocarburos, dióxido de carbono y ácido sulfhídrico.

Compuesto a ser removido	Tipo de proceso de tratamiento	Alternativas viables del proceso de tratamiento
Agua	Adsorción	Silica gel Tamiz molecular, y Alumina
	Absorción	Etilenglicol (a temperaturas de -28.7°C) Selexol
	Refrigeración	1.Refrigeración a 35°C
Hidrocarburos	Adsorción	Carbón activado
	Absorción	Absorción con aceites ligeros. Selexol (todo a temperaturas menores a los -28.7°C
	Combinación	Refrigeración con etilenglicol con absorción por carbón activado
Dióxido de carbono y Ácido sulfhídrico.	Absorción	Solventes orgánicos Selexol Fluor Rectisol. Soluciones de sales alcalinas. Soluciones calientes de potasio e inhibido potasio Alcanolaminas mono, -di, -tri etanol aminas diglicol aminas
	Adsorción	Tamiz molecular Carbón activado
	Separación por membrana	Filtrado por membranas porosas.

FUENTE: EPA, (1986) "Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Sanitary Landfill", E.E.U.U.

El uso de cualquiera de los procesos listados en la tabla 4.16, o de alguna combinación de estos procesos requerida de un análisis de tipo económico para determinar las ventajas que podría presentar el uso de cualquiera de esta alternativas. En los sitios de disposición final en México la mayor parte del biogas

tan sólo es quemado, y no existe una infraestructura para el posible aprovechamiento del biogas.

3.4.2 Lixiviado.

Como ya se había mencionado en una sección anterior en los rellenos sanitarios se obtienen líquidos a partir del proceso de descomposición de los RSM. Estos líquidos se forman a partir de la humedad de los RSM, del agua de las lluvias que logra ingresar en el sitio, hasta a saturar los espacios vacíos que pudieran existir en los RSM. La cantidad que estos pueden absorber, es denominada capacidad de campo (que es la cantidad de agua que pueden absorber o retener los RSM contra la gravedad, cuando se le permite fluir libremente). Este líquido después comienza a fluir a los alrededores de sitio, el cual diluye diversos materiales de los RSM operando en una forma semejante a una operación de extracción sólido-líquido (lixiviación). Estos líquidos son el principal agente para que el proceso de digestión anaerobia se lleve a cabo, ya que, como se menciona en secciones anteriores, los microorganismos no pueden degradar directamente los sustratos necesarios para "digerir", los RSM, para lo cual se valen de enzimas extracelulares o de grupos microbianos conocidos como hidrolizadores. Los compuestos disueltos son utilizados por los otros grupos microbianos, formadores de ácidos y los metanógenos, para completar el proceso. Así pues, la mayor actividad se desarrolla en esta fase líquida.

Estos líquidos recibieron el nombre genérico de "Lixiviados". La relación que existe entre el tamaño de partícula, el contenido de humedad y la temperatura son los principales factores que afectan la producción de los lixiviados en un relleno sanitario.

Los estudios sobre lixiviados son muy escasos y recientes, no se ha alcanzado a tener una continuidad de más de 30 años, lo cual es el principal problema para poseer una base de datos confiable y completa acerca de sus características y propiedades.

En un proceso de Digestión Anaerobia, los lixiviados han sido separados en dos partes, el supernatant y los lodos.

El *supernatant* es una suspensión muy concentrada de partículas sólidas de dimensiones coloidales, de células microbianas y de compuestos orgánicos disueltos productos de la actividad microbiana, como los ácidos grasos volátiles. El material biológico presente en el supernatant es altamente inestable, y debe de ser tratado antes de disponer de él hacia el medio ambiente, ya que sería un agente de impacto negativo hacia el medio ambiente. La importancia del *supernatant* es primordial para el proceso, ya que en esta se desarrolla la mayor parte de la actividad microbiana en el sistema. La recirculación del supernatant es una de las principales bases sobre las cuales se basan los desarrollos más importantes de DA de RSM alta en sólidos. La recirculación del supernatant favorece una homogeneización del contenido de los digestores, una buena distribución de temperatura del reactor, evitando así los choques térmicos y la liberación del biogas generado en el proceso.

Los lodos son el material que se ha sedimentado, o de fácil sedimentación, que está compuesto principalmente de materia inorgánica de alto peso (densidad) y de materiales no biodegradables. Las concentraciones de sólidos es cercana al 10% peso/peso. Esta parte de los líquidos percolados no presentan actividad microbiana.

En casi todos los casos el uso del término *lixiviado* es preferido y no se realiza una separación de en sus dos componentes, por lo que este término es usado inistintamente para ambos.

Sobre la concentración se sabe muy poco, ya que son pocos estudios los que se han realizado, y cambiaran de acuerdo a la fase de estabilización, al tipo de residuos y a las condiciones climatológicas y físicas del sitio. Los cambios en las determinaciones analíticas también pueden interferir de acuerdo a lugar de donde provengan los resultados (el país donde se generan estos datos) y en algunos casos parecen contradecirse los datos reportados en las diferentes fuentes de información.

4.4.3 El residuo sólido estabilizado.

El objetivo principal del proceso de digestión anaerobia es “estabilizar” los residuos sólidos municipales, este término es muy amplio. El residuo estabilizado,

es el cual ha sido modificado ha partir del proceso. El término de estabilidad se refleja a través de una definición (Quillet, 1983):

“Estabilidad: Cuando un sistema compuesto de por una o más sustancias, que es termodinámicamente estable, cuando es considerado aislado (sin intercambio de energía con el exterior) su entropía es máxima con respecto de cualquier cambio de las variables de estado del sistema.”

Los residuos han sido transformados en un residuo estable cuando este se encuentra en equilibrio con respecto a su entorno, y por lo tanto ya no puede sufrir ningún cambio espontáneo, como sucede, por ejemplo, con el fierro, que su estado de oxidación como óxido de fierro es más estable que en su forma de fierro elemental, o en otras palabras, ocurre el fenómeno de corrosión.

El residuo tiende a ser transformado en parte a un material más estable, el cual ya no podrá ser transformado en otros materiales, lo cual respresenta grandes ventajas, ya que al ser confinado este ya no producira ni biogas ni lixiviados, los cuales son impactantes ambientales.

En México todavía no existe un reglamento que determine cuales son los parámetros que deben de ser considerados para que un residuo se considere estable. Algunos parámetros físicos, químicos y biológicos sobre las características de los residuos estabilizados en la literatura se presentan en la tabla 4.17. Generalmente se refiere al residuo estabilizado como humus³ que se podría utilizar como un fertilizante. En E.E.U.U. existe una regulación para los lodos producidos en digestores anaerobios de aguas residuales que podría ser utilizada como parámetro para determinar la estabilidad de los residuos producidos en un proceso de estabilización (U.S. Enviromental Protection Agency Sewage Sludge and Disposal Regulation: Capítulo 40 del Código de Regulaciones Federales parte 503, 1993) Este reglamento fue aprobado en el mismo año de su publicación, y en el se presentan los usos comunes y las prácticas para disponer los lodos; en esta se incluyen además un estándar para determinar cuales son las características principales para su aplicación en tierra, distribución y comercialización. La parte 503 de este reglamento incluye las concentraciones

máximas permisibles para 10 metales pesados (tabla 4.18) y la reducción de microorganismos patógenos. Además se incluyen pruebas de dos parámetros: la capacidad de intercambio catiónico y sus las características agronómicas,

Tabla 4.17 Características físicas, químicas y biológicas del humus producido en un proceso de Digestión Anaerobia de RSM.

Característica	Unidad	Rango	Media	Desviación estándar
Características físicas				
Densidad	Kg/m ³	550-600	558.4	27.8
Olor	OOND*	OOND*	OOND*	OOND*
Tamaño de partícula	Mm	<1-10	1.75	2.78
Sólidos Totales	%	30-40	36.7	1.57
Sólidos Volátiles	% de ST	55-65	57.36	1.8
Características químicas				
Arsénico	PPM	<1-2	1.5	0.73
Cadmio	PPM	<1-5	0.44	0.19
Relación C:N		15-20	17.2	1.61
Cromo	PPM	5-35	27.2	3.64
Cobre	PPM	18-248	53.2	115.45
Plomo	PPM	5-43	18.7	2.25
Mercurio	PPM	<1	0.03	0.07
Molibdeno	PPM	1-20	2.8	5.36
Níquel	PPM	2-186	4.9	167.4
Nitrato	PPM	5-50	17.3	11.56
Nitrógeno	%	1-2	1.9	0.37
Fosfato	PPM	50-200	164.7	42.88
Potasio	%	0.3-1	0.73	0.18
Selenio	PPM	<1	0.07	0.21
Sulfatos	PPM	300-800	546.5	116.6
Azufre total	%	0.1-0.5	0.3	0.14
Zinc	PPM	98-376	195	51.35
Capacidad de intercambio catiónico	Meq/100 g secos	20-90	37.75	18.5
Características biológicas				
Fracción biodegradable	% de SV	5-10	8.8	2.36
Indicadores bacteriológicos				
Coliformes totales	NMP*/100 ml	No detectado	No detectado	No detectado
Coliformes fecales	NMP*/100 ml	No detectado	No detectado	No detectado
Streptococcus y Enterococos	NMP*/100 ml	No detectado	No detectado	No detectado

OOND: Olor Ofensivo No Detectado; NMP: Número Más Probable (ó MPM, Most Probable Number)

FUENTE: Kayhanian, M. And Rich, D. (1996) "Sludge Management Using the Biodegradable Organic Fraction of Municipal Solid Waste as a Primary Substrate" J. Of Water Environment Research, 68 2: 249

³ Humus: sustancia de color pardo negruzco que resulta de la descomposición de espontánea de las sustancias vegetales, bajo la influencia de aire húmedo.

Tabla 4.18 Concentraciones máximas permisibles para 10 metales tóxicos según la EPA.

Metal contaminante	Unidad	Concentración
Arsénico	PPM	41
Cadmio	PPM	39
Cromo	PPM	1200
Cobre	PPM	1500
Plomo	PPM	300
Mercurio	PPM	17
Molibdeno	PPM	18
Níquel	PPM	420
Selenio	PPM	36
Zinc	PPM	2800

FUENTE: Kayhanian, M. And Rich, D. (1996) "Sludge Management Using the Biodegradable Organic Fraction of Municipal Solid Waste as a Primary Substrate" J. Of Water Enviroement Research, 68 2: 249

4.4.3.1 Determinación de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (Kayhanian, 1996a).

En la literatura, la medida de la Capacidad de Intercambio Catiónica ha sido utilizada extensivamente para determinar la madurez de los residuos producidos en los procesos de compostaje. En general, la medida de la CIC es considerada importante para determinar el grado de madurez de la composta y un valor de 60 meq./100 g, en base libre de cenizas, es el valor recomendado para considerar a una composta estable. Sin embargo, la simple determinación de la relación C:N y de la CIC no puede ser satisfactoria. En un análisis de regresión presentado por (Kayhanian, 1996a) en donde se determina que cuando una composta es estable y una buena correlación entre la relación C:N y la CIC puede ser establecida, como se muestra en la ecuación:

$$\ln CIC = 7.02 - 1.02 \ln \frac{C}{N} \quad (4.43)$$

Donde la *CIC* es expresada en meq/100g de composta en base seca libre de cenizas. Aplicando esta correlación determinando primero la relación entre el Carbono y el nitrógeno al residuo estabilizado podremos determinar su grado de estabilización.

4.4.3.2 Características Agronómicas (Kayhanian, 1996a).

Una composta que no esta completamente estabilizada puede contener ácidos orgánicos, tales como ácido acético, propiónico o butírico, entre otros, los cuales empobrecen sus características agronómicas. Estos compuestos pueden inhibir el crecimiento de plantas o la germinación de semillas. Existen varias pruebas de germinación con semillas para determinar las características agronómicas de las compostas entre las que se incluyen la germinación de semillas de berros o lechugas. Ambas semillas son pequeñas, germinan rápido y son vulnerables a la presencia de ácidos. Las semillas de berro germinan en 24 horas y las de lechuga germinan en 48 horas.

En ambas pruebas, se lleva a cabo un filtrado de la composta húmeda, obteniéndose un lixiviado que se utiliza, en varias diluciones, en papel dentro de cajas de petri es en donde se siembran las semillas. El número de semillas germinadas es comparado con un cultivo de control con agua ionizada. Las características agronómicas de la composta, basadas en las pruebas de germinación, son evaluada utilizando un índice de germinación calculado de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$IG = \frac{S_d}{S_c} * 100 \quad (4.44)$$

Donde IG es el índice de germinación, S_d el número de semillas germinadas en cada dilución y S_c El número total de semillas germinadas en el control. Un índice del 60%, comparado con el control, para una solución del 100% del lixiviado obtenido es considerado, como una regla empírica, como buenas características agronómicas.

4.5 Parámetros de Operación de un Digestor.

Los principales parámetros de operación de un digestor son el mezclado, la Velocidad de Carga Orgánica, el Tiempo de Retención hidráulica, y los requisitos de calentamiento, que se describen a continuación.

4.5.1 Mezclado (Díaz, 1997).

El mezclado o la agitación es un parámetro clave en la operación de los digestores, principalmente en los sistemas diluidos de trabajo (Humedad del 92 al 85% peso/peso). Muchas de las fallas detectadas en la operación de los digestores se deben a un mezclado ineficiente. La importancia del mezclado se denota cuando los productos de la reacción microbiana son removidos, desde el área de reacción, tanto los gases de la metanogénesis, como los productos intermedios, de las reacciones de las primeras etapas, como los Ácidos Grasos Volátiles.

En los sistemas con alta humedad se pueden presentar diferentes capas en el interior del digestor, siendo la primera una capa de nata compuesta por materiales de baja densidad (como madera, plumas o paja) o una pequeña porción de materiales inorgánicos inertes, que obedecen el movimiento browniano, y se localizan en la parte superior del digestor. La formación de nata puede provocar la formación de espuma, que puede detener al biogas en su salida del sistema. El espesor de esta capa de nata depende del tipo de material alimentado, de la forma geométrica del digestor, de su área transversal, etc., algunos estudios han reportado que el espesor más común es desde 5 centímetros (2 pulgadas) hasta 30 centímetros (o 12 pulgadas) o más. Las burbujas formadas en el digestor se disipan muy lentamente debido a que la tensión superficial no es muy alta en su parte superior.

La formación de nata se puede disminuir utilizando el mezclado. Si el supernatant tiene una viscosidad moderada y si los residuos digeridos no son muy fibroso, es posible utilizar un buen sistema de mezclado mecánico o favorecer este proceso recirculando el biogas producido para favorecerlo. Si el líquido es recirculado, este sale por la parte superior del digestor y es realimentado por la parte superior, a una presión alta o moderada.

Si existe una tendencia muy fuerte a la formación de la nata, el mezclado mecánico debe de ser utilizado. El mezclado mecánico se puede realizar de diversas maneras, pero fundamentalmente se basan en el uso de paletas en el lecho de digestión. El arreglo y la ubicación de las paletas es muy variable. El uso

del mezclado no requiere ser continuo y se puede realizar en periodos de tiempo preestablecidos, llegando a establecerse, el mezclado en sólo una o dos veces por día, pero en muchos casos es necesario realizarlo en más de seis ocasiones, o una vez cada cuatro horas.

4.5.2 Velocidad de Carga Orgánica (Cechi, 1992).

La carga que manejen los digestores es uno de los parámetros más importantes en el diseño, ya que la relación que existe entre la carga alimentada al digestor y la producción de biogas establecen la buena operación del sistema. Si se manejan cargas demasiado bajas se estará desperdiciando mucho del volumen del digestor, y si las cargas son altas, estas podrían inhibir el crecimiento microbiano y hasta detener la digestión completamente de los residuos. El manejar cargas bajas de operación, tiene la ventaja de aumentar el porcentaje de energía recuperada por unidad de masa alimentada al digestor (es decir, la reacción de degradación puede ser más completa), pero los costos son proporcionales al tamaño del digestor con respecto a la cantidad de residuos estabilizados.

Como todos los parámetros utilizados para la operación de un digestor, la carga también se encuentra en función de la naturaleza de los RSM, y como tal debe de encontrarse en un punto óptimo. Las unidades con que se define éste parámetro son las de unidad de masa (generalmente como Sólidos volátiles) por unidad de volumen de digestor por unidad de tiempo.

Si la carga se expresa con respecto a los sólidos volátiles, se asegura una consistencia en dimensiones al comparar entre los diferentes datos reportados en la literatura, así, la composición de los RSM puede variar, dependiendo del lugar donde son generados, pero en contenido de materia volátil es un parámetro de comparación más objetivo.

Un apropiado valor par la carga de los residuos se encuentra en función de la composición de los residuos. Por ejemplo, si se utiliza material altamente biodegradable, la materia disponible para los microorganismos es mayor, y la velocidad de la carga puede disminuir en función del tiempo de retención de los sólidos. Si por el contrario, se utiliza un material de difícil biodegradación en el

digestor, la carga se puede aumentar en función de que el tiempo de exposición se aumente.

La relación que existe entre la velocidad de carga orgánica y la producción específica de biogas fue estudiada por (Cechi, 1992) y otros autores, los cuales operaron un digestor con diferentes velocidades de carga orgánica, obteniendo la siguiente correlación:

$$PEB = 0.498 - 0.0139VCO \quad (4.45)$$

Donde *PEB* es la producción específica de biogas, y *VCO* es la velocidad de carga orgánica. El factor de correlación de sus datos fue 0.985. Esta es una correlación de forma lineal, y la ordenada al origen ha sido extrapolada (0.498). La pendiente de la recta es negativa, con lo cual se puede determinar que al aumentar la velocidad de carga orgánica disminuye la producción específica de biogas.

4.5.3 Tiempo de detención o Tiempo de Retención Hidráulico.

En la digestión se utiliza el término tiempo de detención o período de detención como sinónimo de tiempo de residencia o tiempo de retención. Generalmente se utiliza el término de tiempo de detención sólo cuando se utilizan sistemas continuos. Para la mayoría de los sistemas se utiliza el término de Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) el cual es la relación que existe entre el volumen del digestor y la cantidad de sólidos alimentada al digestor por unidad de tiempo. El uso del tiempo de retención hidráulico es favorecido por diversos factores entre los que destacan: (1) La masa microbiana muerta constituye una parte de los sólidos estabilizados que es retirada del digestor, (2) La velocidad de crecimiento microbiano puede ser tan rápida que el agua consumida en el proceso es excesiva, y (3) el tiempo de retención hidráulico es el único aplicado. Una de las desventajas de aplicar el TRH es la manipulación adicional que se requiere para la etapa de metanogénesis.

Utilizando un TRH óptimo es fundamental para la buena operación de los digestores, por diferentes razones, dentro de las cuales podemos destacar: (1) Si el TRH es grande, la capacidad del digestor no se está utilizando adecuadamente, (2) Un TRH demasiado grande puede permitir que la población microbiana

comienza a disminuir, debido al consumo del sustrato (o en otras palabras, la población envejezca y comience a morir, disminuyendo su capacidad de degradación, y (3) si el TRH es demasiado corto el valor de la velocidad de crecimiento no puede ser lo suficiente grande para digerir completamente los RSM alimentados, y el proceso de digestión será incompleto. Potencialmente un valor óptimo en la recuperación de energía (metano) no se obtendría si no se maneja un buen TRH.

De los dos párrafos precedentes podemos destacar que un buen TRH es en el que: (1) La población microbiana, y particularmente la de los metanógenos, se debe mantener en forma exponencial, (2) La mayor parte de la energía disponible en el sustrato debe de ser convertida en energía química (metano).

Un buen TRH es una función de varios valores de factores ambientales, operacionales, y de la composición del sustrato.

En forma convencional, el TRH es definido como el volumen del reactor dividido por la velocidad volumétrica de alimentación. La expresión matemática que al TRH es la siguiente:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (4.46)$$

Donde V es el volumen del reactor y Q la velocidad del flujo volumétrica del influente (o en algunos casos del efluente). En sistemas de digestión con bajas concentraciones de sólidos, generalmente, se asume que las velocidades de alimentación y de salida son iguales, esto no es cierto para casi todos los digestores que manejan altas concentraciones de sólidos, (superior al 8% en peso) debido principalmente a la masa que es removida del digestor en forma de biogas. (Kayhanian, 1996) propone la definición de un Tiempo de Retención Masa (MRT, por sus siglas en inglés) para los digestores operados de forma continua, como más adecuado para la digestión alta en sólidos. El MRT para la alimentación es definido:

$$MRT_i = \frac{M}{W_i} \quad (4.47)$$

Donde MRT_e es el Tiempo de Retención Masa de la alimentación, M es la masa húmeda total de reactor, y W_i es la velocidad de flujo de masa de la alimentación total húmeda, que debe de incluir los RSM alimentados y el agua añadida en el proceso. De forma similar se puede definir un TRM para el efluente:

$$MRT_e = \frac{W}{W_e} \quad (4.48)$$

La relación que existe entre los dos tiempos de retención masa estará dada por la relación que existe entre las velocidades de alimentación y de salida del sistema.

$$\frac{MRT_e}{MRT_i} = \frac{W_i}{W_e} \quad (4.49)$$

Utilizando las ecuaciones 4.22, 4.24 y la anterior podremos determinar cuál es la relación que existe entre las concentraciones del sustrato y éstos tiempos de retención masa de la forma siguiente:

$$\frac{MRT_e}{MRT_i} = \frac{W_i}{W_e} = \frac{f - S_e}{f - S_i} \quad (4.50)$$

Donde f es un coeficiente de eficiencia, como ya se menciono anteriormente, que relaciona, las concentraciones del sustrato en la alimentación y la salida.

4.5.4 Requisitos de calentamiento.

En climas fríos o en temporadas de temperatura baja, se hace necesario el uso de sistemas de calentamiento para mantener la temperatura dentro de los rangos de operación establecidos, ya sea temperaturas mesofilas o termofilas.

Los sistemas de calentamiento varían mucho, desde el uso de una espiral de calentamiento en el interior del digestor, hasta el uso de chaquetas de calentamiento. En gran escala el gasto de energía mayor lo representa el calentar la alimentación hasta la temperatura deseada. El calor necesario para la calentar la alimentación es proporcional al valor de la alimentación y diferencia entre la temperatura a la que se encuentra la alimentación y la temperatura dentro del digestor. La relación puede ser expresada como sigue:

$$Q = SC(T_1 - T_0) \quad (4.51)$$

Donde S es la velocidad másica de alimentación (en Kg./hora), T_i es temperatura del digestor y T_0 es la temperatura de la alimentación (ambas en °C), C es el contenido específico de calor de la alimentación (Cal/Kg-°C) y Q es el calor necesario (Cal/hora). En el digestor existen diversas pérdidas de calor por convección o radiación hacia el medio ambiente, tales como la evaporación de agua en la corriente de biogas y el retiro de los RSM estabilizados del mismo. Los métodos para disminuir las pérdidas de calor hacia el medio ambiente son varias, pero la más frecuentemente utilizada es el uso de aislantes, pero su costo y duración son factores que deben de ser considerados para su uso, también se puede construir un digestor enterrado en el suelo para disminuir las pérdidas de calor por convección y radiación, pero el aislamiento sólo se realizara hasta el nivel en que se encuentre enterrado.

También se debe de considerar que en algunos casos al alimentar material fresco en un digestor es necesario calentarlo, pero una vez que se comienza a llevar a cabo la degradación del sustrato, se comienza a generar calor, debido principalmente a las reacciones metabólicas de los microorganismos, y en algunos casos ha sido necesario el uso de sistemas de enfriamiento en los periodos de rápida degradación.

Los principales parámetros que se deben de considerar para realizar un análisis de las pérdidas de calor en un digestor, según (Chynoweth, 1993) son la suma de la velocidad de pérdidas de calor por conducción, Q_c , el calor latente perdido en el biogas, Q_s , el calor sensible perdido en el biogas, Q_i , y el calor generado en la reacción microbiológica, Q_b . También reportan que en un estudio sobre la producción de calor en digestión anaerobia usando un micro-calorímetro, estimó una eficiencia en la producción de calor de 533 Kj/Kg. de SV destruido (127.39 Kcal/Kg. de SV destruido).

Mientras que las pérdidas de calor por conducción constantes en todo el proceso, las otras pérdidas son una función de la velocidad de producción del biogas.

4.6 Parámetros de diseño.

Los parámetros utilizados en el diseño de digestores son: (1) La cantidad de RSM a tratar, (2) El volumen húmedo de los RSM agregado de forma continua al

digestor, así también como el tiempo promedio de carga del digestor (TRH), (3) Cantidad de los productos finales del proceso (residuo estable, biogas y lixiviado) que se deben de eliminar cada día, y (4) El sistema de calentamiento y de recirculación de agua utilizada en elevar y mantener la temperatura en el digestor.

El volumen del digestor es una función de: (1) la cantidad de desechos para ser procesados cada día, (2) el contenido de humedad de los RSM, (3) la concentración de sólidos totales volátiles de los RSM, (4) el valor de la velocidad de carga orgánica (VCO), (5) los sólidos contenidos en el lixiviado, y (6) el TRH.

Cuando la concentración de SV se conoce, el volumen mínimo del digestor se puede calcular dividiendo, la cantidad de SV que se debe alimentar al digestor cada día, entre la velocidad de carga orgánica deseada. Por ejemplo, si los SV que necesitan ser tratados diariamente son 10 toneladas/día y se utiliza una VCO de 15 Kg de SV/m³-día, entonces tendremos que 10,000 kg de SV/15 Kg de SV/m³-día, ocuparan 666.6667 m³ de volumen, éste calculo es muy sencillo y se debe de tener en cuenta, el TRH y el volumen necesario para el biogas y los residuos ya digeridos.

El volumen necesario para el biogas se encuentra en función de la cantidad de RSM digeridos por día multiplicado por la cantidad de biogas producido por RSM digerido. Además, se debe que considerar que si el biogas es retirado de forma constante del digestor, el volumen necesario para el biogas se reduce, hasta valores que sólo serían una fracción del volumen de gas producido, hasta alcanzar valores de sólo el 50% del volumen del gas producido.

Capítulo 5

Procesos Desarrollados de Digestión Anaerobia para tratar RSM.

5.1 Antecedentes.

Los diseños originales utilizados para tratar la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Municipales fueron diseñados originalmente para tratar los desechos agrícolas en las granjas de Europa y Estados Unidos, y los diseños reportados en la literatura son generalmente de dos tipos: 1) los adaptados a partir de las tecnologías desarrolladas para tratar los desechos agrícolas (generalmente son los diseños con baja concentración de sólidos o vía húmeda) y 2) los diseños que han sido desarrollados como un relleno sanitario pero en condiciones controladas (principalmente son diseños de alta concentración de sólidos o condiciones semisecas). El uso de éste proceso ha sido adoptado principalmente en los países desarrollados de Europa, como Dinamarca, Alemania y Países Bajos, y en Estados Unidos.

Los desarrollos en Europa han sido auspiciados y favorecidos por la Comunidad de Estados Europeos (CEE). Una organización de la CEE, Thermie (Europe, 1992), ha aportado hasta el 40% de los subsidios para establecer diversas plantas demostrativas a gran escala. Según un estudio realizado se encuentran instaladas y en operación 83 plantas de Digestión Anaerobia con una capacidad mínima de 500 metros cúbicos de volumen de fermentación cada una, las cuales ocupan principalmente los desechos agrícolas y ganaderos, pero se ha comenzado a manejar RSM en muchos de éstos.

La Tabla 5.1 Presenta las principales plantas construidas (para el año de 1993) y en operación en diversos países de Europa, con su capacidad de operación, la concentración de sólidos totales que manejan, el año de inicio o su estatus de operación y el proceso que utiliza cada una de ellas.

En las siguientes secciones de este capítulo se presentan los diversos procesos reportados en la literatura, desarrollados específicamente para tratar la fracción orgánica de los RSM. Es importante destacar que muchos de los procesos ya se encuentran en operación y otros sólo se han probado en escala piloto.

Tabla 5.1 Algunos de los proyectos a gran escala* o en planeación desarrollados en Europa.

Localización	Capacidad ton met./año	Residuos	% de sólidos	Inicio de Operaciones	Proceso
Amiens, Francia	55,000	RSM sin clasificar	35	1988	Valorga
Tahiti, Polinesia	50,000	RSM sin clasificar	35	1991	Valorga
Tilburg, Países Bajos	52,000	Vegetales	35	1994	Waste
Brecht, Bélgica	10,000	RSM clasificados	35	1992	Dranco
Salzburgo, Alemania	20,000	RSM clasificados	35	En planeación	Dranco
Heisingor, Dinamarca	20,000	RSM clasificados	10	1993	BTA
Nuremberg, Alemania	20,000	Bio-residuos industriales	10	Dic. 1993	BTA
Munich, Alemania	20,000	RSM clasificados	10	En planeación	BTA
Newmarket, Canadá	40,000	Bio-residuos comerciales	10	En planeación	BTA
Leonberg, Alemania	5,000	Lodos de aguas residuales	10	En planeación	Uhde-Schwarting
Ditmarschen, Alemania	7,000	1/3 residuos alimenticios	10	En planeación	Uhde-Schwarting
Vaasa, Finlandia	14,000	2/3Lodos de aguas residuales 60% RSM clasificados 40% lodos de aguas residuales	15	1991	DBA-Wabio

*Digestores con volumen mayor a 500 m³

FUENTE: Chemical Engineering (1993), "Europe Warms to Biogas", 100, 5: 45.

5.2 Proceso Valorga (De Laclos, 1997).

La primera planta de DA de RSM sin clasificación, comenzó a ser construida a finales de 1987, en Amiens, Francia. La capacidad de esta planta es de 55,000 toneladas métricas por año y se utilizó el proceso desarrollado por Valorga SA de origen francés utilizando condiciones secas en extremo, (de 30 a 35% de sólidos totales) en tres digestores de 2,400 metros cúbicos cada uno. En la planta se cuenta con sistema de clasificación de los residuos donde se remueven los materiales recuperables (como metales, vidrio, papel y plástico) y los materiales inertes (materia inorgánica) para que sólo la Fracción Orgánica entre en el sistema.

Para favorecer la homogeneidad de cada uno de los reactores, parte del biogas producido en los digestores es recirculado por la parte baja, para eliminar la necesidad implícita del mezclado mecánico. El tiempo de residencia de los residuos en los reactores es de tres semanas y la eficiencia en la producción del biogas es de 99 m³/ton métrica de RSM sin clasificar o 146 m³/ton métrica de material previamente clasificado. El residuo sólido es sacado por la parte baja del digestor, del cual se le separa el líquido (lixiviado) que se utiliza en la preparación de la nueva alimentación al digestor (como agua de repuesto), el residuo sólido es secado y es vendido como composta.

Este proceso utiliza bacterias mesófilas, que operan a temperatura de 37°C, esta planta produce 5.5 millones de m³/año de biogas. El uso de condiciones termófilas en este proceso sólo ha sido desarrollado en escala piloto con temperatura de 55 a 60°C. En este proceso algunas ocasiones se ha alimentado con agua de desecho y desechos ganaderos, para favorecer la digestión. Las pruebas realizadas a escala piloto de este proceso se realizaron en un digestor de 50 m³ conteniendo un 65% de RSM clasificados, 15% de estiércol de cerdo y 20% de aguas de desecho, en el cual se obtuvo una producción de 4.1 m³ de biogas/m³ de volumen de reactor/día, comparado con 5.1 m³/m³/d para RSM puros en otra corrida.

Una segunda planta con el proceso Valorga con una capacidad de 50,000 toneladas métricas/año en Tahití inició operaciones en octubre de 1991, y una tercera planta

se construyo en Países Bajos para generar sobre 5 millones de m³ de biogas a partir de 52,000 ton métricas/año de desechos orgánicos clasificados.

El diagrama de flujo del proceso reportado en la literatura se presenta en la figura 5.1, y las principales condiciones operación para el proceso se dan en la tabla 5.2.

Tabla 5.2 Proceso Valorga: Balance de masa.

Capacidad	55,000 ton/año
Clasificación primaria	Vidrio, inertes 13%
	Metales 3%
	Combustibles 25%
	Residuos alimenticios 58%
Conversión a metano de los residuos	13%
Volumen	5,459,000m ³
Composición	54% metano
Lixiviado obtenido por centrifugación	29%

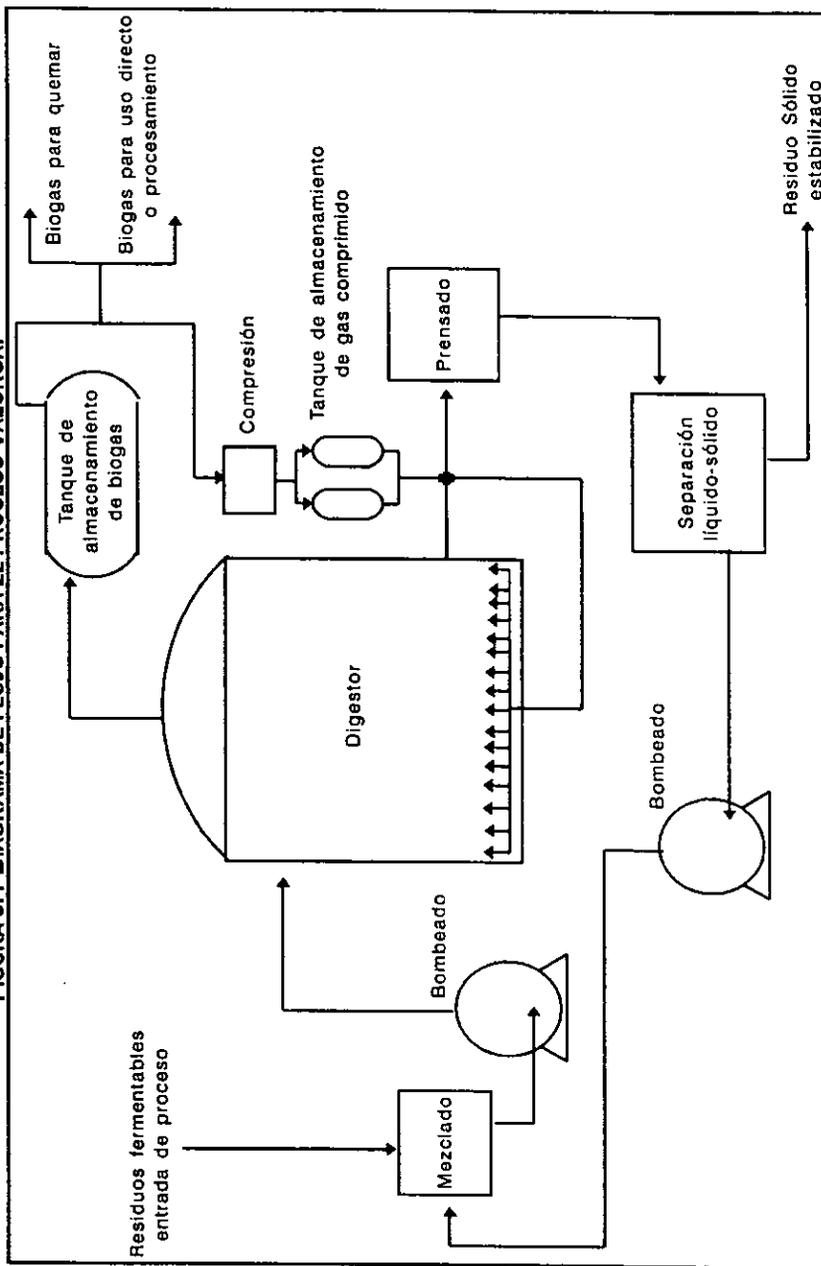
FUENTE: Chemical Engineering (1993) "Europe Warms to Biogas", 100,5: 47

5.3 Proceso Dranco (Six, 1992).

Un proceso alternativo, pero que parte del proceso Valorga, es el denominado Dranco (por sus siglas en ingles DRy ANaerobic Composting, Composteo Anaerobio Seco) del cual se ha instalado una planta en Brecht, Bélgica, a mediados de 1992. La planta cuenta con un digestor de 808 m³ para tratar 10,500 toneladas de RSM por año clasificados anteriormente. Opera a temperaturas termofilas de 55°C con una producción de 6 m³ de biogas por m³ de volumen de digestor.

Este proceso trabaja con una corriente de entrada de 35% de sólidos. Y en comparación con el proceso Valorga, este no requiere de pretratamiento, o de mezclado. La carga de los digestores se realiza utilizando bombas de desplazamiento positivo alimentando por la parte superior del digestor. Los sólidos estabilizados son retirados de forma continua por la parte baja, el tiempo de residencia medio es de 14 a 18 días.

FIGURA 5.1 DIAGRAMA DE FLUJO PARA EL PROCESO VALORGA.



FUENTE: De Laciós, Y otros (1997) "Anaerobic Digestion of Municipal Solid Organic Waste: Valorga Full-Scale Plant in Tiburg, The Netherlands" water Science and Technology, 39, 6-7,459.

5.4 Proceso BTA (Che. Eng., 1993).

Este es un proceso de los denominados de vía húmeda, el cual utiliza corrientes con sólo un 10 a 15% de sólidos, en este tipo de procesos se localizan más de una etapa de digestión, y en estos el control de las variables de operación es más fácil, debido a la baja concentración de sólidos.

La primera planta que utilizó el proceso BTA se instaló en Helsingør, Dinamarca, hacia finales de 1991.

En este proceso se utilizan pulpeadores (elutriador), los cuales ajustan la concentración del material de 10% de sólidos, alimentando sólo la fracción orgánica de los RSM. En la primera etapa se separa la fracción más ligera, que en su mayor parte son plásticos y textiles, y la fracción pesada, constituida principalmente de materia inorgánica, hueso, vidrio y piedras. La suspensión que contiene la mayor parte de la fracción orgánica se calienta a 70°C, para posteriormente separar la fase sólida de la líquida por centrifugación. La fase líquida se manda al reactor de metanización de alta eficiencia. Los sólidos no disueltos son filtrados y alimentados a un reactor de hidrólisis, en el cual las complejas moléculas de los RSM son rotas, en moléculas accesibles a los metanógenos. Separar la fase de hidrólisis de la de metanogénesis optimiza el control de las condiciones de crecimiento para ambos grupos microbianos en este proceso, reduciendo el tiempo con respecto a los sistemas que sólo ocupan un digestor. El tiempo de retención de los sólidos para el reactor de hidrólisis es de 1 a 2 días y para el reactor de metanización de 1 a 2 días.

En menos de una semana, más del 60% de los sólidos fermentables puede ser convertido en biogas, comparado con el 40% en 20 días para los sistemas con un solo digestor.

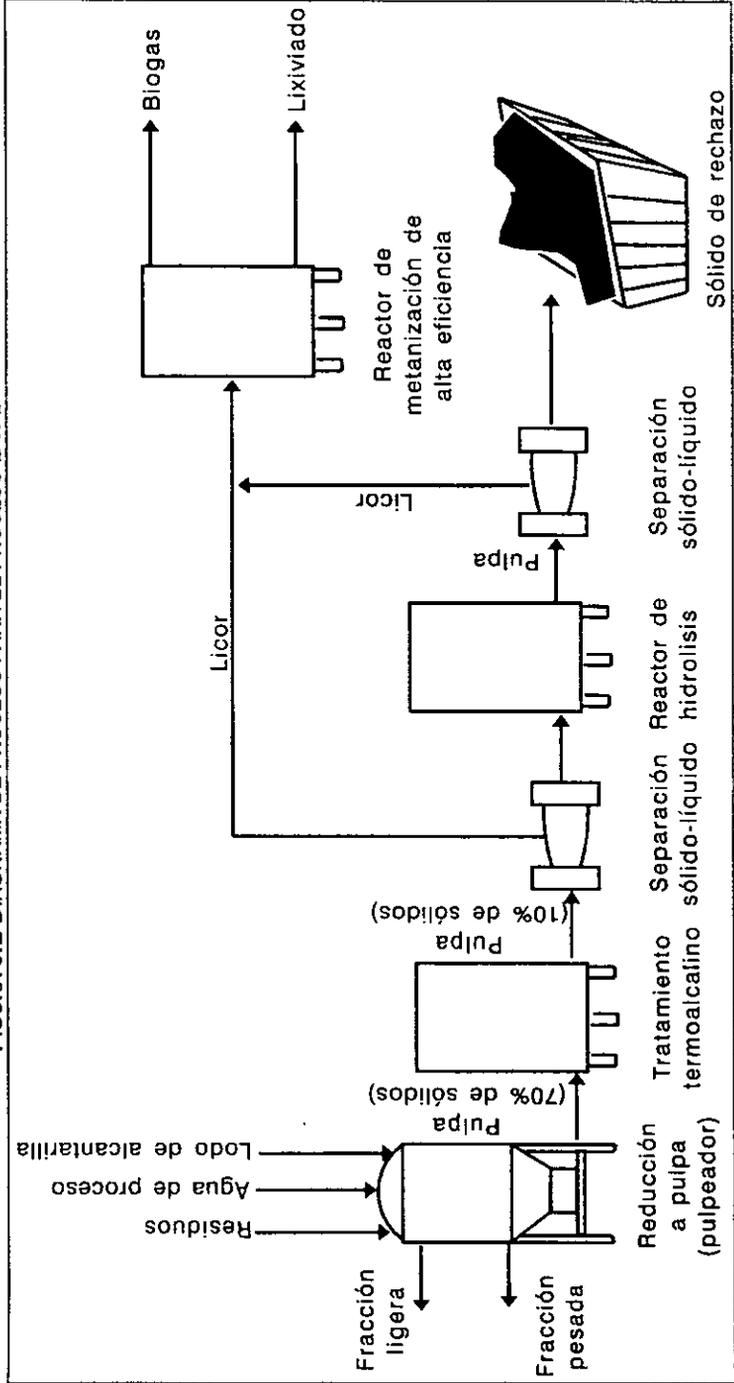
La cantidad de agua de desecho (lixiviado) en este proceso es menor que la generada en un relleno sanitario. Una planta con capacidad de 20,000 toneladas métricas servirá para tratar los residuos generados por una población de 200,000 habitantes y sólo producirá el agua equivalente extra de 1,600 personas. Su consumo de agua es de 400 a 500 litros/tonelada métrica de residuos con una DQO al final del proceso de 0.6 g/l, la cual puede ser tratada en una planta convencional de aguas de desecho. Se están construyendo 4 plantas más en Canadá y Alemania. Debido a las facilidades presentadas en esos países. El diagrama de

flujo del proceso se presenta en la Figura 5.2.

5.5 Proceso RefCoM (Pfefer, 1992).

El proceso denominado RefCoM fue desarrollado en Estados Unidos, y su nombre parte de las siglas en inglés Refuse Conversion to Methane (Conversión de Residuos en Metano). El proceso se desarrolló primero en escala piloto, en un relleno sanitario con una capacidad de 10 ton/hora. El material primero fue triturado en un molino vertical en el que se llevo a cabo una trituración primaria con una capacidad de 62.5 ton/hora. Los residuos posteriormente fueron clasificados mecánicamente en tromeles en el cual se retiro la materia inorgánica fina, como vidrio, arena y ceniza. Posteriormente el material fue molido en un molino horizontal para reducir el tamaño de partícula a 7.5 cm (3 pulgadas), produciéndose un tamaño de partícula uniforme de los desechos. Se utilizo un clasificador de aire donde el material se separo en una fracción ligera, este es en su mayor parte la fracción orgánica que se utilizo en la carga de los reactores y una fracción pesada, en su mayor parte materia inorgánica que era confinada. La fracción ligera se alimenta a un tanque de premezclado donde se prepara la alimentación de los reactores ajustando la humedad de loa residuos, se agrega inoculo, aditivos químicos, y en algunos casos los lodos de aguas de desecho. En este punto se inyecta vapor para aumentar la temperatura de los residuos hasta el valor deseado. Con esta suspensión se alimentaron dos reactores de 15.24 metros (50 pies) de diámetro con mezclado mecánico cada uno con un volumen de 1274.258 m³ (45,000 pies³). Los digestores se operaron bajo condiciones de un programa experimental específico. El líquido de rebosadura de los digestores era retirado, y filtrado al vacío donde el lixiviado era secado. El agua obtenida del filtrado se utilizó como agua de repuesto para la siguiente alimentación. Esta recirculación elimina el volumen de agua involucrada en el proceso, y los posibles costos de tratamiento que implicaría manejar grandes cantidades de agua.

FIGURA 5.2 DIAGRAMA DE PROCESO PARA EL PROCESO BTA.



FUENTE: Chemical Engineering (1983) "Europe Warns to Biogas", 100, 5-49.

En la clasificación primaria de los RSM utilizada en este proceso se notaron grandes problemas operacionales serios, y se hizo necesaria una reevaluación de los equipos utilizados. La eficiencia del clasificador de aire es baja, para separar las fracciones ligera y pesada. El uso del tromel para la primera clasificación de los residuos, presenta alta eficiencia, ya que basa su funcionamiento en el tamaño de partícula y no en su densidad, por lo que el contenido de humedad no es un factor importante en su operación. Por lo anterior se utilizó un tren de tromeles con diferentes tamaños de orificio, lo cual produjo una alimentación mejor para los digestores, retirando las latas y botellas de plástico. El tamaño de partícula obtenido de este proceso fue de 1.58 a 5.08 centímetros (5/8 a 2 pulgadas).

El contenido típico de húmeda de los RSM utilizados en este proceso es de 25 a 35%. Con una humedad de 90% una suspensión de RSM pierde sus características de fluidez y aumenta la capacidad de transporte y de mezclado, además, la viscosidad de la suspensión se incrementa a contenidos de humedad menores a éste valor.

El mezclado juega un importante papel en este proceso, el grado de mezclado debe de ser tal que el contenido de los reactores se deba contener homogéneo. A causa de los largos tiempos de residencia utilizados en estos procesos una alta velocidad de mezclado no es necesaria. La transferencia de masa no es considerada. Es importante que no existan zonas "muertas" en los reactores y es importante considerarlas desde el diseño, ya que materiales inorgánicos se pueden acumular en estos puntos muertos y el volumen efectivo del reactor se verá disminuido. El objetivo del mezclado en los digestores es el favorecer que los compuestos de densidad alta se acumulen en el fondo (tal y como sucede en los sedimentadores) y ser removidos ahí. También se presentan problemas similares con el material de baja densidad con tendencia a flotar, principalmente, plásticos.

La temperatura de operación del proceso se lleva a cabo en condiciones termófilas de 55 a 60°C. La recirculación del agua de filtrado, que mantiene una temperatura alta, reduce en parte el uso de medios de calentamiento externos. El ajuste de la

temperatura de la alimentación se realiza, como se menciono anteriormente por la inyección de vapor en la corriente de entrada.

Resultados obtenidos del proceso RefCoM a escala piloto. La tabla 5.3 presenta los datos obtenidos en las diferentes corridas de los digestores realizadas en escala piloto. La fracción de ligeros fue alimentada en los reactores, incluye la humedad, en el tanque de premezclado. Los datos de la tabla 5.4 presentan los valores de los parámetros de operación más comunes para la operación de digestores. En este los tiempos de retención oscilaron desde 6.4 a 26.6 días.

Tabla 5.3 Condiciones de alimentación del digestor RefCoM.

Número de corrida	Velocidad de alimentación media (ton/día)		Carga Kg./ (m ³ -día)
	Clasificados ligeros	Sólidos volátiles	
1	5.9	4.3	4.008
2	14.7	7.6	8.657
3	9.4	4.4	4.970
4	5.4	2.9	3.206
5	10.0	5.1	5.290
6	7.1	3.3	3.046
7	14.3	6.5	6.092
8	11.8	6.7	9.780
9	9.5	5.1	7.856
10	17.6	7.9	7.856

FUENTE: Pfeffer, John (1992) "Solid Waste Engineering", Prentice Hall, E.E.U.U., pag. 211.

Tabla 5.4 Condiciones de operación del digestor RefCoM.

Número de comida	Tiempo de retención (Días)	Concentración de sólidos (%)	Sólidos fermentables (%)	
			Totales	Volátiles
1	10.0	4.5	2.99	2.19
2	6.4	6.5	4.37	2.97
3	8.6	5.0	3.09	2.26
4	12.6	4.5	2.68	1.93
5	9.8	6.5	4.05	2.95
6	26.6	9.3	2.67	2.00
7	13.5	9.4	3.60	2.76
8	10.1	10.3	6.33	4.65
9	9.0	7.5	4.79	3.64
10	10.5	9.0	4.02	2.91

FUENTE: Pfeffer, John (1992); "Solid Waste Engineering", Prentice Hall, E.E.U.U., pag 211.

La tabla 5.5 presenta los datos de producción de biogas para los periodos de tiempo indicados en la misma tabla, y los datos sobre las concentraciones de sólidos en los influentes y efluentes se reportan en la tabla 5.4, éstos se utilizan para el balance de sólidos digeridos en los digestores y la destrucción de la materia volátil. Si se considera que la mayor parte de los residuos son carbohidratos, la producción de biogas se calculo en base a una producción de biogas de 0.1735 m³/Kg de sólidos volátiles destruidos. La producción de metano se determino de la composición del biogas. La composición del biogas fue relativamente uniforme en los periodos de estado estable. La concentración de metano oscila entre el 50 y 54%. El pH se mantuvo constante, por adición de amortiguadores, en 7.

Tabla 5.5 Datos de producción de biogas del proceso RefCoM.

Número de corrida	Tiempo de retención (Días)	Destrucción de sólidos volátiles (%)	Producción de Biogas (m ³ /Kg de sólidos alimentados)	
			Total	Metano
1	10.0	43.6	0.3679	0.1933
2	6.4	45.6	0.3867	0.1684
3	8.6	46.3	0.3867	0.1995
4	12.6	52.1	0.4366	0.2370
5	9.8	42.6	0.3617	0.1933
6	26.6	75.1	0.6299	0.3430
7	13.5	66.3	0.5551	0.2993
8	10.1	52.4	0.4366	0.2307
9	9.0	47.1	0.3929	0.2120
10	10.5	63.2	0.5301	0.2806

FUENTE: Pfeffer, John (1992); "Solid Waste Engineering", Prentice Hall, E.E.U.U., pag. 212.

5.6 Proceso Kompogas (Wellinger, 1992).

Este proceso se desarrollo en Alemania, partiendo de la escala de Laboratorio, utilizando digestores de 30 litros a condiciones mesófilas, utilizando RSM clasificados previamente. Los desechos se trituraron en un molino hasta un tamaño máximo de 6.0 centímetros y se utilizo una mezcla de residuos frescos y estiércol 50% peso/peso, y se ajusto la húmeda hasta el 92% (8% de sólidos

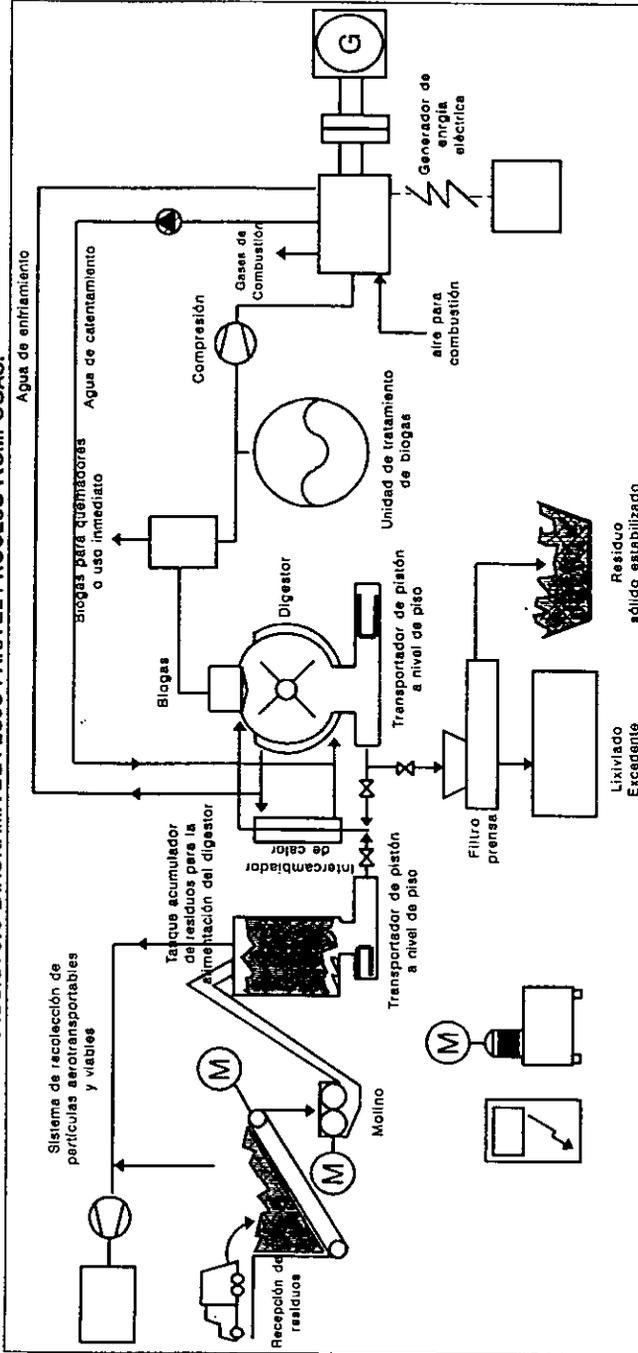
totales). Posteriormente se realizó la construcción de una planta piloto para evaluar el proceso a un nivel más alto.

Se construyó un reactor de tanque con agitación (CSRT, Constant Stirred Tank Reactor) de 15 m³ de volumen de forma cilíndrica en posición horizontal, equipado con un agitador mecánico el cual genera grandes esfuerzos cortantes en el digestor. El proceso comienza con la recepción de los residuos en un área de recepción para posteriormente ser triturados en un molino hasta un tamaño de partícula que no exceda un diámetro de 5 centímetros, este material es almacenado en un tanque acumulador, hasta que por acción de un pistón a nivel de piso se alimenta al digestor, pasando primero por un intercambiador de calor en que se alcanza la temperatura de proceso. El Biogas producido en el proceso puede ser quemado o purificado y quemado en un generador de vapor, el cual mueve una turbina para generar electricidad. El vapor, una vez que abandona el generador eléctrico puede ser inyectado al intercambiador de calor de los residuos sólidos para calentar los residuos o para mantener la temperatura del digestor en una chaqueta de calentamiento. Por el fondo del digestor son retirados los residuos sólidos mediante otro pistón, el cual es separado el lixiviado del sólido mediante filtración. La fase sólida se obtuvo con una concentración de 45 a 50% de sólidos, y el lixiviado tuvo una concentración de 20 a 24% de sólidos totales.

En la primera corrida se operó durante 40 días, utilizando 3.2 toneladas de residuos frescos (1.3 toneladas de ST), 5.1 toneladas de composta (2.3 toneladas de ST) y 4 toneladas de lodos de aguas residuales (160 Kg. de ST). El pH se mantuvo en 7.2 por la adición de hidróxido de calcio (en total se adicionaron 70 Kg.). La alimentación de material fresco se realizó después de 7 días, cuando la composición de metano alcanzó el 50%.

La producción del Biogas mostró cambios en la composición en función de la composición de los residuos frescos y del control de temperatura del proceso. En la Figura 5.3 se presenta el diagrama de flujo del proceso. En general los datos obtenidos para este proceso son buenos y se presentan en la tabla 5.6.

FIGURA 5.3 DIAGRAMA DE FLUJO PARA EL PROCESO KOMPOGAS.



FUENTE: Wellinger, A. (1992). "New System for the Digestion of Solid Wastes", *Water, Science and Technology*, 25, 7:324.

Tabla 5.6 Resultados del proceso Kompogas reportados.

Residuo Fresco	ST	42%
	SV	76%
Residuo digerido	ST	27%
	SV	40%
	AGV	350 ppm de Ác. Acético 48 ppm de Ác. Propiónico 37 ppm de Ác. Butírico
Producción de Biogas		40 m ³ /día
Producción específica de Biogas		2.7 m ³ /m ³ -día
Eficiencia última del Biogas		370 l/Kg. de SV destruido
Concentración de metano		63%

FUENTE: Wellinger, A. (1992); "New System for the Digestion of Solid Wastes", *Water, Science and Technology*, 25, 7:325

4.7 Proceso SEBAC (O'Keefe, 1993 y Chynoweth, 1992).

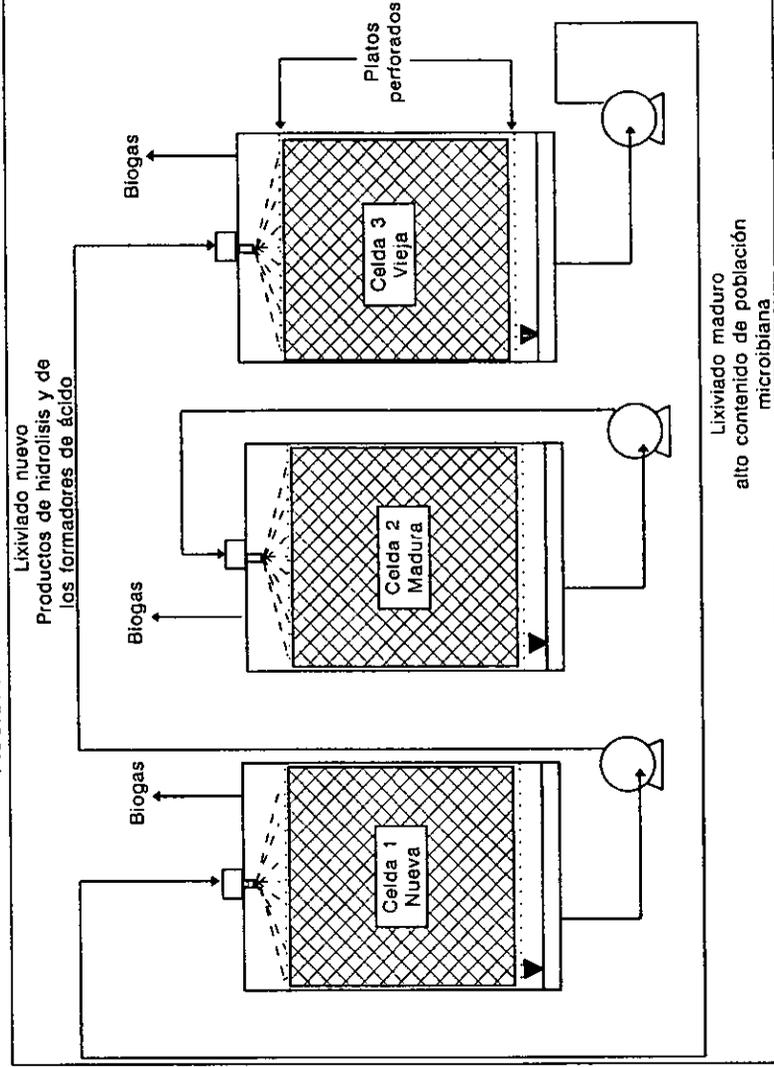
El proceso SEBAC (por sus siglas en inglés Sequential Batch Anaerobic Composting, Composteo Secuencial Batch Anaerobio) se basa principalmente en la recirculación de los lixiviados, estableciéndose entre cuatro etapas de operación. Éstas etapas son identificadas en los reactores como Celda Nueva, Celda Madura, Celda Vieja y Celda Agotada. La etapa del reactor en cuestión se define en base a la etapa predominante en el reactor en específico. El proceso se basa en el uso de por lo menos tres reactores, en diferentes etapas de operación. La celda nueva es la celda que acaba de ser cargada con RSM frescos, en la cual comienza a desarrollarse la etapa de estabilización, hidrólisis, en ésta la población microbiana es pequeña y la disposición de sustrato es grande. Posteriormente, Comienza a desarrollarse la etapa de acidogénesis y comienza a aparecer la producción de metano, metanogénesis, y se establece la mayor producción de biogas, ésta etapa es la de madurez de la celda, en la cual el sustrato es estabilizado a su máxima velocidad y la población microbiana esta bastante desarrollada. Cuando el sustrato viable para los microorganismos comienza a escasear se considera que la celda es vieja, ya que la mayor parte del sustrato ha sido agotado y la población microbiana es grande. La recirculación de los lixiviados se realiza de celda nueva, rica en sustratos viables, pero con una

población microbiana pobre o en vías de desarrollo, hacia la celda vieja, con deficiencia en sustrato y una población microbiana grande y el lixiviado de la celda vieja es recirculado a la celda nueva, para proveer de una población microbiana alta a la celda nueva. Cuando la celda se encuentra en su etapa madura, la recirculación de los lixiviados generados se alimenta a la misma celda. La celda agotada es la condición que se alcanza cuando todo el sustrato viable de ataque microbiano ha sido consumido y se alcanza el estado estable de los RSM, y la población microbiana comienza a disminuir, por falta de alimento. Las tres etapas de operación de las celdas se puede observar en el diagrama de flujo del proceso mostrado en la figura 5.4, donde se puede visualizar las tres etapas en las que se pueden encontrar las celdas en operación y la forma en que se lleva a cabo la recirculación de los lixiviados.

Las condiciones de operación del proceso son secas, de hasta un 20% en de Sólidos Totales. Utiliza la fracción orgánica de los residuos sólidos con un tamaño de partícula máximo de 10 centímetros. La operación del proceso consiste en la carga del reactor, para posteriormente agregar agua hasta alcanzar la cantidad establecida para la humedad predeterminada. Se tiene que alcanzar primero la temperatura del proceso (condiciones termófilas) y se comienza la recirculación del lixiviados entre la celda nueva y celda vieja. Para tener un control del proceso se necesita de constantes medidas para determinar la etapa en que se encuentran las celdas.

Los estudios reportados en la literatura parten de un estudio en planta piloto con tres reactores de 240 centímetros de altura y 60 centímetros de diámetro interno, y de todos los equipos auxiliares necesarios para completar el proceso, como bombas de recirculación, compresores y calentador de agua. El sistema se opero a 55°C, condiciones termófilas. Se realizaron diecinueve corridas con dos tipos de RSM y dos tiempos de retención. El proceso da comienzo con la molienda de los RSM en un molino de martillos hasta un tamaño de partícula de 2 a 10 cm de diámetro. Los parámetros monitoreados en forma diaria fueron la producción de biogas y su composición, la concentración de los AGV en los lixiviados y los sólidos volátiles y totales en el influente y efluente.

FIGURA 5.4 DIAGRAMA DE PROCESO DEL PROCESO SEBAC.



FUENTE: Chynoweth, D.P., "Sequential Batch Anaerobic Composting of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste", *Waste, Science and Technology*, 25, 7, 36

La composición de los RSM utilizados para el estudio se presentan en la tabla 5.7 para los dos diferentes RSM utilizados en las corridas del proceso. Los Residuos de Sumter, proviene de un servicio de recolección en donde algunos de los materiales reciclables han sido removidos, como plástico y vidrio, contiene una gran cantidad de papel y de residuos de jardinería, Los RSM de Levi se encuentran constituidos principalmente de papel y de pequeñas cantidades de residuos de jardinería. Estos son dos condados en Florida, Estados Unidos. Los residuos de Sumter proviene de una planta recuperadora de materiales reciclables en donde han sido removidos los materiales ferrosos, aluminio, algunas cajas de cartón, botellas de plástico (principalmente de PET) y fueron molidos en un molino de martillos. Los de Levi fueron clasificados a mano, y sólo se utilizo la fracción orgánica de los RSM, constituida principalmente de papel, residuos alimenticios y residuos de jardinería.

Tabla 5.7 Comparación entre los diferentes parámetros monitoreados en las corridas del proceso SEBAC, utilizando dos fuentes de RSM.

Parámetro	Sumter		Levi	
	Media	Rango	Media	Rango
Sólidos totales (%)	71.1	56.5-80.2	65.6	62.0-72.5
Sólidos volátiles (%)	81.3	77.0-88.4	92.5	89.5-95.3
Composición				
Papel (%)	47.3	22.0-65.2	91.5	85.0-98.5
Papel corrugado (%)	10.9	0.0-24.6	4.1	0.4-7.0
Plástico (%)	9.7	4.0-21.4	0.3	0.0-0.9
Residuos de jardín (%)	5.9	0.0-33.0	1.9	0.0-8.4
Misceláneos (%)	22.6	11.5-67.7	0.0	0.0-7.4

FUENTE: Chynoweth, D.P. (1992); "Sequential Batch Anaerobic Composting of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste"; *Waste Science and Technology*, 25, 7:37

El primer arranque se realizo utilizando una mezcla de 50% de RSM frescos y 50% de los lodos generados en una planta de estabilización de aguas de desecho, que opera en condiciones mesofilas. La segunda corrida se realizo utilizando los lixiviados generados de la primera corrida, recirculados desde el fondo del primer reactor e introducidos en el segundo por su parte superior. Las siguientes corridas se realizaron utilizando los lixiviados generados de éstas dos corridas, y estableciéndose el estado continuo del proceso, con lixiviado nuevo y viejo. La producción de metano a través de las primeras cuatro corridas se fue incrementando sucesivamente hasta alcanzar valores más uniformes para las

siguientes corridas, debiéndose esto principalmente a que el desarrollo de las poblaciones microbianas utilizadas en el inicio eran pobres, y en base a que las corridas se llevaron a cabo en forma sucesiva, las poblaciones que se adaptaban más a las condiciones de operación incrementaron su población.

Los resultados obtenidos del proceso para una en la primera corrida de 42 días mostraron durante los primeros catorce días (etapa 1) una acumulación de AGV del orden de 3,000 mg/l y la producción de metano fue mínima. En las siguientes corridas el tiempo de desarrollo de la etapa 1 se redujo a sólo 5 días. Parte de los AGV producidos en un reactor en etapa 1 era recirculado en los lixiviados a un reactor de etapa 3, pero la producción de biogas es mayor la etapa 1 con respecto a la 3. La mayor producción de biogas se alcanza en la etapa 2.

Las condiciones de operación se reportan en la tabla 5.8 para todas las corridas desarrolladas en el proceso. La eficiencia en la producción de metano y la destrucción de los sólidos volátiles comparando los dos tiempos de investigación manejados (42 y 21 días) es pequeña RSM utilizados de una misma fuente (Sumter), se considera que el tiempo de cada etapa para los dos periodos fue de 14 y 7 días respectivamente.

Tabla 5.8 Resumen de los datos de comportamiento de las corridas para el proceso SEBAC.

Parámetro	Sumter 42 días		Sumter 21 días		Levi 21 días	
	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango
Eficiencia de metano (m ³ /Kg de sólido destruido)	0.19	0.18-0.22	0.16	0.13-0.19	0.19	0.17-0.22
Reducción de sólidos volátiles (%)	49.7	48.9-52.4	36.0	21.1-44.4	40.6	36.7-44.6

FUENTE: Chynoweth. D.P. (1992); "Sequential Batch Anaerobic Composting of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste"; *Waste Science and Technology*, 25, 7:38

La carga de sólidos fue de 3.2 Kg de sólidos volátiles /m³-día para las corridas de 42 días y de 6.4 Kg de sólidos volátiles /m³-día para las corridas de 21 días; se opero a 55°C; la densidad del lixiviado fue de 200Kg/m³; la concentración de metano se mantuvo entre 55 y 60% excepto los primeros 5 días de operación de las celdas.

5.8 Proceso Biocel (Tem Brumeler, 1992)

El proceso denominado Biocel se desarrollo en Holanda para tratar Residuos de frutas, alimenticios y de jardinería en dos digestores, uno de 5 m³ y el otro de 450 m³, con unha velocidad de carga orgánica de 7 Kg de SV/m³-día. Se obtuvo una producción de 70 m³ de Biogas por tonelada de residuos alimentada en los digestores. La temperatura de operación se encuentra en el rango mesófilo.

Los digestores utilizados son muy similares a los descritos en el proceso SEBAQ, con platos en la parte inferior con perforaciones de 1 cm de diámetro, y con recirculación de lixiviados.

En sí realmente no puede ser considerado como un proceso, debe de ser considerado como un diseño específico de un reactor, en el que se llevaron a cabo diversos estudios sobre el efecto que se alcanzaba manejando diversos flujos de recirculación del lixiviado. Además define un factor de inoculación, I

La digestión se considera completa cuando la concentración de la DQO en los lixiviados disminuye hasta valores menores de 1g. El tiempo necesario para alcanzar este valor se investigo definiendo un Tiempo de Digestión (TD).

Para el reactor con recirculación TD se define de acuerdo con la ecuación:

$$TD = \frac{V}{Q_w + R} \quad (5.1)$$

Donde V es el volumen del reactor, Q_w es la cantidad media de residuos sólidos en el reactor, R es la cantidad de residuos sólidos digeridos recirculados. Para el reactor BIOCEL, Q_w (m³/día) es la carga del reactor dividida por el TD , R (m³/día) es la cantidad media de inóculo alimentado al sistema por día dividido para el TD .

El Tiempo de Retención de Hidráulico (TRH) para un reactor que es operado con o sin recirculación de residuos sólidos digeridos es definido como:

$$TRH = \frac{V}{Q_w} \quad (5.2)$$

El TRH puede ser calculado a partir de DT y R combinando las ecuaciones 5.1 y 5.2:

$$TRH = TD * \left(\frac{Q_w + R}{Q_w} \right) \quad (5.3)$$

El factor de inoculación puede ser definido como sigue:

$$I = \frac{R}{Q_w + R} \quad (5.4)$$

El TRH puede ser calculado sustituyendo las expresiones resultantes para TD e I :

$$TRH = \frac{TD}{1-I} \quad (5.5)$$

5.9 Otros procesos (Chem. Eng., 1993).

Uno de los procesos desarrollados especialmente poblaciones específicas de microorganismos cultivados en laboratorio es el proceso Uhde-Schwarting el cual utiliza dos etapas de digestión, la primera con condiciones mesófilas y la segunda con termofilas. Los microorganismos utilizados en cada fase son grupos bacterianos clasificados.

En el primer digestor, las enzimas extracelulares convierten los compuestos orgánicos insolubles en productos solubles en agua, utilizando bacterias anaerobias facultativas, capaces de vivir en condiciones aerobias también. La conversión de los compuestos orgánicos complejos en alcoholes y ácidos simples a un pH de 4.5 a 5.5. En la segunda etapa, las acetobacterias a 55°C completan la etapa de acidogénesis. Para posteriormente ser tratados los ácidos formados en metano y dióxido de carbono. El proceso opera con un 10% de sólidos, y el tiempo de residencia para cada una de las fases es de 7 días aproximadamente. Las aplicaciones de este proceso incluyen el tratamiento de aguas de desecho.

Sobre el proceso DBA-Wabio sólo se mencionan las condiciones de operación más relevantes. Manejando corrientes de alimentación con 10% de sólidos, el tamaño máximo de partícula que maneja es de 50 mm. Se maneja en condiciones mesófilas de 35°C, con un tiempo de residencia medio de 20 días. La eficiencia de metano es de 450 a 500 m³ de biogas por tonelada métrica de residuos.

5.10 Comparación de los procesos reportados.

Aquí se han reportado 8 procesos de Digestión anaerobia de RSM los cuales operan a diversas condiciones uno con respecto de los otros, pero es necesario llevar a cabo una comparación entre sus principales parámetros de operación para determinar cuales son sus características comunes y en cuales difieren unos de otros.

El análisis de sus características se debe de llevar de acuerdo a los parámetros descritos en el capítulo anterior, para tener una base de comparación entre los diversos procesos, y analizar el más conveniente para su posible aplicación en la, República Mexicana, destacando el caso de la Ciudad de México, ya que el uso de los espacios es cada vez más competitivo, aumentando los gastos que serían necesarios para la construcción de nuevos rellenos sanitarios, los cuales, a parte de ocupar grandes áreas de terrenos, requieren de trabajos de monitoreo de emisiones contaminantes, y mantenimiento aún mucho tiempo después de su clausura.

En la tabla 5.9 se presentan los principales valores obtenidos y reportados en la literatura para los diversos procesos descritos en las secciones anteriores. Para la comparación de éstos valores debemos de considerar las unidades en las que se presentan los diferentes parámetros.

De los datos presentados en la tabla 5.9 podemos destacar que el uso de las condiciones secas, han sido investigadas ampliamente, y su uso en gran escala se ve favorecido principalmente por la ventaja de manejar cantidades de agua menores, que en los procesos húmedos, ya que el volumen de los digestores siempre será una función de la cantidad añadida de agua en el proceso.

También las eficiencias de conversión de los Sólidos Volátiles en casi todos los procesos es de 40 a 45% de conversión hacia metano y dióxido de carbono. La concentración del metano en todos los procesos siempre fue mayor al 50%, lo cual se puede explicar debido a la planteado en el capítulo 4, donde parte del bióxido de carbono es disuelto en el agua.

Tabla 5.9 Condiciones de operación de los diversos procesos reportados en la literatura para la estabilización de RSM.

PARÁMETROS	PROCESOS							
	VALORGA	DRANCO	BTA	ReiCoM	KOMPOGAS	SEBAQ	BIOCEL	
Tipo	Seco	Seco	Húmedo	Húmedo	Húmedo	Semi-seco	Seco	
Temperatura (°C)	35-37	35-40	55	55-60	37	55	35	
TRH (días)	15	16-21	<7	6.4-26.6	-	21 y 42	30	
Concentración de alimentación	35-40 (% ST)	30 (% ST)	10 (% ST)	4.5-10.3 (% ST)	8 (% ST)	20 (% ST)	36 (% ST)	
VCO (Kg SV/m ³ -día)	12-15	10-15	-	3.02-9.7	-	3.2 y 6.4	7-10	
Producción específica de biogas	144 (m ³ /ton RSM)	125-180 (m ³ /ton RSM _h)	-	0.36-0.62 (m ³ /Kg RSM _{ed})	2.7 (m ³ /m ³ -día)	-	70 (m ³ /ton RSM)	
Velocidad de producción de biogas	4	4.8-5.9	-	-	40m ³ /día	-	-	
Producción específica de metano	0.23 m ³ /Kg SV _{ed} *	0.09 (m ³ /Kg RSM _h)	-	0.19-0.34 m ³ /Kg RSM _{ed}	0.370 m ³ /Kg SV _{ed}	0.13-22 m ³ /Kg SV _{ed}	-	
Velocidad de producción de metano (m ³ /m ² -día)	-	2.8-3.1	-	-	-	-	-	
Concentración de metano (% vol)	60-65	55	-	50-54	63	55-60	-	
Sólidos removidos (% SV)	40-50	55	60	42.6-75.1	40	21.1-52.4	-	

Svad: Sólidos volátiles alimentados al digestor; RSM_h: Residuos Sólidos Municipales húmedos.

Capítulo 6

Caso de Estudio.

6.1 Planta industrializadora de San Juan de Aragón.

En el Distrito Federal existen 13 estaciones de transferencia y una planta industrializadora de Residuos Sólidos Municipales con una capacidad instalada para tratar 8,000 toneladas por día que son recolectadas por los servicios de limpia del Departamento del Distrito Federal y por particulares, generalmente estos últimos son gente que realiza la recolección en asociaciones utilizando carros jalados por animales o vehículos recolectores que han sido adquiridos por ellos mismos. En este capítulo sólo se considera la planta Industrializadora de San Juan de Aragón, que se localiza en la parte nor-oriental del Distrito Federal y recibe los Residuos Generados, principalmente, en la Delegación Gustavo A. Madero, y en menor proporción del Municipio Mexiquense de Netzahualcoyolt, y de la delegación Venustiano Carranza.

En el año de 1997, según datos proporcionados por la Unidad Departamental de Mantenimiento a plantas de tratamiento de RSM dependencia del DDF, la recepción total en ésta planta fue de 700,470.045 toneladas, se recuperaron de éstas 34,089.933 toneladas de subproductos, y se tuvo un rechazo de 630,371.265 toneladas, más rechazo voluminoso⁴ de RSM de 40,741.52 toneladas.

En la tabla 6.1 se presentan los principales subproductos recuperados. En la tabla 6.2 se presenta la composición característica del rechazo de la planta industrializadora de San de Aragón, donde se puede observar el caudal de los subproductos en términos de toneladas por día y sólo se presenta los subproductos que componen el 87 por ciento en peso del mismo, ya que no existen datos más precisos acerca de su composición. El papel, vidrio, lata, entre otros, que se presentan en gran cantidad en el rechazo no es recuperado debido principalmente a que, el mercado real para el reciclamiento de muchos subproductos no se encuentra desarrollado en nuestro país; a pesar de que el

⁴ El rechazo voluminoso son los Residuos Sólidos Municipales que por su tamaño son retirados antes de descargar los RSM en las bandas de selección por su gran tamaño.

papel, se puede reciclar hasta 9 veces con buena calidad, no existe un mercado que lo pueda absorber completamente.

Tabla 6.1 Subproductos recuperados en la planta industrializadora de San Juan de Aragón en el año de 1997.

Subproducto	Toneladas/ año (1997)
Papel	5,759.1
Cartón	5,940.4
Plástico	7,496.4
Vidrio	8,682.6
Lamina	5,243.6
Chachara	328.5
Aluminio	62.5
Trapo	41.9
Llanta	122.7
Tortilla	268.5
Colchón	16.1
Árbol Navideño	127.0
Total	34,089.9

FUENTE: Datos de la Unidad Departamental de Mantenimiento a plantas de tratamiento de RSM, DDF.

Tabla 6.2 Composición del Rechazo de la planta industrializadora de san Juan de Aragón.

Subproducto	Ton/Día	% en peso
Cartón	38.7	2.59
Papel	142.8	9.56
Plástico	31.1	2.08
Vidrio	22.3	1.49
Lata	2.0	0.13
Trapo	8.0	0.53
Material ferroso	0.2	0.01
Material no-ferroso	0.1	0.00
No aprovechables	159.1	10.65
Orgánicos	894.7	59.92
Total	1299	87.02

FUENTE: Datos de la Unidad Departamental de Mantenimiento a plantas de tratamiento de RSM, DDF.

El 12.976% de los productos no considerados en ésta composición son RSM que por sus características no son determinados en los estudios de composición.

La selección de los subproductos de los RSM se realiza en forma semimecánica, utilizando bandas y personal que realiza la selección en forma manual, además del uso de compactadoras, básculas y carritos para su manejo.

En el año de 1996 se llevo a cabo un estudio de la composición elemental del rechazo de la planta industrializadora en un proyecto de investigación acerca de

sus características y su potencial de uso en un proceso de estabilización anaerobia acelerada, financiado por la Dirección Técnica de Desechos Sólidos (DTDS), dependencia del Departamento del Distrito Federal (DDF), para el estudio del proceso SEBAQ. Los datos obtenidos se presentan en las tablas 6.3.

Tabla 6.3 Principales propiedades y características químicas del rechazo de la planta industrializadora de San Juan de Aragón en el período de junio a noviembre de 1996.

Parámetro	Unidades	1996					
		Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre
Humedad	% (RSM)	36.82	46.22	45.44	61.20	63.69	51.41
Sólidos Totales	g /Kg RSM	636.78	537.76	445.11	389.72	363.19	485.86
	% (RSM)	63.67	53.77	44.51	38.97	36.31	48.58
Sólidos Volátiles	g/Kg RSM	453.40	285.05	433.39	276.24	168.69	308.40
	% de ST	71.20	53.00	97.36	70.88	46.44	63.45
Carbón total	% de ST	31.44	32.66	32.28	30.67	34.96	29.68
Nitrógeno total	% de ST	0.841	0.93	5.33	5.71	1.52	3.66
Relación C/N	-	37.37	34.90	6.05	5.36	22.87	8.09
Fósforo	% de ST	0.046	0.064	0.050	0.003	0.058	0.044
Relación C/P	-	674.08	509.07	644.31	7968.4	593.32	668.53
Densidad	Kg/l	0.53	0.55	0.46	0.58	0.49	0.43

FUENTE: Dirección General de Servicios Urbanos; Dirección técnica de Desechos Sólidos: "Informe final de operación y evaluación de la planta piloto de estabilización anaerobia acelerada de residuos sólidos, de la planta industrializadora de san Juan de Aragón", México, 1996."

Los diferentes parámetros de los residuos sólidos municipales en la ciudad de México varía en función de la época del año en que se determinen los parámetros; los diferentes patrones de consumo en México son una amplia función de las características y forma de vida de la población. De ésta forma se utilizaran los valores promedio de los diversos parámetros para determinar la eficiencia de degradación utilizando los modelos cinéticos presentados en el capítulo 4. En la tabla 6.4 se presentan los valores promedio y la desviación estándar para los parámetros reportados en la tabla 6.3 que serán utilizados en la simulación de la degradación de los RSM en función del tiempo.

Tabla 6.4 Propiedades promedio del rechazo de la planta industrializadora de San Juan de Aragón.

Parámetro	Unidades	Promedio	Desviación estándar
Humedad	% (RSM)	50.79	10.19
Sólidos Totales	g /Kg RSM	476.40	100.88
	% (RSM)	47.64	10.08
Sólidos Volátiles	g/Kg RSM	320.86	106.59
	% de ST	67.06	17.80
Carbón total	% de ST	31.94	1.82
Nitrógeno total	% de ST	3.00	2.20
Relación C/N	-	19.11	14.68
Fósforo	% de ST	0.045	0.021
Relación C/P	-	1842.95	3001.47
Densidad	Kg/l	0.51	0.059

6.2 Descripción del proceso.

El proceso de estabilización comienza con un área de recepción de los RSM que serán digeridos, para posteriormente ajustar la humedad hasta las condiciones establecidas en el proceso de operación, para posteriormente ser introducidos en los digestores donde se llevara a cabo el proceso de degradación de los RSM. El digestor se carga a intervalos regulares de tiempo, y son retirados los residuos estabilizados y el biogas producido en el proceso a intervalos regulares de tiempo, para mantener un estado continuo de operación, donde la alimentación y el retiro de los productos sean iguales, (acumulación igual a cero). El biogas generado en el proceso se puede almacenar en recipientes de almacenamiento o puede ser quemado o utilizado en quemadores para la generación de energía eléctrica en calderas primero para la generación de vapor que sera alimentado a una turbina conectada a un generador eléctrico; el vapor una vez que ha disminuido su presión se puede inyectar a la alimentación de RSM para mantener la temperatura especificada de operación.

A continuación se lleva a cabo dos listados de las etapas de proceso y de los equipos requeridos para la operación. Es importante considerar que la separación del material inorgánico es un punto no considerada en este proceso, ya que la separación entre el material inorgánico y el orgánico se debe de llevar a cabo en las estaciones de transferencia y plantas de selección y recuperación de subproductos.

6.2.1 Las etapas del proceso serán:

- 1) Recepción de los RSM.
- 2) Separación de los componentes inorgánicos de los RSM.
- 3) Acondicionamiento de los RSM a digerir.
- 4) Carga de los RSM a los digestores.
- 5) Digestión anaerobia.
- 6) Captación del biogas producido en el proceso.
- 7) Descarga de los RSM digeridos y tratamiento posterior para disposición final.

6.2.2 El equipo necesario para llevar a cabo el proceso son:

- 1) Tolvas de recepción de RSM.
- 2) Molinos.
- 3) Bandas de selección.
- 4) Tanques de mezclado y carga.
- 5) Digestor.
- 6) Tanque de descarga.
- 7) Líneas de conducción de biogas.
- 8) Recipientes de almacenamiento de biogas o flares.
- 9) Secadora de RSM estabilizados.

6.3 Principales parámetros de operación.

Los principales parámetros que rigen el proceso se enumeran en los capítulos 3 y 4, pero los más importantes son:

- 1) Temperatura.
- 2) Relación carbono/nitrógeno.
- 3) Concentración de sólidos en la alimentación.
- 4) pH.

En este caso se consideran los siguientes valores para los parámetros anteriores.

6.3.1 Temperatura.

Las temperaturas termofilas se prefieren por que el proceso se lleva a cabo en una forma más rápida (menor tiempo de retención) y se puede asegurar la mayor destrucción de microorganismos patógenos para el hombre. Aunque es necesario elevar la temperatura de la alimentación para evitar choques térmicos en el digestor, una vez que se encuentra a la temperatura deseada, y es alimentada al digestor, el calor metabólico y el uso de un buen aislante, no hace necesario el uso de sistemas de calentamiento para mantener la temperatura en el digestor.

La temperatura de operación es de 50 a 55°C.

6.3.2 Relación carbono/nitrógeno.

Como se enuncia en la sección 4.2.4.2 la relación C:N que deben guardar los RSM con buena o moderada biodegradabilidad, como es el caso de los RSM donde casi el 60% de los RSM son orgánicos, es de 25. Con los datos presentados en la tabla 6.4 tenemos que la relación C:N promedio es de 19.1 con una desviación estándar de 14.6 que es demasiado grande, con lo que sería necesario el uso de fuentes de nitrógeno adicional para comenzar la operación del proceso, lo cual se puede llevar a cabo cuando se ajuste la humedad de los RSM.

6.3.3 Concentración de los sólidos en la alimentación.

El contenido de humedad de los RSM en la operación del proceso es un factor importante en el diseño de un digestor, ya que el contenido de humedad se refleja directamente en el volumen de equipo. Como se enuncia en la parte 4.2.4.1 el mínimo contenido de humedad necesario es del 50% en peso, que serían condiciones secas, las cuales disminuyen el volumen necesario, pero hacen muy difícil el seguimiento del proceso, y en condiciones muy húmedas el volumen se puede incrementar demasiado, con lo cual se incrementarían los gastos de construcción y de operación del proceso. Por lo anterior se debe de llevar a cabo el proceso en condiciones semisecas, en busca del equilibrio entre estos dos valores extremos, con una humedad del 80%, es decir, 20% de sólidos en la alimentación.

6.3.4 pH.

La gran sensibilidad de los diferentes grupos de microorganismos involucrados en el proceso a la concentración del ión hidrógeno lo constituyen un parámetro de operación, de seguimiento y control. El análisis de los diversos efectos del pH sobre el desarrollo del proceso se desarrolla en la sección 4.2.2. El pH en la operación se debe de mantener entre 6.5 y 7.5, prefiriendo el pH neutro (pH=7).

6.4 Definición del caso de estudio.

El utilizar las 1299 toneladas por día que se obtienen de la planta industrializadora de San Juan de Aragón requieren el uso de una gran cantidad de agua para la digestión de los RSM, que puede ser calculado realizando un balance de materia del agua entre su contenido original (contenido de humedad de los RSM y las condiciones finales de humedad requeridas para la operación del proceso:

$$\frac{639 \text{ TON RSMs}}{0.492 \frac{\text{TON RSMs}}{\text{TON RSMh}}} * 0.508 \frac{\text{TON H}_2\text{O}}{\text{TON RSMh}} + H = \frac{639.8 \text{ TON RSMs}}{0.2 \frac{\text{TON RSMs}}{\text{TON RSMh}}} * 0.8 \frac{\text{TON H}_2\text{O}}{\text{TON RSMh}} \quad (6.1)$$

$$H = 1896.54 \text{ TON H}_2\text{O}$$

En esta relación se usa el valor de 639 toneladas de sólidos totales al considerar el contenido de humedad de los RSM. El uso de 1896.54 toneladas de agua para las condiciones de humedad del 80% debe de ser sumado a las 1299 toneladas de RSM, que dan un valor total de 3195 toneladas en total. El volumen necesario estaría determinado por $1299 \text{ ton de RSM} / 0.5123 \text{ ton RSM/m}^3 = 2353.62 \text{ m}^3$ de los RSM + $1896.54 \text{ ton agua} / 1 \text{ ton agua/m}^3 = 1896.54 \text{ m}^3$ de agua. El volumen necesario será la suma de estos dos valores $= 2353.62 + 1896.54 = 4432.16 \text{ m}^3$ por día, si consideramos un tiempo de retención de 7 días, el volumen necesario de digestión será de $31.025.14 \text{ m}^3$; para un tiempo de retención de 14 días será de $62.050.29 \text{ m}^3$; para un tiempo de detención de 21 días será de $93.075.43 \text{ m}^3$, con el uso de digestores de aproximadamente 500 m^3 de volumen se necesitarían 65 digestores para un tiempo de retención de 7 días m^3 ; de 130 digestores para un tiempo de detención de 14 días; y de 195 digestores para el tiempo de detención de 21 días, cada uno con un volumen de 477.3 m^3 de masa húmeda mas el volumen necesario para el biogas en el digestor.

El tiempo de detención al ser una variable muy importante en el diseño del tamaño de los digestores debe de ser simulado en función de la degradación de los RSM y alcanzar un punto óptimo, donde la degradación sea mayor y el tiempo mínimo.

En el caso extremo del uso de 195 digestores hacen que sea una meta inalcanzable el operar una cantidad tan grande de digestores, lo cual desvirtúa el uso de este proceso, y aún en el uso de sólo 65 digestores es un gran número de equipos con un gran volumen cada uno.

El uso de sólo 50 toneladas de RSM por día, requerirían de 73 ton de agua para ajustar la humedad hasta el 80%; con un volumen de 97.59 m³ para los RSM y de 73 m³ de agua con un volumen total de 170.59 m³ de masa húmeda por día. Considerando un tiempo de detención de 14 días el volumen necesario sería de 2388.26 m³ que serían dados por el uso de 5 digestores de 477.625 m³ cada uno, los cuales pueden ser operados en su conjunto de una forma más práctica.

Considerando un solo digestor de 477.625 m³ de masa húmeda con forma cilíndrica, similar al un sedimentador, con el uso de un L/D igual a 0.2. tendríamos que las dimensiones serían 14.48 metros de diámetro y de una altura de 2.89 metros para la masa húmeda; con el uso de un L/D=0.15 las dimensiones serían de 15.94 metros de diámetro y de 2.39 metros de altura.

Cada uno de los 5 digestores será cargado con 10 ton de RSM por día con 14.6 toneladas de agua lo que da una suma de alimentación al digestor de 24.6 toneladas de masa húmeda por día.

La masa húmeda del digestor será entonces igual a 204.4 toneladas con un volumen de 477.625 m³ con 14 días como tiempo de detención.

6.5 simulación de la digestión del los RSM.

En las secciones 4.2.4.1 y 4.2.4.2 se llevo a cabo el modelado del proceso de digestión anaerobia con la cinética de Monod y la cinética de primer orden llegando a las ecuaciones siguientes respectivamente:

$$r_{ng} = Y r_{su} - K_d X_e \quad (4.20)$$

y

$$W_i(S_i - S_e) = r_{sw}M \left(1 - \frac{S_e}{f}\right) \quad (4.30)$$

6.5.1 Simulación de la remoción de Sólidos Volátiles utilizando el modelo de la cinética de Monod.

En la ecuación 4.20 los términos representados son r_{ng} que es la velocidad neta de crecimiento de los microorganismos y r_{sw} es la velocidad de reacción por unidad de masa de un digestor, acompañada por la concentración de microorganismos multiplicada por la velocidad de muerte de microorganismos.

Continuando con el desarrollo matemático con el desarrollo de la ecuación de Monod tendríamos que el cambio de la concentración de los microorganismos en función del tiempo en relación a la masa humedad de digestor será expresado como la ecuación siguiente:

$$\left(\frac{dX_e}{dt}\right)M = W_i X_i - W_e X_e + r_{ng}M \quad (6.2)$$

Donde X_i y X_e son las concentraciones máscas de los microorganismos en la entrada y en la salida del digestor respectivamente. Considerando que X_i es muy pequeña comparada con X_e y que se establecen condiciones de estado estable ($dX_e/dt=0$), la ecuación 6.2 combinándola con la ecuación 4.47 (considerando que el sistema es igual al presentado en la figura 4.3) que define el tiempo de retención masa en el efluente, se puede escribir de la siguiente forma:

$$\frac{X_e}{MRT_e} = r_{ng} \quad (6.3)$$

Sí se combinamos la ecuación 4.18 y la ecuación 4.20 con la ecuación anterior esta quedaría expresada de la forma siguiente:

$$\frac{1}{MRT_e} = \frac{\mu_m S_e}{K_s + S_e} - K_d \quad (6.4)$$

Reordenando la ecuación en términos S_e , tendríamos:

$$S_e = K_s \frac{1 + k_d MRT_e}{\mu_m MRT_e + k_d MRT_e - 1} \quad (6.5)$$

Para el desarrollo de una expresión para S_e como una función del tiempo de retención masa de la alimentación (MRT_i) y el factor de corrección masa f , la

relación que existe entre estos factores esta dada por la ecuación (4.50). La ecuación 6.5 puede ser escrita en la forma siguiente:

$$(k_d + \mu_m)S_e^2 - \left[\mu_m f + k_d(K_s + f) - \frac{f - S_i}{MRT_i} \right] S_e + K_s \left[\frac{f - S_i}{MRT_i} + k_d \right] = 0 \quad (6.6)$$

Si se considera que el proceso de digestión se realiza sin la presencia de sustancias tóxicas o inhibitoras para los microorganismos, la constante de muerte de células (microorganismos) se puede igualar a cero. La expresión resultante será:

$$S_e^2 \mu_m - S_e \left(\mu_m f - \frac{f - S_i}{MRT_i} \right) + K_s \left(\frac{f - S_i}{MRT_i} \right) = 0 \quad (6.7)$$

Multiplicando esta expresión por $(1/\mu_m)$ obtendríamos la siguiente ecuación:

$$S_e^2 - S_e \left(f - \frac{f - S_i}{\mu_m MRT_i} \right) + \frac{K_s (f - S_i)}{\mu_m MRT_i} = 0 \quad (6.8)$$

La expresión anterior puede ser utilizada para la simulación de la concentración a la salida del digestor de los RSM; el principal problema radica en el excesivo número de variables que son necesarias. (Kayhanian, 1996) han propuesto el uso de dos constantes adimensionales que pueden ser introducidas en este modelo, denominadas a y b , que son definidas por las ecuaciones siguientes:

$$a = MRT_i \mu_m \quad (6.9)$$

y

$$b = \frac{S_i}{K_s} \quad (6.10)$$

La constante a es definida como tiempo de residencia adimensional, el cual incrementa su valor en función al incremento de cualquiera de sus dos componentes; MRT_i tiene unidades de t y la constante de velocidad de crecimiento de microorganismos máximo (μ_m) con unidades de masa de microorganismos por masa húmeda-t.

La constante b es un término de concentración adimensional característico de las condiciones de velocidad de crecimiento de microorganismos. Los valores más altos de b favorecen la velocidad de crecimiento de microorganismos, que son

obtenidos cuando se tienen valores pequeños de la constante cinética de Monod. Las dimensiones de S_i son de masa de SV por masa húmeda, y las de K_s son masa de SV por masa húmeda.

Al sustituir estas dos constantes en la ecuación 6.8, la expresión resultante sería:

$$S_i^2 - S_i \left(f - \frac{f - S_i}{a} \right) + \frac{S_i (f - S_i)}{ab} = 0 \quad (6.11)$$

Esta expresión puede ser simulada manejando los diversos parámetros de que se compone, ya que sólo es una ecuación de segundo grado que puede ser resuelta fácilmente. Si esta definida por el proceso, ya que es la concentración de la alimentación (de SV) referida a la masa húmeda del digestor. Que en el digestor caso de estudio descrito en la sección 6.4 será igual a:

$$S_i = 0.67021 \frac{\text{Kg SV}}{\text{Kg ST}} * 0.20 \frac{\text{Kg ST}}{\text{Kg MH}} = 0.134042 \frac{\text{Kg SV}}{\text{Kg MH}} \quad (6.12)$$

Donde el primer valor representa el contenido de SV presentado en la tabla 6.4 y el segundo las condiciones de operación del digestor.

La simulación se lleva a cabo de dos formas, la primera simulación se llevara a cabo manteniendo f constante igual a 0.8, cambiando el valor de b para determinar su comportamiento; la segunda simulación se llevará a cabo manteniendo b igual a 5 y evaluando el comportamiento de f en el rango de 0.7 a 1.0.

Se presenta la remoción de sólidos volátiles en por ciento para llevar a cabo una mejor visualización del proceso de digestión de los SV para determinar en que condiciones se lleva a cabo la mayor parte de la digestión de los SV. Los datos de estas dos simulaciones se presentan en las tablas 6.5 para la primera simulación y 6.6 para la segunda simulación. Los valores de las tablas se pueden visualizar mejor en las gráficas 6.1 y 6.2 para la primera simulación y 6.3 y 6.4 para la segunda.

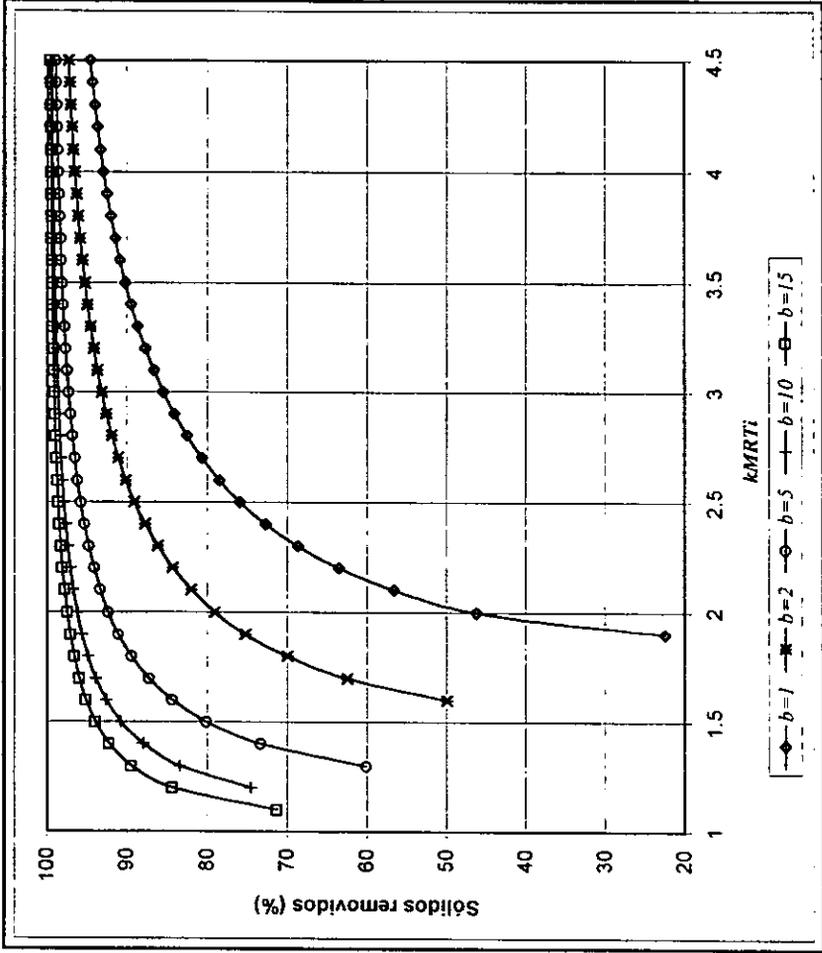
Tabla 6.5 Datos obtenidos de la simulación de la concentración del sustrato y de la remoción de sólidos volátiles utilizando la cinética de Monod ($f=0.8$).

a	b=1		b=2		b=5		b=10		b=15	
	S _e	Sólidos removidos								
0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0.1	-59.783	44700.6	-60.539	45264.5	-60.984	45596.1	-61.131	45705.6	-61.179	45741.9
0.2	-12.421	9366.35	-12.886	9713.56	-13.149	9909.94	-13.235	9973.66	-13.263	9994.71
0.3	-4.2534	3273.22	-4.6773	3589.44	-4.8957	3752.34	-4.9641	3803.42	-4.9865	3820.13
0.4	-	-	-1.977	1574.94	-2.2032	1743.64	-2.2683	1792.23	-2.2892	1807.8
0.5	-	-	-	-	-1.0328	870.484	-1.1065	925.508	-1.1289	942.193
0.6	-	-	-	-	-0.3639	371.45	-0.51	480.464	-0.54	502.856
0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.1672	224.704
0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03845	71.3164
1.2	-	-	-	-	-	-	0.0341	74.5574	0.02091	84.3968
1.3	-	-	-	-	0.05346	60.1163	0.02217	83.4628	0.01416	89.4367
1.4	-	-	-	-	0.03569	73.3715	0.01612	87.977	0.01045	92.2035
1.5	-	-	-	-	0.0266	80.1521	0.01242	90.737	0.00811	93.9469
1.6	-	-	0.06718	49.8843	0.02091	84.4027	0.00993	92.5914	0.00652	95.1365
1.7	-	-	0.05031	62.4647	0.01699	87.3251	0.00816	93.138	0.00537	95.9927
1.8	-	-	0.04019	70.0195	0.01414	89.4506	0.00684	94.8974	0.00451	96.6333
1.9	0.10394	22.4538	0.03321	75.2239	0.01199	91.0582	0.00583	95.6524	0.00385	97.127
2	0.07215	46.1764	0.02807	79.0564	0.01031	92.31	0.00503	96.2465	0.00333	97.5167
2.1	0.05818	56.5988	0.02413	81.9985	0.00897	93.3073	0.00439	96.7235	0.00291	97.8303
2.2	0.04883	63.5674	0.02101	84.3243	0.00789	94.1168	0.00387	97.113	0.00256	98.0868
2.3	0.04194	68.7098	0.01849	86.2043	0.00699	94.7841	0.00344	97.4355	0.00228	98.2995
2.4	0.03659	72.7012	0.01642	87.7508	0.00624	95.3414	0.00308	97.7058	0.00204	98.4781
2.5	0.0323	75.9002	0.01469	89.0416	0.00561	95.8121	0.00277	97.9349	0.00184	98.6295
2.6	0.02879	78.5232	0.01323	90.132	0.00508	96.2136	0.00251	98.1308	0.00166	98.759
2.7	0.02585	80.7116	0.01198	91.0627	0.00461	96.559	0.00228	98.2997	0.00151	98.8708
2.8	0.02337	82.5627	0.01091	91.8644	0.00421	96.8586	0.00208	98.4464	0.00138	98.968
2.9	0.02125	84.1465	0.00997	92.5604	0.00386	97.1201	0.00191	98.5747	0.00127	99.053
3	0.01942	85.5146	0.00916	93.1689	0.00355	97.3498	0.00176	98.6876	0.00117	99.1278
3.1	0.01782	86.7063	0.00844	93.7043	0.00328	97.5528	0.00163	98.7874	0.00108	99.194
3.2	0.01642	87.7518	0.0078	94.1781	0.00304	97.7331	0.00151	98.8762	0.001	99.2529
3.3	0.01518	88.6748	0.00724	94.5995	0.00282	97.894	0.0014	98.9555	0.00093	99.3055
3.4	0.01408	89.4945	0.00673	94.9761	0.00263	98.0382	0.0013	99.0266	0.00087	99.3527
3.5	0.0131	90.2261	0.00628	95.3141	0.00246	98.1679	0.00122	99.0906	0.00081	99.3952
3.6	0.01222	90.8821	0.00587	95.6187	0.0023	98.2851	0.00114	99.1485	0.00076	99.4336
3.7	0.01143	91.4728	0.0055	95.8942	0.00216	98.3913	0.00107	99.201	0.00071	99.4685
3.8	0.01071	92.0068	0.00517	96.1442	0.00203	98.4879	0.00101	99.2487	0.00067	99.5002
3.9	0.01006	92.4913	0.00486	96.3719	0.00191	98.5759	0.00095	99.2923	0.00063	99.5291
4	0.00947	92.9323	0.00458	96.5798	0.0018	98.6565	0.0009	99.3321	0.0006	99.5556
4.1	0.00893	93.335	0.00433	96.7701	0.0017	98.7303	0.00085	99.3687	0.00056	99.5799
4.2	0.00844	93.7038	0.0041	96.9449	0.00161	98.7982	0.0008	99.4024	0.00053	99.6023
4.3	0.00799	94.0423	0.00388	97.1057	0.00153	98.8608	0.00076	99.4334	0.00051	99.6229
4.4	0.00757	94.354	0.00368	97.2541	0.00145	98.9186	0.00072	99.462	0.00048	99.6419
4.5	0.00718	94.6415	0.0035	97.3912	0.00138	98.972	0.00069	99.4885	0.00046	99.6596

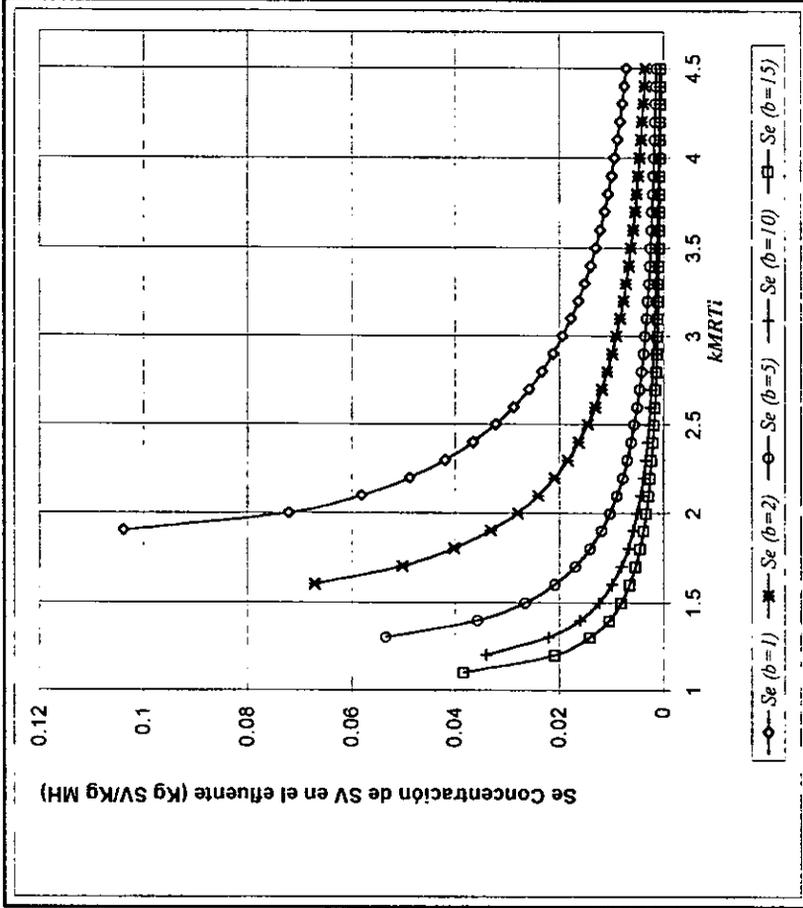
Tabla 6.6 Datos de la simulación de la concentración del sustrato y de la remoción de sólidos volátiles utilizando la cinética de Monod ($b=5$).

a	$f=0.7$		$f=0.8$		$f=0.9$		$f=1.0$	
	S_e	Sólidos removidos						
0	-	-	-	-	-	-	-	-
0.1	-53.333	39887.957	-60.984	45596.103	-68.637	51305.63	-76.292	57016.1213
0.2	-11.489	8671.337	-13.149	9909.944	-14.811	11149.33	-16.473	12389.274
0.3	-4.270	3285.794	-4.896	3752.343	-5.522	4219.493	-6.149	4687.05706
0.4	-1.915	1528.474	-2.203	1743.644	-2.492	1959.326	-2.782	2175.35273
0.5	-0.888	762.474	-1.033	870.484	-1.178	978.827	-1.324	1087.38328
0.6	-	-	-0.364	371.450	-0.457	440.766	-0.540	502.553199
0.7	-	-	-	-	-	-	-	-
0.8	-	-	-	-	-	-	-	-
0.9	-	-	-	-	-	-	-	-
1	-	-	-	-	-	-	-	-
1.1	-	-	-	-	-	-	-	-
1.2	-	-	-	-	-	-	0.112	16.6666667
1.3	0.056	58.504	0.053	60.116	0.052	61.025	0.051	61.6170962
1.4	0.036	73.399	0.036	73.372	0.036	73.352	0.036	73.3385215
1.5	0.026	80.383	0.027	80.152	0.027	79.986	0.027	79.8603371
1.6	0.021	84.660	0.021	84.403	0.021	84.213	0.021	84.0668403
1.7	0.017	87.570	0.017	87.325	0.017	87.142	0.017	87.0001777
1.8	0.014	89.674	0.014	89.451	0.014	89.283	0.015	89.1515908
1.9	0.012	91.259	0.012	91.058	0.012	90.906	0.012	90.7875899
2	0.010	92.490	0.010	92.310	0.010	92.174	0.011	92.0663816
2.1	0.009	93.468	0.009	93.307	0.009	93.185	0.009	93.0880562
2.2	0.008	94.262	0.008	94.117	0.008	94.006	0.008	93.9190483
2.3	0.007	94.915	0.007	94.784	0.007	94.684	0.007	94.6051483
2.4	0.006	95.460	0.006	95.341	0.006	95.251	0.006	95.1788988
2.5	0.005	95.920	0.006	95.812	0.006	95.729	0.006	95.6640226
2.6	0.005	96.312	0.005	96.214	0.005	96.138	0.005	96.0781904
2.7	0.004	96.649	0.005	96.559	0.005	96.490	0.005	96.4348106
2.8	0.004	96.941	0.004	96.859	0.004	96.795	0.004	96.744223
2.9	0.004	97.196	0.004	97.120	0.004	97.061	0.004	97.0145154
3	0.003	97.421	0.004	97.350	0.004	97.295	0.004	97.252094
3.1	0.003	97.618	0.003	97.553	0.003	97.502	0.003	97.4620912
3.2	0.003	97.794	0.003	97.733	0.003	97.686	0.003	97.6486605
3.3	0.003	97.951	0.003	97.894	0.003	97.850	0.003	97.8151946
3.4	0.003	98.091	0.003	98.038	0.003	97.997	0.003	97.9644883
3.5	0.002	98.218	0.002	98.168	0.003	98.129	0.003	98.0988613
3.6	0.002	98.332	0.002	98.285	0.002	98.249	0.002	98.220253
3.7	0.002	98.435	0.002	98.391	0.002	98.435	0.002	98.3302953
3.8	0.002	98.529	0.002	98.488	0.002	98.456	0.002	98.4303698
3.9	0.002	98.615	0.002	98.576	0.002	98.546	0.002	98.5216526
4	0.002	98.693	0.002	98.656	0.002	98.628	0.002	98.6051505
4.1	0.002	98.765	0.002	98.730	0.002	98.703	0.002	98.6817292
4.2	0.002	98.831	0.002	98.798	0.002	98.773	0.002	98.7521367
4.3	0.001	98.892	0.002	98.861	0.002	98.836	0.002	98.8170221
4.4	0.001	98.949	0.001	98.919	0.001	98.895	0.002	98.8769509
4.5	0.001	99.001	0.001	98.972	0.001	98.950	0.001	98.9324178

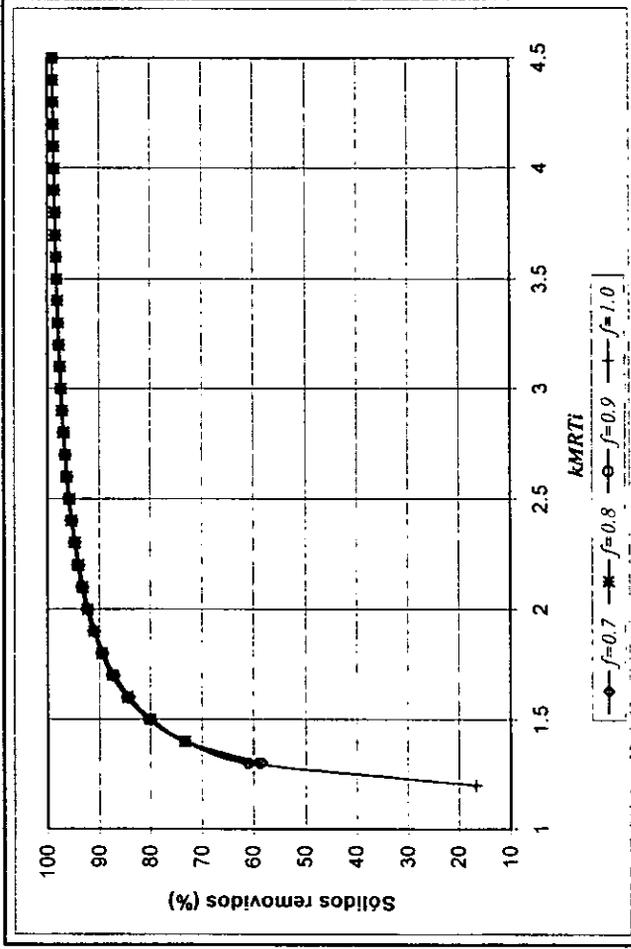
GRÁFICA 6.1 PERFILES DE LA SIMULACIÓN DE LA REMOCIÓN DE LOS SÓLIDOS VOLÁTILES EN POR CIENTO UTILIZANDO LA CINÉTICA DE MONOD EN EL CASO DE ESTUDIO CON f CONSTANTE E IGUAL A 0.8.



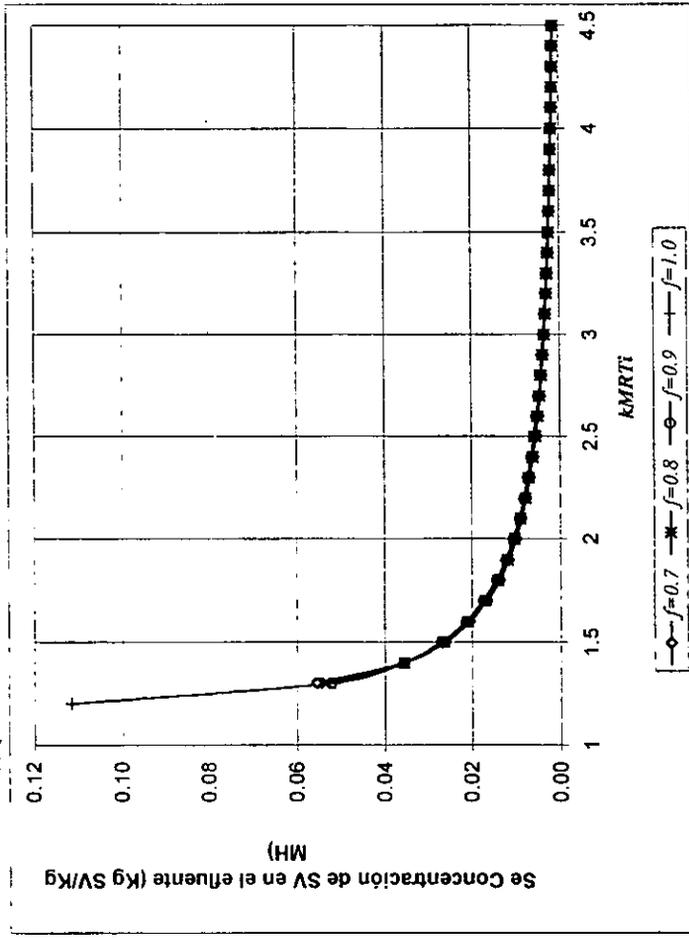
GRÁFICA 6.2 PERFILES DE LA SIMULACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE SV EN LA SALIDA DEL DIGESTOR UTILIZANDO LA CINÉTICA DE MONOD EN EL CASO DE ESTUDIO CON f CONSTANTE E IGUAL A 0.8.



GRÁFICA 6.3 PERFILES DE LA SIMULACIÓN DE LA REMOCIÓN DE LOS SÓLIDOS VOLÁTILES EN POR CIENTO UTILIZANDO LA CINÉTICA DE MONOD EN EL CASO DE ESTUDIO CON b CONSTANTE E IGUAL A 5.



GRÁFICA 6.4 PERFILES DE LA SIMULACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE SV EN LA SALIDA DEL DIGESTOR UTILIZANDO LA CINÉTICA DE MONOD EN EL CASO DE ESTUDIO CON b CONSTANTE E IGUAL A 5.



6.5.2 Simulación de la remoción de sólidos volátiles utilizando el modelo cinético de primer orden.

Si partimos de la ecuación 4.30 donde la velocidad de utilización del sustrato a quedado en función de la diferencia de las concentraciones de los sólidos volátiles en entrada y la salida del digestor y por volumen de la masa húmeda del digestor. Al tomar ésta ecuación y dividir ambos miembros por el caudal de alimentación (W_i) y utilizando la ecuación 4.45 que define el tiempo de retención masa (MRT_i), tendríamos:

$$\frac{S_i - S_e}{MRT_i} = r_{su} \left(1 - \frac{S_e}{f} \right) \quad (6.13)$$

Sustituyendo r_{su} de la ecuación 4.21 donde se basa todo el modelo, en la ecuación anterior y reorganizando términos en función de S_e , obtendríamos:

$$\left(\frac{k MRT_i}{f} \right) S_e^2 + (1 + k MRT_i) S_e + S_i = 0 \quad (6.14)$$

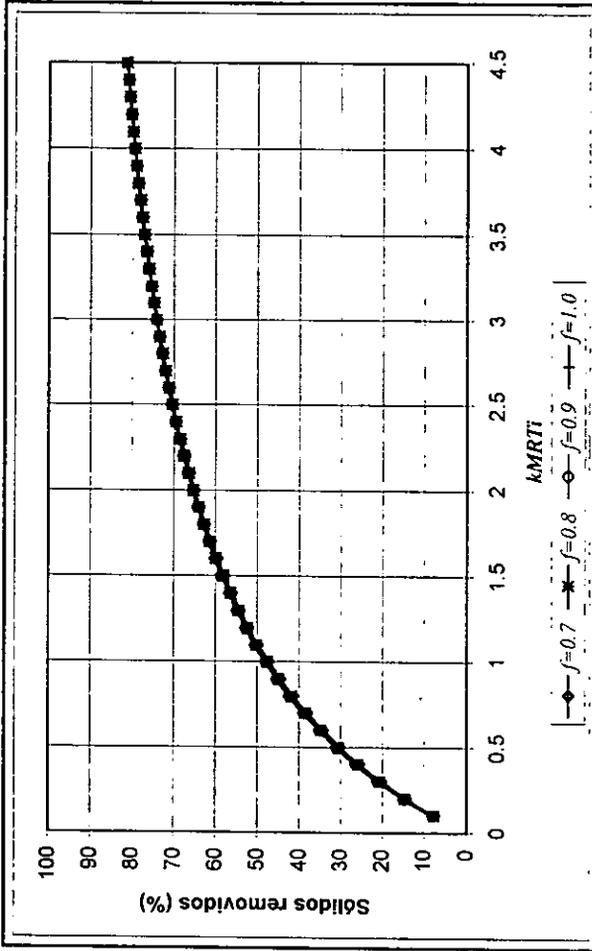
La ecuación anterior es similar a la que se obtuvo con el modelo construido con la cinética de Monod, y al igual que la simulación que realizo con ese modelo aquí se puede utilizar una constante adimensional para la simulación del proceso, el uso de la constante de primer orden con dimensiones de t^{-1} , y el tiempo de retención masa con unidades de t, en su producto no posee unidades, a éste producto se le puede utilizar como constante.

La simulación se llevará a cabo en función del producto $kMRT_i$, y con valores para f dentro del rango de 0.7 a 1.0, por ser los valores más comunes para este parámetro. Los datos obtenidos de la simulación se presentan en la tabla 6.7; y al igual que en el caso anterior se construyeron las gráficas para la remoción de los sólidos volátiles y para la concentración de los mismos en el efluente del digestor.

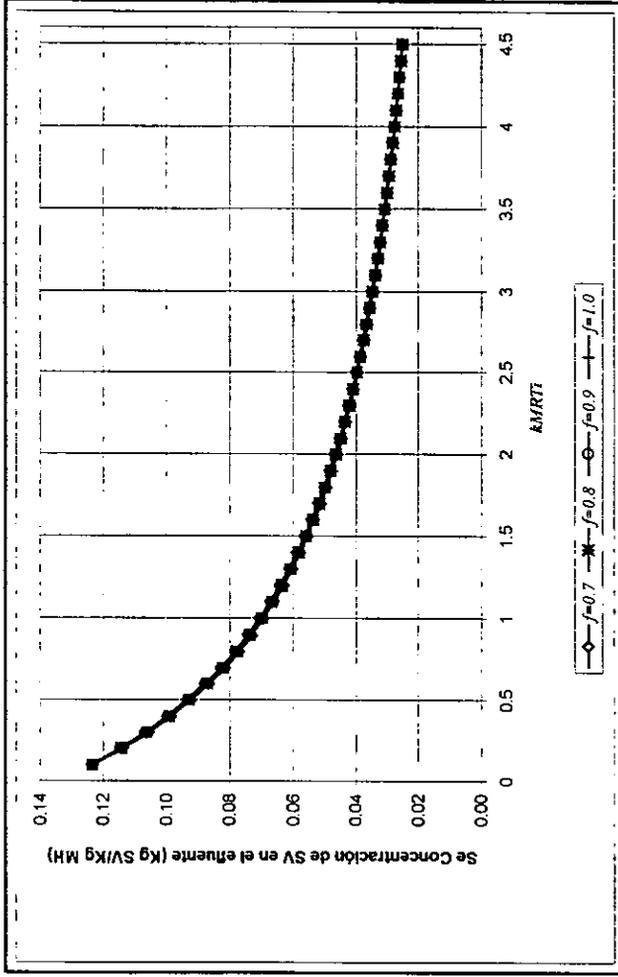
Tabla 6.7 Datos de la simulación de la concentración del sustrato y de la remoción de sólidos volátiles utilizando la cinética de primer orden.

kMRT _i	f=0.7		f=0.8		f=0.9		f=1.0	
	S _e	Sólidos removidos						
0	-	-	-	-	-	-	-	-
0.1	0.124	7.605	0.124	7.796	0.123	7.944	0.123	8.061
0.2	0.115	14.324	0.114	14.632	0.114	14.868	0.114	15.055
0.3	0.107	20.268	0.106	20.642	0.106	20.928	0.106	21.154
0.4	0.100	25.538	0.099	25.946	0.099	26.257	0.099	26.503
0.5	0.094	30.226	0.093	30.647	0.093	30.967	0.092	31.220
0.6	0.088	34.411	0.087	34.832	0.087	35.151	0.087	35.402
0.7	0.083	38.161	0.082	38.573	0.082	38.886	0.082	39.132
0.8	0.078	41.535	0.078	41.934	0.077	42.236	0.077	42.473
0.9	0.074	44.583	0.074	44.964	0.073	45.254	0.073	45.481
1	0.071	47.345	0.070	47.709	0.070	47.985	0.069	48.202
1.1	0.067	49.859	0.067	50.205	0.066	50.467	0.066	50.673
1.2	0.064	52.154	0.064	52.482	0.063	52.730	0.063	52.925
1.3	0.061	54.257	0.061	54.567	0.061	54.802	0.060	54.987
1.4	0.059	56.189	0.058	56.482	0.058	56.705	0.058	56.879
1.5	0.056	57.970	0.056	58.247	0.056	58.458	0.055	58.623
1.6	0.054	59.617	0.054	59.879	0.054	60.078	0.053	60.234
1.7	0.052	61.143	0.052	61.390	0.052	61.579	0.051	61.727
1.8	0.050	62.560	0.050	62.795	0.050	62.973	0.049	63.113
1.9	0.048	63.880	0.048	64.103	0.048	64.272	0.048	64.405
2	0.047	65.113	0.046	65.323	0.046	65.484	0.046	65.610
2.1	0.045	66.266	0.045	66.466	0.045	66.618	0.045	66.737
2.2	0.044	67.346	0.044	67.536	0.043	67.680	0.043	67.794
2.3	0.042	68.361	0.042	68.541	0.042	68.679	0.042	68.787
2.4	0.041	69.316	0.041	69.487	0.041	69.618	0.041	69.721
2.5	0.040	70.215	0.040	70.378	0.040	70.503	0.039	70.601
2.6	0.039	71.064	0.039	71.220	0.038	71.339	0.038	71.432
2.7	0.038	71.867	0.038	72.015	0.037	72.129	0.037	72.218
2.8	0.037	72.627	0.037	72.769	0.036	72.877	0.036	72.962
2.9	0.036	73.348	0.036	73.483	0.035	73.586	0.035	73.668
3	0.035	74.032	0.035	74.161	0.035	74.260	0.034	74.338
3.1	0.034	74.682	0.034	74.806	0.034	74.900	0.034	74.975
3.2	0.033	75.300	0.033	75.419	0.033	75.510	0.033	75.582
3.3	0.032	75.890	0.032	76.004	0.032	76.091	0.032	76.160
3.4	0.032	76.452	0.031	76.561	0.031	76.645	0.031	76.711
3.5	0.031	76.989	0.031	77.094	0.031	77.174	0.031	77.238
3.6	0.030	77.502	0.030	77.603	0.030	77.680	0.030	77.741
3.7	0.029	77.993	0.029	78.090	0.029	78.164	0.029	78.223
3.8	0.029	78.464	0.029	78.557	0.029	78.628	0.029	78.685
3.9	0.028	78.914	0.028	79.004	0.028	79.073	0.028	79.127
4	0.028	79.347	0.028	79.433	0.027	79.499	0.027	79.552
4.1	0.027	79.762	0.027	79.845	0.027	79.909	0.027	79.959
4.2	0.027	80.160	0.026	80.241	0.026	80.302	0.026	80.351
4.3	0.026	80.544	0.026	80.622	0.026	80.681	0.026	80.728
4.4	0.026	80.913	0.025	80.988	0.025	81.045	0.025	81.091
4.5	0.025	81.268	0.025	81.341	0.025	81.396	0.025	81.440

GRÁFICA 6.5 PERFILES DE LA REMOCIÓN DE LOS SÓLIDOS VOLÁTILES EN POR CIENTO UTILIZANDO LA CINÉTICA DE PRIMER ORDEN EN EL CASO DE ESTUDIO.



GRÁFICA 6.6 PERFILES DE LA SIMULACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE SV EN LA SALIDA DEL DIGESTOR UTILIZANDO LA CINÉTICA DE PRIMER ORDEN EN EL CASO DE ESTUDIO.



6.6 Análisis de los resultados de la simulación del proceso.

En ambas simulaciones se puede observar el comportamiento de la concentración de sólidos volátiles en la salida del digester descrito en la sección 6.4.

Como se puede observar en las tablas 6.5, 6.6 y 6.7 los resultados de la simulación se presentan las concentraciones a la salida del digester, tomándose en cuenta que sólo se utilizaron los valores de las raíces negativas obtenidas de los modelos, ya que, las raíces positivas no se encontraban dentro del rango de la concentración de alimentación. Además, en uso del modelo de la cinética de Monod se generaron raíces negativas, las cuales con llevarían a raíces imaginarias. Los datos presentados en las gráficas 6.1 a 6.6 son una representación de más fácil comprensión y en estas gráficas se basa el análisis del modelo.

Los sólidos removidos se presentan en unidad de por ciento, y fueron determinados por la diferencia entre la concentración de sólidos volátiles en la entrada y la salida del digester.

6.6.1 Resultados obtenidos con la cinética de Monod.

Como se puede observar en las gráficas 6.1 y 6.2 La degradación de los sólidos volátiles se ve afectada ampliamente por el factor adimensional b , descrito por la ecuación 6.10, principalmente en valores pequeños del parámetro adimensional a , teniendo constante el valor del coeficiente de corrección de balance de masa f igual a 0.8. Por el contrario, al mantener el parámetro b constante e igual a 5, los resultados obtenidos para varios valores del coeficiente de corrección del balance de masa f (0.7-1.0), son muy similares y se sobreponen unos sobre otros.

El modelo cinético de Monod presento un mejor desarrollo del efecto de los diversos parámetros que rigen el proceso de digestión anaerobia de residuos sólidos municipales, pero en el se incluye el uso de las constante cinéticas de velocidad de crecimiento de microorganismos máximo (μ_m) y del coeficiente de Monod (K_s) que deben de ser determinados experimentalmente y varían de acuerdo a la composición de los RSM.

(Quintero, 1983) presenta el análisis necesario para la determinación de éstas constantes en el cual se lleva a cabo el proceso en escala laboratorio, midiendo la velocidad de crecimiento de los microorganismos (μ) que llevan a cabo el proceso y la concentración del sustrato, se grafican los datos obtenidos, los primeros en función de la concentración del sustrato. El valor máximo de μ es considerado como el valor de velocidad de crecimiento de microorganismos máximo μ_m , y el valor de concentración del sustrato para el valor de $\mu=0.5\mu_m$, es el valor de la constante cinética de Monod (K_s). También a punta esta autor que los valores para la constante cinética de Monod son del orden de $7 \cdot 10^{-2}$ a 5 mg/lit para las fuentes de carbono y energía. También es importante destacar que el valor de la velocidad de crecimiento de microorganismos se ve influenciado por la temperatura, el pH, la naturaleza y composición del sustrato, fuerza iónica, etc.

6.6.2 Resultados obtenidos con el modelo de primer orden.

La simulación del proceso de digestión anaerobia con el modelo cinético de primer orden presenta mayor sencillez, ya que la concentración del sustrato sólo se encuentra en función de dos parámetros, al fijar nuestra concentración en la entrada del digestor, los únicos dos parámetros variables son el producto adimensional entre la constante cinética de primer orden y el tiempo de retención masa de la alimentación y el coeficiente de corrección de balance de masa f .

Los resultados obtenidos de la simulación de para varios valores del coeficiente de corrección del balance de masa f en el rango de 0.7 a 1.0, presentaron una gran similitud, entre ellos, llegando a la conclusión de que el efecto en la simulación del coeficiente f es mínimo. Pero es importante destacar que en los valores menores de f el proceso es más lento.

Este modelo presenta la gran ventaja que se encuentra mucho mayor información sobre el rango de valores más comunes de la constante cinética de primer orden. Que se encuentra en el rango de 0.185 a 0.187 día⁻¹, para (Kayhanian, 1996^a) 0.039 a 0.075 día⁻¹ para (Owens, 1993) con un valor promedio de 0.0654.

6.7 Integración de resultados.

Para nuestro caso de estudio, considerando una conversión del 50% de los sólidos volátiles, sería necesario un valor del término $kMRT_i$, igual a 1.1 aproximadamente, y para una remoción del 60% sería necesario un valor de 1.6 considerando el modelo de primer orden.

Utilizando las constantes de primer orden referidas en la sección anterior el valor de MRT_i deberá de ser de 8.6021 y 24.4648 día⁻¹ en cada uno de los casos respectivamente.

6.7.1 Balance de masa del digestor.

Considerando que se utiliza un digestor al que serán alimentadas 10 toneladas de RSM con 14.6 toneladas de agua, en suma 24.6 toneladas por día de masa húmeda, nos hace falta determinar los caudales de salida. Considerando el digestor ilustrado en la figura 4.3. Tendríamos dos salidas de materia principales, la de salida de biogas húmedo y el material no digerido, acompañado de cierta cantidad de agua para mantener la masa húmeda en el digestor constante.

El balance de materia se realizara considerando un 60% de conversión de los sólidos volátiles alimentados al digestor. El contenido de sólidos volátiles que se alimentan cada al día al digestor son:

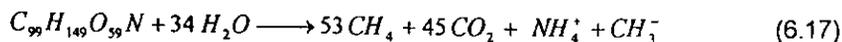
$$10 \text{ ton RSMh} * 0.492 \frac{\text{ton RSMs}}{\text{ton RSMh}} * 0.67021 \frac{\text{ton SV}}{\text{ton RSMh}} = 3.2974 \text{ ton SV} \quad (6.15)$$

Si consideramos la conversión del 60% de SV, la masa de sólidos volátiles digeridos sería igual a 1.978 toneladas, y la masa de sólidos a la salida del digestor sería igual a los sólidos volátiles in digerir más sólidos fijos.

$$\begin{aligned} (\text{Sólidos fijos}) + (\text{SV sin digerir}) &= \text{Sólidos a la salida del digestor} \\ (4.92 \text{ ton RSMs} - 3.2974 \text{ ton SV}) + 1.31896 \text{ ton SV sin digerir} &= 2.94246 \text{ ton} \end{aligned} \quad (6.16)$$

De acuerdo a las relaciones estequiométricas presentadas en la sección 4.3.3 en el proceso de digestión anaerobia se consume agua, y se producen metano y bióxido de carbono en base a cada ecuación. Si consideramos que los RSM que se alimentan al digestor tienen la formula química de los Residuos Sólidos Municipales que se presentan en la tabla 4.9 con formula igual a $C_{99}H_{1.49}O_{59}N$, y

que el proceso se lleva a cabo de acuerdo a la ecuación de Buswell modificada por Kayhanian, Tchobanoglous y Mata-alvarez (ecuación 4.9), la relación resultante entre reactivos y productos es:



Con un peso molecular para los RSM de 2296.443 (g/mol) el número de moles de RSM digeridos será $1.978 \cdot 10^6$ g RSM / (2296.443 g RSM/mol RSM) = 861.332 moles de RSM. Considerando las relaciones estequiométricas descritas por la anterior ecuación podríamos construir la tabla 6.18 del balance de masa de acuerdo a la ecuación 6.17.

Tabla 6.8 Balance de masa para reactivos y productos para el proceso de DA de RSM.

Reactivo o producto	RSM	H ₂ O	CH ₄	CO ₂	NH ₄ ⁺	CH ₃ ⁻
Relación molar.	1	34	53	45	1	1
PM	2296.443	18	16	44	18	15
Balance de masa						
Moles	861.498	29290.94	45654.40	38767.42	861.498	861.498
Masa	1.978 ton	0.5272 ton	0.73047 ton	1.7057 ton	0.0155 ton	0.0129 ton

Los tres flujos que componen al digestor son la alimentación, el flujo de biogas y la salida de los RSM estabilizados, completando el balance de masa se tendrá que la alimentación al digestor será igual a 10 toneladas de RSM menos el agua que contienen estos igual a 5.08 toneladas dando un flujo de sólidos totales de 4.92 toneladas por día, el flujo de agua es igual a 5.08 toneladas de agua que contienen los RSM más las 14.6 toneladas de agua con un flujo de 19.68 toneladas por día, lo que suma un flujo total de 24.6 toneladas por día alimentadas al digestor, el flujo de biogas seco, es de 0.7305 toneladas de metano y 1.705 toneladas de bióxido de carbono que suman un flujo de 2.4362 toneladas de biogas por día, con una composición molar para el metano de 0.5408 y de 0.4591 para el bióxido de carbono, la salida del digestor es de 4.72 toneladas de sólidos fijos de RSM menos los sólidos digeridos igual a 1.978 toneladas igual a 2.742 toneladas por día, y el agua de salida es igual a el agua alimentada 14.6 toneladas agregadas para ajustar la humedad, más 5.08 toneladas que contienen los RSM, menos el agua consumida en el proceso, 0.5272 ton de agua igual a 14.0728 toneladas de agua por día, sumando entonces en la salida 19.1028 toneladas por

día, el flujo total de salida resulta de la suma de la cantidad de agua más el flujo de RSM sin digerir igual a 21.8448 toneladas por día.

El agua que se evapora, y que generalmente satura al biogas no es considerada, en éste balance de masa pero debe de ser tomada en cuenta para tener resultados más exactos del comportamiento del digester. En la tabla 6.9 se presentan los resultados obtenidos.

Tabla 6.9 Balance de masa para el digester del caso de estudio.

Componente	Entrada al digester	Salida del digester	Flujo de biogas
RSM (secos)	4.92	2.742	
Agua	19.68	19.1028	
Metano			0.7305
Bióxido de carbono.			1.705

El espacio para el biogas debe de ser incluido en el diseño de los digestores, los valores típicos para el espacio del biogas necesario en un digester es el 20% del volumen total del digester como mínimo y del 40% como máximo. Aquí se utilizará el valor mínimo de 20% del volumen; considerando que el volumen necesario para los RSM y el agua es de 477.625 m³ según se establece en la sección 6.4, este volumen representaría el 80% del volumen del digester, realizando el cálculo por regla de tres el volumen total de digester será igual a 589.53 m³, con un volumen para la sección de biogas de 111.906 m³. Utilizando los cálculos realizados para los L/D de 0.2 y 0.15 la altura necesaria requerida para obtener este volumen (ya que los diámetros ya han sido fijados) será igual a 0.6795 y 0.5607 metros respectivamente. Las dimensiones serán entonces igual, para una L/D igual a 0.2 de 14.48 metros de diámetro y una altura de 3.56 metros, y para un L/D de 0.15 de 15.94 metros e diámetro con una altura de 3.45 metros.

Si consideramos el planteamiento de una planta para tratar 50 toneladas por día con cinco digestores que cumplen el balance de masa descrito en la tabla 6.17 tendríamos entonces que se requerirían de 73 toneladas de agua, produciéndose 12.1775 toneladas de biogas por día (3.6525 toneladas de metano) y serían digeridos 9.89 toneladas de RSM, por día. El agua necesaria para ajustar la humedad de los RSM puede ser obtenida al recircular el agua que se obtiene a la salida del digester (lixiviado) lo cual favorece también la digestión anaerobia, por poseer una buena población microbiana.

El biogas obtenido puede ser quemado, para evitar su acumulación, pero la operación de un buen proceso debe de considerar el uso de este biogas para generar electricidad, o simplemente vapor para mantener la temperatura de operación del digestor, otra de las opciones sería utilizar este biogas en un secador de los RSM ya estabilizados y así disminuir su volumen, las 3.6525 toneladas de metano (con un valor calorífico de 11.9417 Mcal/Kg) podrían representar el uso de 43,617.059 Mcal.

El considerar la construcción de una planta para tratar 50 toneladas por día es una gran inversión, pero se debe considerarse que el beneficio económico a largo plazo puede llegar a ser mayor ya que el uso altamente intensivo de espacios que se lleva a cabo actualmente en el distrito Federal es amplio, y la construcción de nuevos rellenos sanitarios se hace cada más difícil. Además, de evitar la contaminación que se generaría con estos RSM convertidos en lixiviados y biogas en un sitio de disposición final con muy poco o casi nulo control, el costo social al construir nuevos rellenos sanitarios se evitaría o por lo menos disminuiría y la vida de los rellenos sanitarios actuales se vería alargada.

También hay que considerar que tan sólo para el Distrito Federal, con una generación de 11,000 toneladas por día de RSM, necesitaría la construcción de 220 plantas de digestión anaerobia como las descritas aquí.

CONCLUSIONES.

El estudio de la digestión anaerobia como un proceso actualmente viable ha sido considerado como la mejor oportunidad para tratar la fracción orgánica de los RSM, los cuales en la actualidad deben de ser considerados como un problema de grand magnitud, hacia el cual se deben de enfocar muchos de los esfuerzos económicos, sociales y ecológicos. El análisis del proceso de digestión anaerobia que se llevo aquí se realizo utilizando la información obtenida de las diversas fuentes bibliográficas y hemerográficas disponibles, ya que en diversos países el estudio y la aplicación de este proceso ha comenzado a realizarse en forma altamente intensiva.

El problema real es el recolectar, manejar y disponer los RSM generados actualmente en las grandes urbes, como la ciudad de México, donde la gran cantidad de RSM generados (11,000 ton/día) es un gran reto al que se debe de enfrentar en un corto plazo.

El proceso de digestión anaerobia, desarrollado en esta tesis ha demostrado ser un proceso el cual debe ser aplicado en el corto plazo pero es necesario considerar que muchos de los cálculos realizados aquí se han realizado con valores preeliminares, lo cual, podría ser resuelto diseñando, construyendo, operando y evaluando una planta piloto real de digestión anaerobia; el uso de un buen plan de trabajo podría mejorar muchos de los datos aquí presentados, estableciendo cuales son las variables reales, que afectan el proceso.

En el capítulo 6 donde se presenta un caso de estudio, con la simulación de la remoción (digestión) de sólidos se llevo a cabo de acuerdo a los modelos presentados en la literatura por (Kayhanian, 1996), la simulación se llevo a cabo utilizando el rechazo de la planta industrializadora de San Juan de Aragón, el cual contiene todavía grandes cantidades de materiales inorgánicos y con un potencial amplio de recuperación de subproductos. El establecimiento de una planta seleccionadora de subproductos, donde se realice la separación completa de la materia orgánica y utilizable en el proceso de DA, es necesaria antes de la construcción de una planta de digestión anaerobia.

El uso de un relleno sanitario como un bioreactor (digestor) podría ser una de las alternativas, de solución del problema, pero las dificultades reales de operación y de control del mismo hacen casi de ésta opción un sueño en el corto plazo. En la Ciudad de México y su zona metropolitana sólo existe un relleno sanitario, (Bordo Poniente) donde son depositados el 100% de los RSM recolectados, el cual se ubica en la zona norponiente del Distrito federal en terrenos donde se ubicaba el lago de Texcoco, y aunque la capacidad de recepción de RSM en este sitio se estima en 10 años más de vida útil, la generación de RSM llegará a un punto crítico en un corto plazo. Además, la generación de biogas y de lixiviados en un relleno sanitario pueden ocasionar severos problemas de tipo ambiental, de infraestructura, y de salud de los habitantes del lugar donde se encuentre ubicado el relleno.

El biogas generado en una planta de Digestión Anaerobia puede ser utilizado como combustible (medio de calentamiento) o hasta para generar energía eléctrica, la cual haría autosuficiente en parte la operación de la planta. El control en los lixiviados se llevaría a cabo de forma más estricta que en un relleno sanitario, facilitando su manejo y su posible tratamiento. Si sólo se utiliza materia orgánica como alimentación de la planta, el residuo sólidos estabilizado posee propiedades que lo hacen muy similar al humus, o mantillo, que puede ser utilizado como un auxiliar en la recuperación de suelos debido a su gran contenido de nitrógeno, fósforo y metales.

BIBLIOGRAFÍA CITADA.

1. AMCRESPAC, (1998) "Residuos Sólidos Municipales", México, 38 páginas.
2. Cechi, F., Mata-Alvarez, J., Pavan, P., Sans, C., Merli, C. (1992) "Semidry Anaerobic Digestion of MSW. Influence of process Parameters on the substrate Utilization model" Water Science & Technology IAWQ, 25, 7:83-92
3. Chemical Engineering (1993) "Europe Warms to Biogas" 100, 5:45-49 Mayo.
4. Chynoweth, D.P., Owens J.M., O'Keffe, D.M., Earle, J.F.K., Bosch, G. y Legrand, R. (1992) "Sequential Batch Anaerobic Composting of Municipal Solid Wasted (MSW)" Water Science & Technology IAWQ, 25, 7:327-339
5. Coombs, J. (1992) "Diccionario de Biotecnología", Editorial Reverté, 880 páginas.
6. De Lacroix, L.F., Desbois, C. y Saint-Joly, C. (1997) "Anaerobic digestion of municipal solid organic waste: valorga full-scale plant in Tilburg, the netherlands" Water Science & Technology. IAWQ 36, 6-7:457-462.
7. Quillet (1983) "Diccionario enciclopédico Quillet" vol. 5, Editorial Cumbre, México.
8. Díaz, L.F., y otros (1997) "Composting and Recycling Municipal Solid Waste", Lewis publishers, E.E.U.U. Capitulo 10: Biogasification.
9. EPA. (1986) "Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Sanitary Landfill" E.E.U.U.
10. EPA, (1993) "Sewage Sludge and disposal Regulation" Capitulo 40, del Código de Regulaciones Federales, parte 503, E.E.U.U.
11. Himmennlau, D.M. (1997) "Principios básicos en Ingeniería Química" Prentice Hall, México.
12. INEGI, (1994) "Estadísticas del medio ambiente" México.
13. INEGI (1995) "Plan Nacional de Desarrollo" México, 210 páginas.

14. Kayhanian, M., Tcobanoglous, G., Mata-Alvarez J. (1996) "Development of Mathematical Model for the Simulation of the biodegradation of organic substrates in High Solids Anaerobic Digestion Process" J. Chem. tech. Biotechnology 66:312-322
15. Kayhanian M. y Rich D. (1996A) "Sludge Management using biodegradable organic fraction of municipal solid waste as a primary substrate" Water Environment Research 68, 2:240-251.
16. Lee, J.J, Jung, I.H., Lee, W.B. y Kim, J.O. (1993) "Computers and experimental simulations of the production of Methane from municipal solid waste" Water Science & Technology. IAWQ 27, 2:225-234.
17. Moeller, C. (1982) "Microbiología y Bioquímica de la Digestión Anaerobia..." Tesis de Maestría en Ing. Amb. De la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, UNAM, México.
18. Mata-Alvarez, J., Cecehi, F., Pavan, P. y Bassetti, A. (1993) "Semidry Thermophilic Anaerobic Digestion of Fresh and Pre-composted Organic fraction of Municipal Solid Wasted" Water Science & Technology 27, 2:87-98
19. Negri, E.D., Mata-Alvarez, J., Sans, C. y Cecchi, F. (1993) A mathematical model of volatile fatty acids (VFA) production in a plug-flow reactor treating the organic fraction of Municipal Solid Waste (MSW)" Water Science & Technology. IAWQ 27, 2:201-208.
20. Nyns y Gendebein, (1992) "landfill gas. From enviroment to energy", Comunidad de Estados Europeas, Luxemburgo.
21. O'Keefe, D.M., Chynoweth, D.P., Barkdoll, A.W., Nordsted, E.A., Owens, J.M. y Sifontes, J. (1993) "Sequential batch Anaerobic Composting of Municipal Solid Wasted (MSW) and Yard Wasted Components" Water Science & Technology IAWQ, 27, 2:77-86
22. Owens, J.M., y Chynoweth, D.P. (1993) "Biochemical Methane Potential of Muncpal Solid Wasted Componentes", Water Science & Technology., IAWQ. 27, 2:1-13

23. Peres, C.S., Sanchez, C.R., Matumoto, C. y Schmidel, W. (1992) " Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid wastes (OFMSW)" Water Science & Technology. IAWQ 25, 7:285-293.
24. Pfefer, J.T. (1992) "Solid Wasted Engineering", Prentice Hall, E.E.U.U., Capítulo 10: Bioconversion of Urban Refuse: Fuel Gas Production.
25. Quintero, R.R., (1993) "Ingeniería Bioquímica (Teoría y aplicaciones)" Editorial Alhambra Mexicana, México, 326 páginas.
26. Robinson W. (1992) "The Solid Wasted Handbook (Apractical Guide)" Editaorial John Wyley and Sons, Capítulo 19: Biological process.
27. SEDESOL (1993) "México, informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente", México, 350 páginas
28. SEDESOL (1996) "Proyecto de Residuos Sólidos II", México, 90 páginas.
29. Six W. y De Baere, L. (1992) "Dry anaerobic conversion of municipal solid waste by means of the dranco process" Water Science & Technology. IAWQ 25, 2:295-300.
30. Tem Brummeler, E., Aarnik, M.M.J., Koster, I.W. (1992) "Dry Anaerobic digestion of solid organic waste in a biocel reactor at pilot-plant scale" Water Science & Technology. IAWQ 25, 2:301-310.
31. Trejo V. (1994) "Procesamiento de la basura urbana" Editorial Trillas, México. 281 páginas.
32. Wellinger, A., Barsega U. y Egger, K. (1992) "New System for the Digestion of Solid Wasted" Water Science & Technology. IAWQ 25, 7:319-326

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.

1. "Anaerobic Sludge Digestion (Manual of Practice No. 16)" Segunda edición, preparado por: Task Force on Anaerobic Digestion. Water Federation Pollution Control, E.E.U.U., (1987)
2. Bagchi, A. (1990) "Design, Construction and Monitoring of Sanitary Landfill" A Wiley Interscience Publication E.E.U.U.
3. Beccari, M., Longo, G., Majone, M., Rolle E. y Scarici, A. (1993) Modeling of pretreatment and acidogenic fermentation of the organic fraction of municipal solid wastes" Water Science & Technology. IAWQ 27, 2:193-200.
4. Bu'lock, J. y Kristiasen, B. (1991) "Biotecnología Básica", Editorial Acriba, Zaragoza, España.
5. Cárdenas, R.A. (1991) "Hechos en Biotecnología" AGT editor, México, 248 páginas.
6. Defis C. (1987) "La basura es la Solución", Editorial Arbol, México, pags. 50-61
7. Dirección Técnica de Desechos Sólidos, Dirección General de Servicios Urbanos; Departamento del Distrito Federal "Evaluación y Operación de una planta piloto de estabilización acelerada del rechazo de residuos sólidos domésticos de la planta industrializadora de San Juan de Aragón" Diciembre de 1995
8. Dirección Técnica de Desechos Sólidos, Dirección General de Servicios Urbanos; Departamento del Distrito Federal "Evaluación y Operación de una planta piloto de estabilización acelerada del rechazo de residuos sólidos de la planta industrializadora de San Juan de Aragón" Diciembre de 1996
9. Dirección Técnica de Desechos Sólidos, Dirección General de Servicios Urbanos; Departamento del Distrito Federal "Manual de procedimientos para la operación de de la planta piloto de estabilización anaerobia acelerada" Diciembre de 1995.
10. Dirección Técnica de Desechos Sólidos, Dirección General de Servicios Urbanos; Departamento del Distrito Federal "Marco de referencia Internacional

del Estudio de la Estabilización acelerada de los Residuos Sólidos orgánicos en el relleno sanitario Bordo Poniente" Diciembre de 1993.

11. GUTIERRES R. "Biodegradación de Residuos Sólidos Urbanos e Industriales: Alternativas de Solución" UAM-I
12. Hans-Werner G. (1991) "Economics Models and Application of solid Wasted Management" Gordon and Breach Science publication. Reino Unido.
13. Jain, S., Lala, A.K., Bhatia, S.K. y Kudchadker, A.P. (1992) "Modelling of hydrolisis controlled anaerobic digestion" *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 53:337-344.
14. Kayhanian, M. y Tchobanoglous, G. (1992) "Innovative two satage process for the recovery of energy and compost from the organic fraction of municipal solid waste (MSW)" *Water Science & Technology*. IAWQ 25, 2:133-142.
15. Legerkvist, A. y Chen, H. (1993) "Control of two step Anaerobic Degradation of Municipal Solid Wasted by Enzyme addition" *Water Science & Technology* IAWQ, 27, 2:47-56
16. Plaza, G., Robredo, G., Pacheco, O. y Saravia A.T. (1996) "Anaerobic Treatamente of Municipal Solid Wasted" *Water Science & Tecnology* IAWQ 33, 3:169-175
17. Scriban, R. (1985) "Biotecnología" Editorial del Manual Moderno, México pags. 1- 35
18. Soto, M., Méndez, R. y Lema, J.M. (1993) "Operación y control de digestores anaerobios (1)", *Ingeniería Química*, 25, 294:467-474
19. Soto, M., Méndez, R. y Lema, J.M. (1993) "Operación y control de digestores anaerobios (2)", *Ingeniería Química*, 25, 295:131-135
20. Watson-Carick, I.A., Sinclair, K.J., James, A.G., Sulisti, J. y Senior, E. (1993) "Studies of the refuse Methanogenic Fermentation by Use of laboratory Systems" *Water science & Technology*. IAWQ. 27, 2:15-24