



**UNIVERSIDAD DE MATANZAS
"CAMILO CIENFUEGOS"
FACULTAD DE INGENIERIAS QUÍMICA – MECANICA.**

MONOGRAFÍA

**TRATAMIENTO DE RESIDUALES POR DIGESTIÓN
ANAEROBIA .APLICACIÓN DE LA SIMULACIÓN DE
PROCESOS. ESTUDIO BIBLIOGRÁFICO.**

Ing. Alicia López Rodríguez

Ing. Julio Serpa Suárez

Departamento de Química e Ingeniería Química.

Noviembre, 2007

INTRODUCCIÓN

El desarrollo intensivo de la producción industrial y agrícola va acompañado de considerables alteraciones en las propiedades del medio natural que circunda al hombre. Por eso los intereses del desarrollo de la economía, con frecuencia, contradicen la solución del problema ecológico fundamental: la conservación de las condiciones óptimas del medio de vida. Surge, de esta manera, uno de los problemas más complejos del presente: cómo combinar el desarrollo de la economía con la protección de las condiciones ecológicas.

Los objetivos económicos y ecológicos deben coincidir en la utilización de los recursos naturales. Por eso, es necesario aplicar, cada vez con mayor frecuencia, medidas especiales dirigidas a una conservación de las condiciones ecológicas del medio, en el proceso de la producción social.

Según Díaz Betancourt, 1987 el vertimiento indiscriminado de los residuales líquidos puede causar graves trastornos a la naturaleza y la sociedad; problemas graves de contaminación ambiental, desequilibrio ecológico, epidemias, etc. Es por ello que el tratamiento de dichos residuos es un factor prácticamente imprescindible en la sociedad actual.

El tratamiento de residuales líquidos por digestión anaerobia constituye un método particularmente atractivo para los países subdesarrollados y para todos los países en general.

En las condiciones específicas de Cuba (fuentes de energía limitadas, abundante cantidad de residuos animales y agrícolas susceptibles al tratamiento y clima tropical) la digestión anaerobia para la producción de biogás y obtención de abono orgánico con el propósito de utilizarlo como fertilizante y ayudar a solucionar los problemas de contaminación ambiental, constituye un método a desarrollar en el menor tiempo posible.

En la actualidad se realizan en el mundo diversos estudios sobre la factibilidad del tratamiento de residuales por digestión anaerobia y la optimización de los parámetros de operación y de diseño del proceso, constituyendo la simulación de procesos una herramienta útil y que cada día está siendo más utilizada. En este trabajo se realiza un estudio bibliográfico de este tratamiento abordándose las posibilidades de un enfoque sistémico en la aplicación de la simulación matemática en el mismo.

DESARROLLO

1.1. Fundamentos teóricos de la digestión anaerobia.

Alejandro Volta, físico italiano (1795-1827), fue el primero en descubrir la digestión anaerobia en 1776 cuando relacionó la descomposición de la vegetación con la producción de un gas inflamable. Pero no fue hasta la segunda mitad del Siglo XIX que se comenzó a estudiar sistemáticamente este proceso y hasta principios del Siglo XX que se instalaron los primeros digestores (Díaz Betancourt, 1987)

Se puede considerar que el proceso de digestión anaerobia es uno de los menos estudiados entre los diferentes procesos de tratamiento biológico de residuales. Hasta la década del 50 del siglo pasado sólo se empleaba para el tratamiento de lodos. A fines de la década del 60 toma auge la digestión de residuales líquidos con altas cargas orgánicas y durante la década del 70 comienzan a desarrollarse variantes más perfeccionadas capaces de ser aplicadas a diversos tipos de residuales, incluso con bajas cargas orgánicas, como respuesta a las dificultades emanadas de la crisis energética (Domínguez, 2001).

La digestión anaerobia es un proceso microbiológico que en condiciones anaerobias (en ausencia de oxígeno) permite transformar la materia orgánica en metano. Esta conversión se produce en diversos ambientes, ya sean naturales como los sistemas gastrointestinales (rumen), los sedimentos marinos de ríos y lagos, las fuentes termales, los volcanes o bien en sistemas controlados como los fermentadores o digestores anaerobios (López y Novoa, 1991).

Dicho proceso se caracteriza por un conjunto de reacciones asociadas al metabolismo de numerosos microorganismos, que son los intermediarios necesarios para transformar la materia orgánica compleja en sustratos simples, fermentables por las bacterias metanogénicas (Foresti, 1997).

La degradación eficiente de la materia orgánica hasta el metano en los procesos de digestión anaerobia depende de la acción combinada de una población microbiana heterogénea, consistente en diversos géneros de bacterias anaerobias estrictas y facultativas.

Numerosos mecanismos biológicos han sido propuestos para explicar la formación de metano. En la actualidad, se plantea por la mayoría de los investigadores (López y Novoa, 1991; Muñoz, 1988) que la digestión anaerobia de la materia orgánica transcurre según varias etapas metabólicas sucesivas, que algunos de ellos las agrupan en dos fases (Bijeriego, 2000 citado por

Domínguez, 2001) y otros de forma un poco más detallada, en cuatro fases como Muñoz, 1988; Díaz Brooks, 2002, etc.

El proceso biológico que se desarrolla dentro del sistema es explicado de forma simplificada en la Figura 1, según Muñoz, 1988.

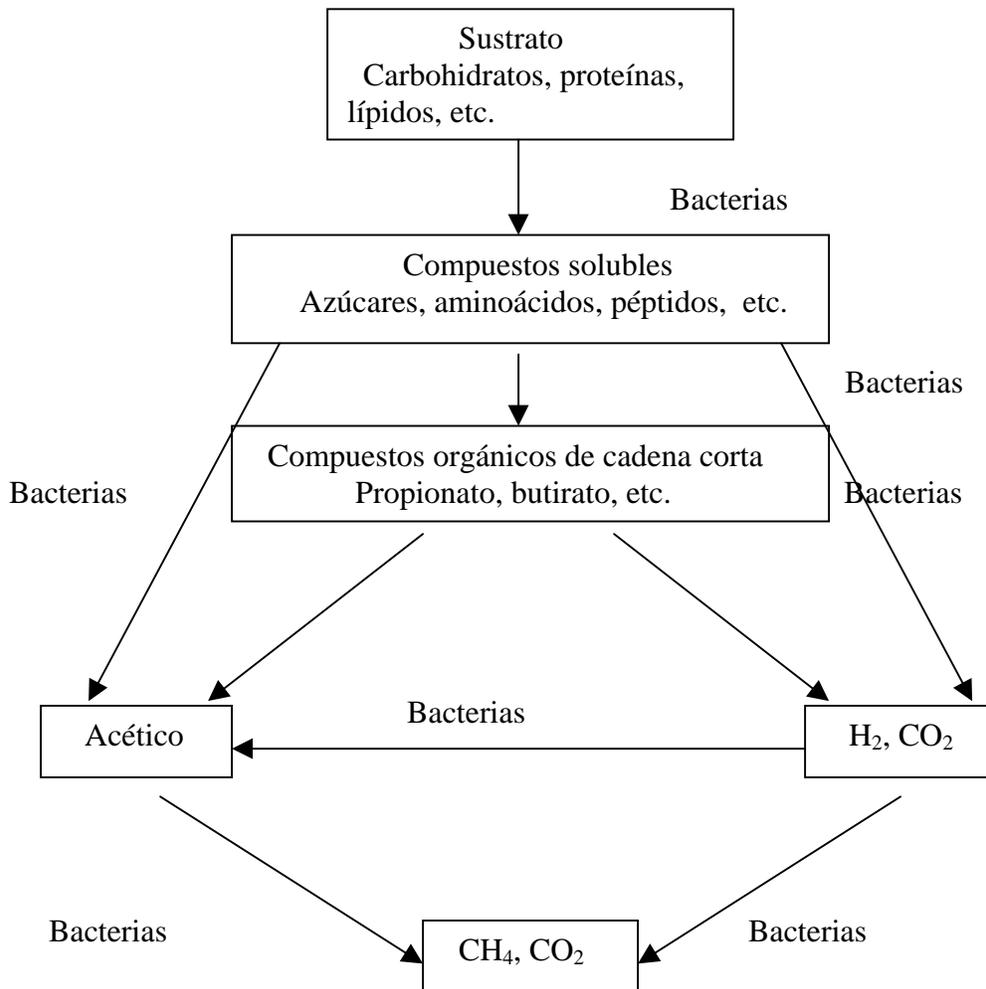


Figura 1.1 Resumen del proceso de digestión anaerobia

Hidrólisis: El sustrato, que contiene polímeros de alta masa molar (carbohidratos, proteínas, lípidos, etc.), con el concurso de exoenzimas, es dividido en compuestos de menor masa molar (azúcares, aminoácidos, péptidos) de tal manera que pueda ser asimilado por las células.

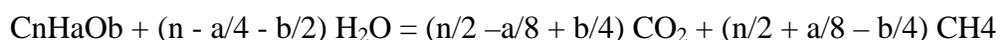
Acidogénesis: Las bacterias asimilan el producto de la hidrólisis, transformándose por un lado a ácidos orgánicos saturados, principalmente acético, propiónico y butírico y por otro a hidrógeno.

Acetogénesis: Los precursores del metano son esencialmente el ácido acético y el hidrógeno, por consiguiente otros ácidos tendrán que obligatoriamente ser transformados a ácido acético más hidrógeno por medio de las bacterias productoras de hidrógeno. Además a partir del hidrógeno también se producirá ácido acético por medio de bacterias consumidoras de hidrógeno.

Metanogénesis: Esta etapa es la que realmente produce la remoción de la materia orgánica. Hasta el paso anterior se ha conseguido fundamentalmente solubilizar la materia orgánica, ahora, con el concurso de bacterias metanogénicas, se transforma el ácido acético, el hidrógeno y el dióxido de carbono a metano. Según Martínez y col, 2003, la reacción que constituye la verdadera esencia del proceso de metanogénesis es la reducción de dióxido de carbono a metano, en la cual el átomo de carbono es convertido desde su forma más oxidada a su forma más reducida con la paralela generación de ATP.

El residuo a tratar, que provee el carbono y la energía necesarios para los procesos biológicos, puede provenir de las más diversas fuentes (domiciliarios, de la industria alimenticia y papelera, residuos de la actividad ganadera, etc.) con las consiguientes diferencias en composición. La naturaleza del residuo dictará qué etapas serán las controlantes del proceso total y determinará los puntos de regulación más importantes. Determinados residuos (por ejemplo, estiércol) poseen un elevado contenido de nitrógeno orgánico, por lo que son de importancia los efectos inhibitorios del amoníaco libre sobre el crecimiento de las bacterias metanogénicas (Scenna, 1999).

De acuerdo con Montalvo, 2000, la fermentación metanogénica puede representarse de manera general por la expresión:



Los microorganismos claves en este proceso son las bacterias anaerobias estrictas, sin embargo, una pequeña fracción de la población fermentativa es capaz de utilizar oxígeno. López y Novoa, 1991 plantean que en general, aproximadamente el 1 % de la población no metanogénica en una digestión está compuesta por bacterias anaerobias facultativas.

La digestión anaerobia tiene como productos finales el biogás, el cuál presenta propiedades como combustible ya que está compuesto fundamentalmente por metano, dióxido de carbono, sulfuro de hidrógeno y pequeñas cantidades de hidrógeno y oxígeno y los efluentes y lodos que sirven como biofertilizante por su contenido en nitrógeno, fósforo y potasio.

La composición del biogás varía en dependencia del residual de que se haya partido, de la fase de crecimiento microbiano en que se encuentre la fermentación y de cómo esté funcionando el digestor (Penin, 1988).

La composición y rangos volumétricos del biogás según Almeida, 1991 es la siguiente:

Metano(CH ₄)	40-81 %
Dióxido de Carbono (CO ₂)	60-18 %
Nitrógeno (N ₂)	0,3-3 %
Sulfuro de Hidrógeno (SH ₂)	0,1 %
Hidrógeno (H ₂)	0,1 %
Vapor de Agua (H ₂ O)	trazas

El biogás es un combustible que presenta un valor calórico de 4700 a 5500 Kcal. / m³ y puede usarse para aprovechar directamente el calor o para generar fuerza motriz y electricidad si se alimenta a un grupo electrógeno. Se reporta por Valdés y col. ,1997 que 0,75 m³ de biogás cogeneran 1 kw.h⁻¹, aunque esto puede variar en dependencia de la unidad cogeneradora.

Tabla 1.1 Comparación de otros combustibles con 1 m³ de biogás

Combustible	Volumen de combustible equivalente
Gas natural	0,57 m ³
Butano líquido	0,87 L
Petróleo	0,71 L
oil diesel	0,62 L

La utilización de procesos anaerobios para reducir el poder contaminante de residuos líquidos ha ido en aumento, pues, además de reducir la contaminación ambiental, se recupera el potencial energético del residuo en forma de fertilizante y biogás (Toledo, 2003).

Coincidiendo con esto, Pérez Pardo, 2002 plantea que la aplicación de los procesos anaerobios a los residuales agrícolas e industriales se ha incrementado de forma considerable en los últimos años. Conjuntamente con el saneamiento y preservación del medio ambiente, tienen cada día mayor interés las soluciones energéticas a partir de fuentes renovables, así como el reciclaje de los efluentes, a fin de obtener tecnologías limpias.

El residuo resultante de la digestión puede utilizarse como fertilizante ya que es rápidamente asimilado dado su alto contenido de materia orgánica y la mínima proporción de microorganismos patógenos.

Como todo proceso biológico, la digestión anaerobia se efectuará satisfactoriamente o no dependiendo de las condiciones que estén presentes en el medio para posibilitar el adecuado desarrollo de los microorganismos que actúan sobre la materia orgánica presente en los residuales que son sometidos a esta biodegradación (Montalvo,2000).

Los estudios y aplicación de este proceso han demostrado que hay algunos factores que tienen una gran influencia en el rendimiento y estabilidad del mismo.

1.1.2. Factores que influyen en la digestión anaerobia.

Para obtener un proceso eficiente de fermentación y por consiguiente una buena producción de biogás al trabajar con los biodigestores deben tomarse en cuenta factores operacionales y ambientales que afectan de una forma u otra la eficiencia y funcionamiento del equipo.

Las condiciones óptimas para la digestión anaerobia así como sus rangos, han sido estudiadas por numerosos investigadores, los cuáles no siempre coinciden en sus conclusiones. Algunas de las posibles razones de sus discrepancias radican en las diferencias del material alimentado a los digestores, empleo de metodologías diferentes, además de que es muy difícil establecer comparaciones de igual base ante el empleo de sustratos de naturaleza distinta y los parámetros empleados para estos análisis no siempre coinciden plenamente.(Souza, 1984 citado por Díaz Brook, 2002).

A continuación se analizan los parámetros más importantes que influyen en la formación de biogás.

Temperatura

El proceso de biodigestión se lleva a cabo en un amplio intervalo de temperatura; la mayoría de los investigadores coinciden en que el mismo es de 15 ° C a 65° C, aunque Fonte y Martínez, 1995 plantean que puede ser de 4° C a 60° C y Foresti, 1997, consideran que la formación microbiana de metano puede ocurrir en un rango bastante amplio de temperatura de 0 a 97° C. Se hace referencia en la bibliografía consultada a experimentos realizados con éxito a temperaturas menores de 0° C.

Se distinguen tres intervalos de temperaturas:

- Rango criófilo: 4-25° C
- Rango mesófilo: 25-40 ° C
- Rango termófilo: 45- 65° C

En el rango criófilo el proceso es muy lento y la producción pobre en comparación con los restantes rangos. Por otro lado, aunque en el rango mesófilo hay un incremento en la generación de biogás desde 30 hasta 40 ° C, considerándose 35 ° C la temperatura óptima de éste, existe un intervalo de 40 a 45 ° C en el cual se aprecia una disminución en el rendimiento de biogás, por lo que este régimen debe operar por debajo de 40 ° C.

Es importante señalar que tanto la operación termofílica como la mesofílica deben tener temperaturas estables. El rango de oscilación de temperatura permitido depende del nivel de ésta, así por ejemplo, al trabajar en el rango mesófilo es posible asimilar desviaciones de 2,8 ° C, pero en cambio en el rango termófilo, solo se toleran fluctuaciones de 0,8 ° C debido a que las bacterias termófilas son mucho más sensibles a los cambios de las condiciones ambientales que las mesófilas (Díaz Brook, 2002).

El efecto de la temperatura (Chernicharo, 1997) en la población microbiana se vé reflejado en la reducción del volumen del reactor, si éste fuera operado próximo a la temperatura óptima. Esto ocurre porque la tasa máxima de crecimiento específico de la población microbiana crece con el aumento de la temperatura. La temperatura afecta también la remoción de DQO y el coeficiente de producción de biomasa (Van Haandel & Lettinga, 1994).

Tiempo de retención

Es el tiempo que requieren las bacterias para degradar la materia orgánica. Se acostumbra a diferenciarlo entre el tiempo de retención hidráulico (TRH) y el tiempo de retención de sólidos (TRS).

El tiempo de retención de los sólidos (TRS) representa el tiempo medio de utilización de los microorganismos en el sistema y para calcularse se divide la masa de los sólidos volátiles en el digestor por la cantidad eliminada del sistema por día.

El tiempo de retención hidráulico (TRH) es el tiempo que el sustrato permanece en el interior del reactor.

En los inicios de la tecnología del tratamiento anaerobio, como la característica de los equipos empleados hacían que el tiempo de retención de sólidos fuera semejante al tiempo de retención hidráulico, esto conducía a que fueran necesarios grandes volúmenes de reactores; sin embargo, actualmente y gracias al empleo de retenedores de la masa bacteriana se han podido obtener grandes tiempos de retención de sólidos a valores muy bajos de tiempos de retención hidráulicos, lo que favorece la obtención de sistemas de tratamiento anaerobio mucho más compactos (Fonte y Martínez, 1995).

La importancia del TRS radica en que existe un TRS mínimo que es necesario garantizar para que los microorganismos tengan la oportunidad de reproducirse en cantidad superior, o al menos igual a la concentración de éstos a la entrada del sistema, ya que de lo contrario ocurrirá el denominado efecto de “lavado” de la mezcla, ya que los mismos serían eliminados con mayor rapidez que los que entraron, bajando su concentración a valores mínimos que conducen a que se detenga el proceso de fermentación anaerobia.

El TRH tiene un importante papel en el proceso de la digestión, y conjugado con otros parámetros puede servir de criterio de comparación en los análisis de evaluación de eficiencia de operación.

Los valores de tiempo de retención de operación más adecuados se determinan experimentalmente y dependen del tipo de reactor, de la biodegradabilidad de los sustratos, la temperatura de operación y de los objetivos que se persiguen; ya sean la producción máxima de metano o la conversión completa del carbono orgánico y estabilización de los lodos digeridos (Chernicharo, 1997).

Factor pH.

Tiene un importante impacto en la actividad biológica de las bacterias metanogénicas. El proceso normal requiere de un pH constante, aproximadamente neutro o ligeramente alcalino. Según Fonte y Martínez, 1999, aunque se plantea que el rango de pH aceptable para la digestión se

encuentra dentro del intervalo de 6,5 a 8,2, lo cierto es que no hay coincidencia completa acerca de los valores extremos que ubican el rango óptimo para el desarrollo de este proceso.

Sin embargo, como se puede recoger de algunos estudios bibliográficos realizados al respecto, estas diferencias no resultan abismales y por tanto, el rango debe tomarse como una guía. No obstante, lo cierto es que por debajo de 6,2 la digestión se inhibe seriamente, mientras que por debajo de 4,5 cesa la digestión efectiva.

Por ello el control del pH es un parámetro de primera importancia para la digestión anaerobia. Para la mayoría de los residuales líquidos o suspensiones de ellos, el control del pH es necesariamente indispensable solo para la arrancada del proceso y en condiciones de sobrecarga, aunque se aconseja mantener un seguimiento de su comportamiento (Díaz Brook, 2002)

Nutrientes

Para el crecimiento y la actividad de las bacterias, éstas tienen que disponer de toda una serie de nutrientes, entre ellos se pueden señalar como muy importantes al nitrógeno, fósforo y potasio, aunque también son necesarios otros elementos pero en cantidades muy pequeñas.

El carbono y el nitrógeno son las fuentes principales de las bacterias formadoras de metano; el carbono además de ser constituyente básico es la fuente de energía y el nitrógeno contribuye a la formación de nuevas células.

Se acostumbra estimar el balance de nutrientes por la relación C:N:P, expresándose ésta, en la práctica, como Demanda Química de Oxígeno (DQO):N:P o Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO):N:P, siendo la más utilizada la primera expresión. Montalvo, 2000 plantea que el valor óptimo para este parámetro es de 150:5:1 para el metabolismo anaerobio, aunque se ha encontrado que para residuos de origen carbohidrato el valor puede ser de 350:5:1 y para ácidos grasos de 1000:5:1.

Según Domínguez, 2001, la adición de nutrientes durante la etapa de arrancada puede ser necesaria, especialmente para residuales deficientes de ciertos elementos minerales o con una relación C:N:P muy desbalanceada.

Sustancias inhibitoras y estimulantes.

Según Montalvo, 2000 en no pocas ocasiones se emplean los términos de compuestos o sustancias tóxicas o inhibitorias y compuestos y sustancias estimulantes del proceso anaerobio, cuando en realidad lo que existe en la práctica en la generalidad de los casos son concentraciones de compuestos o sustancias que pueden ser favorables (estimulantes) o desfavorables (tóxicas) al

proceso , o sea, que un mismo compuesto puede ser tóxico o estimulante a la anaerobiosis dependiendo de la cuantía con que se encuentre en el digestor.

Sustancias inhibitorias.

Existe un número significativo de compuestos y sustancias que actúan de forma letal a determinadas concentraciones sobre los microorganismos que llevan a cabo el proceso de digestión anaerobia, inhibiendo éste. Destacan entre éstos los cationes de los metales alcalinos y alcalinotérreos, los metales pesados, el anión sulfuro, el amoníaco y el ión amonio.

La presencia de metales alcalinos y/o alcalinotérreos es muy común en el caso de los residuales, sobre todo de los industriales.

Aunque no existe una total concordancia entre todos los investigadores para establecer las cotas de los rangos, la mayoría coincide en la siguiente tabla expuesta por Fonte y Martínez, 1996 y citada por Díaz Brooks, 2001:

Tabla 1.2. Inhibición por cationes de metales alcalinos y alcalinotérreos.

Catión	Rango catalizador (mg / L)	Rango inhibidor (mg / L)
Na	100-200	3500-8000
K	200-400	2500-12000
Ca	100-200	2000-8000
Mg	75-150	1000-3000

De manera comparativa y en orden ascendente, su efecto inhibidor es: Na-K-Ca-Mg

La toxicidad por la presencia de cationes de metales pesados está muy controvertida en la literatura. De hecho se requiere de débiles concentraciones de Fe, Co, Mo y Ni para el crecimiento de las bacterias metanogénicas.

Basados en estudios a escala de laboratorio se ha podido establecer cierto orden descendente de toxicidad en los metales pesados:

Ni > Zn = Cd = Cu > Cr (VI) = Cr (III) > Pb > Fe

Se reportan en la literatura estudios como el realizado por Liu y Fang, 1997, para analizar el efecto inhibitorio de cationes de metales pesados, en este caso el catión molibdato, en el tratamiento anaerobio de residuales.

Otra sustancia que tiene poder inhibitorio en la metanogénesis es el anión sulfuro. Según Li, 1996, esta inhibición resulta un problema serio en el tratamiento de residuales que contienen altas concentraciones de este anión o de sus precursores: sulfato y sulfito.

Se ha establecido que el factor primero de la inhibición de la metanogénesis por sulfuros radica en la habilidad de las bacterias reductoras de sulfato para competir con las bacterias metanogénicas y las bacterias acetogénicas por el donante de electrones incluyendo el hidrógeno, formiato, acetato, propionato, butirato y benzoato (Fang y col. 1997)

Según Montalvo, 2000 existe dificultad para fijar la concentración inhibitoria de los sulfuros al proceso anaerobio, sin embargo en general se plantea que está entre 50 y 250 mg/ L.

En el tratamiento anaerobio se forma el amonio por la degradación de residuales que contienen proteínas o urea. En dependencia del pH del medio se favorece una u otra forma del nitrógeno inorgánico (NH_4^+ o NH_3), estas especies resultan tóxicas a concentraciones superiores a 1500 mg/L.

Además se reportan otras sustancias que en muy pequeñas concentraciones pueden resultar tóxicas al proceso como son: cloroformo, fenoles, algunas sustancias petroquímicas, formaldehído, acetileno, tensoactivos aniónicos, pesticidas, antibióticos y otros.

Sustancias estimulantes

Según Domínguez, 2001, desde la década de los noventa se han venido realizando estudios sobre como estimular la digestión anaerobia adicionando sustancias sólidas cuya función sea catalizar este proceso.

En la literatura consultada se reportan varios trabajos que tratan sobre la adición de biocatalizadores.

En algunos casos la adición de carbón activado ha aumentado la eficiencia del proceso de digestión anaerobia debido a la estimulación de la actividad microbiana en residuales acuosos. Almeida y Montalvo, 1994 al estudiar la digestión anaerobia del residual de destilería en presencia de carbón reportan que la eficiencia se incrementa en un 10-15 % y el período de aclimatación se reduce en un 50 %.

También ha sido estudiado el efecto estimulante de la zeolita sobre la anaerobiosis, obteniéndose resultados satisfactorios por algunos investigadores como Etzold y col. 1995 y Domínguez, 2001.

Parece ser que la adición de sólidos a procesos anaerobios los favorece debido, fundamentalmente a:

- Estos sólidos permiten que los microorganismos se adhieran a ellos formándose aglomeraciones de bacterias que actúan sobre la materia orgánica presente en las aguas residuales a través de todo el reactor.
- El soporte que estos sólidos constituyen también permite el atrapamiento del material orgánico a biodegradar, haciendo más asequible a los microorganismos presentes en el agua residual.
- Puede existir una adsorción selectiva de compuestos tóxicos que favorece el proceso biológico.

El proceso de digestión anaerobia se lleva a cabo en recipientes llamados "digestores", que deben permitir la carga y descarga de materiales y poseer un dispositivo para recoger el gas producido. Existen diversos tipos de digestores, algunos de los más representativos se explican a continuación.

1.1.3 Digestores anaerobios

Más de cien años han transcurrido desde la primera aplicación de la digestión anaerobia al tratamiento de residuales. De allí en adelante, los pioneros que le siguieron hubieron de realizar significativos aportes en el estudio y aplicación de la digestión anaerobia, pasando desde el tanque Imhoff y los digestores de primera generación, hasta llegar a los digestores de alta carga en la segunda mitad del Siglo XX (Fonte y Martínez, 1996)

Existe actualmente un gran número de diferentes tipos de plantas para el tratamiento anaerobio. El diseño depende de la composición y estado físico de la materia orgánica a tratar y de las condiciones ambientales en que van a operar.

Según Díaz Betancourt, 1987 pueden clasificarse en dos grandes grupos:

- Digestores convencionales
- Digestores de alta carga

Digestores convencionales.

Existen dos variantes convencionales: los de baja velocidad y los de alta velocidad.

Digestor de baja velocidad.

Es el más tradicional, de ahí que se conozca como proceso convencional. Opera en el rango mesófilo y no emplea mezclado, debido a esto, su contenido se encuentra estratificado, por lo que se requieren tiempos de residencia alrededor de 30-60 días.

Esta variante de digestor fue la primera que se empleó. Su operación en continuo es muy sencilla. Debido a que los tiempos de retención son tan grandes, basta alimentarlo una vez al día simultáneamente con la extracción de un volumen de lodos dado; si bien son poco eficientes, su ventaja radica en la sencillez de la operación.

Digestor de alta velocidad

En este caso se emplea un mezclado continuo y dos etapas con recirculación de lodos en la mayoría de los casos.

La primera etapa constituye el verdadero digestor de alta velocidad con agitación continuada. El segundo puede ser un digestor de baja velocidad y su objetivo es el de separar el biogás de la fase líquida y de los lodos.

La recirculación de lodos permite aumentar el tiempo de residencia de los mismos, lo que posibilita reducir los tiempos de retención hidráulica.

Digestores de alta carga

Se han desarrollado específicamente para el tratamiento de residuales líquidos de elevado contenido de materia orgánica.

Fang y Chui, 1993 plantean que desde la introducción por Young y McCarthy en 1969 del filtro anaerobio, el proceso anaerobio ha ido desarrollándose hacia el avance de una tecnología para el tratamiento de residuales de alta carga. El concepto básico del avance del diseño en el tratamiento anaerobio es la retención de la biomasa activa dentro del reactor. Como resultado, el reactor puede operar con un tiempo de retención de sólidos y una concentración de biomasa mayor reduciendo a su vez el tiempo de retención hidráulico, posibilitando de esta forma una operación con cargas orgánicas mucho más elevadas.

Según Wheatley y col.1997, los digestores anaerobios de alta carga más utilizados para el tratamiento de efluentes industriales son:

Reactor de tanque agitado

El principio de su operación es similar al proceso de lodo activado.

Las bacterias anaerobias son separadas por decantación o filtración y recicladas de nuevo al reactor. Las bacterias anaerobias no precipitan con facilidad como el lodo activado aerobio y el aumento de temperatura del efluente acelera el decantamiento.

La ausencia de accesorios internos permite a este tipo de reactor que sea utilizado para el tratamiento de residuales con alto contenido de sólidos suspendidos. La carga orgánica es usualmente moderada, pero la eficiencia en términos de DQO removido alcanza un 85-90 % debido al alto grado de mezcla.

Filtros anaerobios

Debido a su simplicidad los filtros anaerobios son ideales para ser usados en el tratamiento de efluentes solubles. La velocidad de carga es mucho mayor que la de los reactores de tanque agitado y por lo tanto son más utilizados. Los filtros anaerobios operan tanto con flujo ascendente como con flujo descendente. En ambos tipos el filtro ocupa el 60-70 % del volumen del reactor y está completamente sumergido.

Reactor de lecho fluidizado

Es un digester con biomasa fija, donde los agregados bacterianos se hacen crecer sobre pequeñas partículas inertes, tales como arena, vidrio, plástico, carbón, etc.; lo que proporciona una excelente característica de sedimentabilidad.

Para mantener la biopelícula en suspensión se utiliza una corriente de líquido compuesto habitualmente por la alimentación y la recirculación de una parte de la corriente de salida.

El caudal de líquido, con la consiguiente expansión del lecho, determina si el reactor se comporta como expandido (10-35 %) o fluidizado (más del 35 %).

Reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodo (UASB).

De los reactores de alta carga, el reactor UASB desarrollado por Lettinga y colaboradores (Lettinga y col., 1980) es uno de los más utilizados en el mundo. Su característica principal, retener la biomasa sin necesidad de un soporte gracias a la formación de granos o “pellets”, lo hace más económico y le da ventajas técnicas sobre otro tipo de reactores avanzados (Valdés y col.1997)

El reactor UASB está basado en el lento movimiento del residual a través del lodo biológico activado (Hwang y Hansen, 1992), el cuál forma una manta flotante de bacterias que constituye

un auténtico filtro en el que se produce la metanogénesis, y se separa de forma eficiente el gas de la matriz sólida, en dependencia de la carga orgánica diaria.

Mc Carthy, 1996 argumenta que lo fundamental en estos reactores es el desarrollo de un lodo granular de partículas casi esféricas de 1 a 5 mm de diámetro. Estas partículas consisten en un paquete denso de una mezcla de microorganismos que son responsables del tratamiento.

En general, el éxito del proceso UASB se debe a que los granos que forman el lodo constituyen biopartículas muy activas y densas, lo que confiere al reactor las características de un reactor empacado sin los problemas de taponamiento ni los elevados costos del empaque tradicional (Valdés y col. 1997).

Las investigaciones en el mundo han sido, en lo fundamental, enfocadas sobre el proceso UASB, a causa de que en él pueden ser tratadas una variedad de aguas residuales y provee un lodo con buenas propiedades de sedimentación que puede ser cultivado y mantenido; como resultado, es en la actualidad uno de los procesos más ampliamente usados entre los sistemas de alta velocidad y retención de biomasa para el tratamiento anaerobio.

El proceso de digestión anaerobia se encuentra en el campo de la biotecnología de los residuales y el hecho de no tener en cuenta en muchas ocasiones este aspecto ha contribuido a la lentitud en el desarrollo del mismo (Lettinga y col. 1992).

Con el objetivo de hacer más eficiente las etapas de investigación y desarrollo del tratamiento de residuales es utilizada la simulación de procesos.

1.2. Simulación de Procesos.

Una simple observación experimental en un laboratorio, en una instalación a escala piloto o a escala industrial puede costar cientos o miles de dólares, luego, siendo el objetivo de la investigación obtener información, puede definirse la eficiencia de la investigación como la cantidad de información útil obtenida por unidad de costo. Por consiguiente, es extremadamente importante para una investigación utilizar métodos experimentales que le brinden la máxima cantidad de información con el menor costo y esfuerzo (González, 1999).

Con la simulación de procesos se pueden reducir las corridas necesarias en las instalaciones de banco y piloto ya que se pueden realizar sólo las corridas necesarias para obtener la información que se requiere para poner a punto los modelos matemáticos del proceso y el resto de las investigaciones se pueden realizar mediante simulaciones en computadora, con la excepción de

un mínimo de corridas experimentales que se realicen al final para corroborar los resultados de los modelos.

1.2.1. Simulación de procesos y modelación.

Con relación a la simulación matemática y la modelación se deben realizar varias precisiones conceptuales. Por ejemplo, es importante definir el concepto de sistema, como un conjunto de elementos en el cual todos se encuentran tan estrechamente vinculados entre sí, que en relación con las condiciones circundantes se presentan como un todo único. Existen muchos tipos de sistemas, estando definidos los sistemas de los Procesos Industriales como el conjunto de procesos físicos, químicos, bioquímicos, microbiológicos y energéticos relacionados con la obtención de un producto o grupo de productos dados.

Para el estudio de los sistemas resultan fundamentales los conceptos de modelo y simulación. Por modelo se define la representación (imagen) de una realidad objetiva, a una escala igual o diferente a la original y, los mismos pueden ser de diferentes tipos: analógicos, físicos, matemáticos, siendo en este caso de especial interés los modelos matemáticos. Por simulación se entiende el estudio de un sistema mediante uno o más modelos, y si los modelos a emplear son matemáticos, se tiene una simulación matemática.

Otra definición de simulación, es la que plantea que la simulación es un procedimiento para la realización de experimentos por medio de una computadora digital y con la ayuda de modelos matemáticos, con el fin de obtener información sobre el comportamiento del sistema.

Según Luyben, 1996 la modelación matemática puede ser utilizada en todas las fases de la Ingeniería Química, tanto en la investigación y desarrollo de operaciones como en estudios económicos de la siguiente forma:

- Investigación y desarrollo: para determinar el mecanismo y los parámetros cinéticos a partir de datos obtenidos a escala de laboratorio o piloto; para explorar los efectos de las diferentes condiciones de operación en la optimización del proceso.
- Diseño: para determinar el tamaño y disposición de los equipos del proceso; para estudiar la interacción entre varias partes del proceso, particularmente cuando es usada la recirculación de material; para evaluar alternativas del proceso, estructuras de control y estrategias; simulación de puesta en marcha, paradas y situaciones de emergencia y procedimientos.

- Operación de Plantas: para el control de problemas operacionales, para ayudar en la puesta en marcha y en el entrenamiento de los operadores, para estudiar los efectos y requerimientos de proyectos de expansión; para optimizar la operación de la planta.

Por su parte Klemula, 2001 plantea que la aplicación de la modelación y la simulación es importante por muchos aspectos, entre ellos porque reduce los costos de manufactura, reduce los tiempos de investigación, desarrollo e ingenierización, aumenta la eficiencia, facilita la transferencia de tecnología, disminuye la contaminación, provee seguridad en las plantas y provee productos de calidad.

1.2.2. Modelo de Proceso.

La realización previa de los modelos que definen el comportamiento individual de cada elemento de un sistema o proceso permite el estudio integral de dichos procesos, mediante su simulación matemática y se llega por lo tanto al concepto de Análisis de Procesos, que es la habilidad de convertir un problema de Ingeniería en una formulación matemática, para obtener la información final del problema, mediante la aplicación de las técnicas de computación.

Según Rodríguez, 2001, el principal problema de la modelación matemática consiste en identificar e incluir los principales fenómenos físicos y químicos que son relevantes para la situación que se desee modelar.

Para la construcción del modelo deben seguirse los pasos siguientes:

1. Formulación del modelo.
2. Transformación en una forma adecuada para la solución.
3. Solución y análisis.

Un paso esencial en el desarrollo de un modelo es la formulación apropiada de las ecuaciones del balance de masa y energía. A esto debe adicionarse otras relaciones: velocidad de la reacción química, velocidad de transferencia de calor y masa, cambios en las propiedades del sistema, equilibrio de fases y control. Las combinaciones de estas relaciones proveen las bases para la descripción cuantitativa del proceso y comprende el modelo matemático básico (Snape y col, 1995)

Una de las más importantes características de la modelación es la necesidad de asegurar la teoría básica y las ecuaciones matemáticas en orden con el resultado real.

De acuerdo con esto, Snape y col, 1995 identifican los siguientes pasos en el procedimiento de la modelación:

1. Lo primero es la propia definición del problema.
2. La teoría disponible debe ser formulada en términos matemáticos.
3. Teniendo desarrollado el modelo, las ecuaciones pueden ser resueltas.
4. Debe evaluarse y verificarse el modelo, y si es necesario, debe ser revisado.

1.2.3. Modelo de procesos biotecnológicos.

Dentro de los modelos matemáticos de los modelos industriales se destacan por su complejidad e importancia los modelos de los procesos biotecnológicos en general, y en especial, los modelos de los biorreactores (González, 1999); lo cual se explica pues “la Biotecnología es una Ciencia multidisciplinaria que usa organismos vivos, sistemas o procesos biológicos para la generación de bienes y servicios a la humanidad sin perjuicio del medio ambiente” (Meza, 2003)

Para formular el modelo matemático de un biorreactor debe tenerse en cuenta que el mismo es una comprensión abstracta de la idea de un proceso y requiere la presentación de:

- La realidad física del equipo, el modelo físico abstracto.
- Las reacciones químicas del crecimiento celular, utilización de sustrato y formación de producto.

La formulación de la estequiometría y de los modelos cinéticos requiere un conocimiento de la ciencia subyacente, en este caso la bioquímica relacionada; esto hace posible utilizar datos experimentales para los procesos particulares que se estudian, para establecer expresiones razonablemente adecuadas para las ecuaciones estequiométricas y de velocidad. Similarmente, la recopilación del conocimiento de ingeniería de mezclado, aireación, transferencia de masa y calor, se utiliza para la compilación del modelo físico abstracto. Cuando se combinan ambos conocimientos, tenemos un modelo matemático del bioproceso (Martínez y col, 2003)

Modelación del crecimiento celular

Los modelos cinéticos de crecimiento celular pueden tener diversos grados de complejidad en función de las aproximaciones adoptadas para describir las interacciones entre las células y el medio de cultivo.

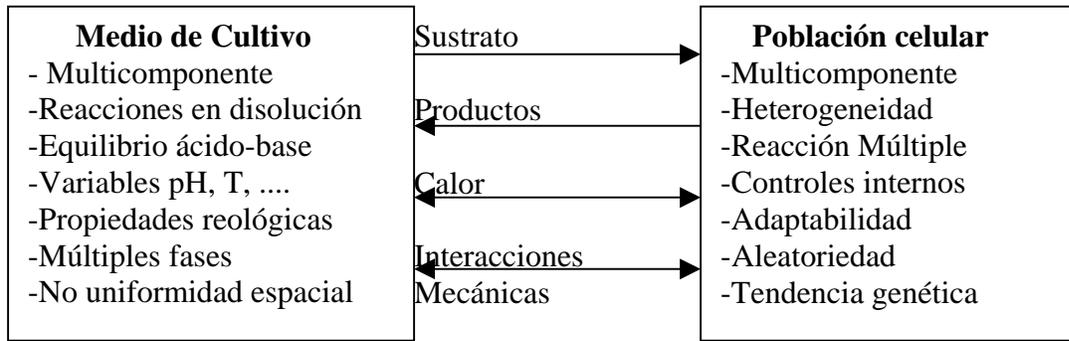


Figura 1.2. Interacciones células-medio

Clasificación de los modelos:

Los modelos se pueden clasificar según se considere el cultivo como modelos segregados o distribuidos.

Modelos segregados. Consideran que la vida está dividida en unidades estructurales y funcionales, las células individuales, distintas unas de otras. La variable fundamental para seguir el crecimiento es el número de células.

Modelos distribuidos. Considera una población celular promedio, todas las células de una población son iguales y se comportan de la misma forma. En este caso la variable fundamental es la biomasa total. Estos modelos son más simplificados ya que no tienen en cuenta el proceso de reproducción.

En segundo lugar según la estructura celular considerada, los modelos se clasifican en estructurados y no-estructurados.

Modelos estructurados. El término estructurado se utiliza para definir que las células están formadas por múltiples compartimentos que intervienen en el crecimiento célula, de modo que la situación pasada o, o la distribución de la edad media de las células se pueden considerar variables del modelo.

Modelos no-estructurados. Tratan a la célula como si fuera un componente más del medio, sin definir ninguna estructura interna.

También existen otras clasificaciones:

Modelos parciales o globales. Son globales los que consideran simultáneamente la evolución de la biomasa, del sustrato, de los productos e inhibidores si los hay. Los modelos parciales nada más tienen en cuenta algunas de estas variables.

Modelos unificados o no. Un modelo es unificado si incluye todas las fases de crecimiento en una ecuación. Los no unificados describen cada de las fases mediante ecuaciones diferentes.

Los modelos más ampliamente utilizados son los distribuidos y no estructurados, dada su mayor simplicidad, ya que al mismo tiempo permiten obtener buenas predicciones del comportamiento (datos experimentales) de muchos sistemas.

González, 1999 plantea que el crecimiento o aumento del número de células en el fermentador, junto con el consumo de sustrato y materiales del medio, puede simularse por medio de un modelo matemático. La teoría permite describir matemáticamente el crecimiento microbiano como un fenómeno probabilístico y estructurado. Sin embargo, los modelos que tienen en cuenta estos modelos probabilísticos y estructurales, o sea, los modelos estructurados, resultan muy complejos, ya que hay que añadir muchos detalles. En esos modelos las células deben ser compartimentadas en las distintas funciones biológicas y los componentes pueden interactuar.

Para el uso práctico se requiere un modelo que represente adecuadamente la cinética de las fermentaciones microbianas, el cual tiene que ser lo bastante complejo como para que sea realista y a la vez ser suficientemente simple como para que sea posible estimarlo a partir de los datos disponibles (Perry, 1989)

En la literatura se presentan varios modelos para el crecimiento celular.

Modelo de Monod

El modelo de Monod es uno de los primeros que se desarrolló y sin dudas es el más utilizado, ya que a pesar de su sencillez proporciona una buena representación de los procesos microbianos. Se trata de un modelo distribuido, no estructurado, parcial (consumo de sustrato y crecimiento celular), parcialmente unificado (fases de crecimiento exponencial y de retardo) que considera que la estabilización del cultivo es debida al agotamiento del sustrato y no incluye inhibiciones.

$$\left[\frac{d\rho_x}{dt} \right]_R = \mu_{max} \frac{\rho_s \cdot \rho_x}{K_s + \rho_s}$$

Como se observa, la velocidad de producción de células microbianas a expensas del consumo de un sustrato limitante es función de las concentraciones másicas de estos dos componentes ρ_x y ρ_s en cada instante de tiempo.

La velocidad máxima de crecimiento (μ_{max}) representa la velocidad de crecimiento cuando el sustrato no es limitante, y la constante de saturación (K_s) es la concentración de sustrato para la cual la velocidad de crecimiento es la mitad de su valor máximo ($\frac{1}{2} \mu_{max}$).

La ecuación de Monod ha sido la mejor representación del modelo cinético del crecimiento de microorganismos en ausencia de sustancias inhibitoras y este es un criterio compartido por la mayoría de los autores que han estudiado la cinética microbiana (Fronteau, 1997; Kuba, 1997; Grijpsperdt y Vanrolleghem, 1999; Petersen y Gernaey, 1999 y Carlsson, 2000).

Modificaciones del Modelo de Monod

Se han propuesto otros modelos que en casos particulares han proporcionado un mejor ajuste a los datos experimentales. Se citan en la bibliografía: el Modelo de Teisser, el Modelo de Contois, el Modelo de Moser, el Modelo Logístico, el Modelo de Andrews que tiene en cuenta la inhibición por sustrato, el Modelo modificado de Monod que tiene en cuenta la inhibición por producto, el modelo de inhibición de Haldane y otros más (Dunn, 2000; Snape, 1995, Martínez y col. 2003 y Scenna y col, 1999)

1.3. Enfoque sistémico.

Durante siglos, para el estudio de los fenómenos ha predominado el enfoque analítico que parte del principio de considerar con gran detalle las diferentes partes de estos fenómenos, aún a costa de perder la visión de conjunto. Desde comienzos de la década del 60 y para tratar de resolver esta situación se desarrolló el enfoque sistémico que prefiere una visión global de los fenómenos, aún a costa de perder los detalles (Vennix, 1999 citado por Benítez, 2003). Ambos enfoques no son contrapuestos, por el contrario, utilizándolos complementariamente se obtiene los mejores resultados.

1.3.1. Dinámica de sistemas.

La vía para llevar a cabo el enfoque sistémico en la modelación y simulación de los fenómenos es la dinámica de sistemas, que surge como una técnica que permite establecer la estructura del sistema, determinar que elementos son los más significativos, determinar como están relacionados entre sí y predecir la evolución del sistema según sean las circunstancias en que se vaya a desenvolver éste (Vanwelden, 2000). Martínez y Requena coinciden con esta definición cuando establecieron las cuatro reglas fundamentales de la dinámica de sistemas:

1. Sobre una misma realidad pueden definirse o establecerse numerosos sistemas.
2. Un mismo sistema puede ser representado por una gran variedad de modelos.

3. La precisión y la exactitud del modelo no siempre van juntas.
4. La clave para construir un modelo útil radica, esencialmente, en identificar de manera adecuada los elementos cruciales, definirlos de manera precisa y operativa y establecer las principales relaciones entre ellos. El mejor modelo, para representar una realidad, es el más útil.

Los elementos que componen un sistema pueden ser agrupados, según sus relaciones funcionales en flujos de materiales, energía o información que circulan entre las variables de estado y que son regulados mediante otros elementos que actúan como válvulas. Las discrepancias entre el tiempo y las velocidades de circulación de los flujos se expresan como retardos (Martínez y Requena, 1986). La representación formal de estas relaciones funcionales se realiza mediante diagramas causales. En estos diagramas los elementos pasan a denominarse magnitudes a través de las variables y los parámetros y se establecen las relaciones existentes entre ellos mediante flechas que van desde la magnitud influyente hacia la influida. Un signo positivo o negativo junto a la saeta indica cual es el tipo de variación esperada: si el signo es positivo ambos elementos se mueven temporalmente en el mismo sentido, si uno crece, el otro también, y viceversa (Checkland, 1999; Martínez y Requena, 1986; Richmond, 2001)

Forrester introduce en la dinámica de sistemas el llamado Diagrama de Forrester, que constituye el modelo gráfico del sistema. Es un diagrama causal, pero que incluye válvulas que regulan los flujos que se intercambian entre variables y parámetros; también se incluyen niveles, retardos, bucles y otros elementos que le dan características similares a las de un modelo matemático. Los símbolos utilizados en estos diagramas tienen carácter estándar y similar a los utilizados en Ingeniería Hidráulica (Vanwelden, 2000)

En un estudio comparativo entre las diferentes metodologías que se han desarrollado en las últimas tres décadas para el estudio dinámico de sistemas mediante simulación se concluyó que las mismas se resumen en una serie de operaciones consecutivas que deben llevarse a cabo (Checkland, 1999):

- Identificación de los elementos y relaciones fundamentales.
- Diseño del diagrama causal
- Diseño del Diagrama de Forrester
- Definición precisa de cada magnitud
- Diseño del sistema de ecuaciones que conforma el modelo y simulación

- Calibrado del modelo
- Análisis de sensibilidad
- Evaluación del modelo y utilización

1.3.2 Aplicaciones de la Dinámica de Sistemas.

En los últimos años el uso de modelos matemáticos ha cobrado especial importancia en los estudios ambientales, en particular los modelos de dinámica de sistemas. Sin embargo, esta herramienta matemática ha sido utilizada de forma preponderante en el campo de la ecología, no así en el de la ingeniería ambiental, en la cual ha prevalecido el enfoque analítico (Benítez, 2003). El modelo analítico tradicional en estado estacionario, cuando se utiliza para simular un reactor simple o un sistema de reactores en serie bajo condiciones de carga y flujo cíclicos, generalmente brinda resultados que se alejan considerablemente de los valores observados experimentalmente. Los modelos para tratamiento de residuales más estudiados son los de lodos activados, los cuales fueron desarrollados por un comité científico internacional bajo la responsabilidad de la prestigiosa IAWQ (Internacional Association of Water Quality), actual IWA (*International Water Association*) la que en 1982 creó el grupo de trabajo para la modelación matemática de la depuración biológica de aguas residuales (*Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes*), el cual desde entonces ha venido desarrollando un conjunto de modelos que son considerados, a criterio de un gran número de especialistas (Henze, 1995; Fronteau, 1997; Jeppsson, 1999; Vanwelden, 2000 y Baetens, 2001 y Benítez, 2003) los más generales, completos y complejos para el tratamiento de aguas residuales por medio de lodos activados. Los modelos presentados hasta la fecha son cuatro y todos se basan en la notación matricial introducida por Petersen en 1965 para describir reacciones químicas (Baetens, 2001).

El desarrollo de modelos matemáticos que describen el procesamiento anaeróbico de residuos animales comenzó en los primeros años de la década del '70 debido a la necesidad ecológica de tratar estos residuos en países de Europa Central. Entre los primeros trabajos realizados se encuentran los de Hill y Barth (1977), que incluyen modelos para la digestión de residuos de cerdos. En estos modelos se incorporan las etapas de hidrólisis y acidogénesis para computar el efecto de sobrecarga orgánica (acumulación de ácidos grasos volátiles) en la velocidad de metanización. (Scenna y col. 1999)

Boekhorst *et al.* (1981) afirman que los digestores anaeróbicos que utilizan residuos animales raramente operan en un verdadero estado estacionario, son estados cuasi-estacionarios. Por tanto, es el modelo dinámico el que posee la capacidad de predecir la respuesta del estado cuasi-estacionario y permite la optimización del proceso y un mejor diseño.

Angelidaki *et al.* (1993) presentan un modelo matemático para la degradación anaeróbica de material orgánico complejo (estiércol), al igual que Hill (1982), pero con ciertas mejoras. El modelo incluye una etapa de hidrólisis enzimática y cuatro etapas biológicas, involucrando doce compuestos químicos.

Modelos aún más descriptivos fueron propuestos posteriormente por Costello y col. 1991, Ryhiner y col. 1993 y Kalyuzhnyi, 1997. No obstante, tanto los primeros, con un enfoque relativamente simple, como los últimos, con mayores detalles del proceso, no hacen énfasis en la importancia del ácido propiónico (AP) que ha sido identificado como uno de los principales agentes inhibitorios del proceso (Dochain y Vanrolleghem, 2001; IWA, 2002). El enfoque moderno del modelado de digestión anaerobia en bioreactores, ha estado orientado en derivar modelos genéricos que puedan globalizar el fenómeno total en una sola descripción matemática (IWA, 2002).

En la actualidad, existen una grande necesidad de difusión del tema y actualización de los especialistas en modelación de los procesos de tratamiento de agua. También existen retos bien identificados para la investigación en los aspectos de caracterización y mecanismos bioquímicos así como en lo relacionado con la simplificación de los modelos y protocolos de simulación. El enfoque de la modelación dinámica en tratamiento de aguas está en vía de generalizarse a muchos otros tipos de sistemas (Ríos: Water Quality Model N°1, Reichert *et al.* 2001; Digestores: Anaerobic digestion Model N°1, Task group 2002), y constituye, sin duda alguna, uno de los polos con mayor potencial de desarrollo en el futuro para la investigación en tratamiento de aguas residuales. (Alcaraz y col., 2004)

CONCLUSIONES

1. La digestión anaerobia es un proceso biológico de complejas reacciones y procesos bioquímicos, en el que una comunidad entrelazada de bacterias coopera para formar una fermentación estable, autorregulada, que convierte materia orgánica residual en una

mezcla gaseosa, constituida por metano y dióxido de carbono fundamentalmente, llamada comúnmente biogás.

2. La naturaleza del residual a tratar por digestión anaerobia dictará qué etapas serán las controlantes del proceso total y determinará los puntos de regulación más importantes.
3. La simulación matemática y la modelación constituyen herramientas útiles para el diseño y evaluación de digestores anaerobios.
4. El enfoque moderno en la investigación del tratamiento de residuales por digestión anaerobia lo constituye la aplicación de la Dinámica de Sistemas.

BIBLIOGRAFÍA

1. ALMEIDA, M. Del. P. *Influencia de los factores ambientales y operacionales en la digestión del residual de destilería*. La Habana, 1991.56p. Tesis de Doctorado. CNIC
2. BENITEZ, A. Optimización de los parámetros de estabilidad de procesos biológicos de depuración de aguas residuales a través de modelos de dinámica de sistemas. Tesis en opción al título académico de master en “Control y tratamiento de la Contaminación Ambiental”, Universidad de Matanzas, Cuba, 2003.
3. BIJERIEGO, F. *Nuevas tecnologías*. Congreso IESPO Mundial. Acapulco, 2000, disponible en el World Wide Web: <<http://seder.col.gob.mx/Mexpottort/NT%20Sergio%20Arias.htm>>
4. BORJA, R.; MARTIN, A.; LUQUE, M.; DURÁN, M. M. *Kinetic study of anaerobic digestion of wine distillery wastewater*. Process Biochemistry, v. 28, p. 83-90, 1993.
5. CARLSSON, B. 2000 (a). *An introduction to modelling bioreactors*. En *Wastewater Treatment* [on-line]. Uppsala University. Disponible en el World Wide Web: <<http://www.syscon.uu.se/education/MSc/courses/wwt98/modbior98.pdf>>.
6. CARVALHO, T. *Exportações de sisal têm crescimento de 26%: Resultado aponta fôlego do segmento na disputa pelo mercado com as fibras sintéticas*. <http://www.correiodabahia.com.br/2004/04/13/noticia.asp?link=not000090997.xml>. 13 de abril de 2004.
7. CHECKLAND, P. 1999. *Systems thinking, systems practice: A 30 - years retrospective*. New York : John Wiley & Sons. 214 p.

8. CHERNICHARO, C. A. L. *Reactores anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 1997. 247p.
9. DIAZ BETANCOURT, R. *Tratamiento de aguas y aguas residuales*. Editorial ISPJAE. Ciudad de la Habana, Cuba, 1987
10. DIAZ BROOKS, B. *Estado del Arte sobre el tratamiento biológico para los residuales de Punta Periquillo II*. Digestión anaerobia. Ingeniería Hidráulica y Ambiental. Vol. XXIII, N° 1, Cuba, 2002.
11. DOMÍNGUEZ, M. *Influencia de la zeolita en el período de arrancada de la digestión anaerobia*. Tesis en opción al título académico de master en “Control y tratamiento de la Contaminación Ambiental”, Universidad de Matanzas, Cuba, 2001.
12. ETZOLD, M. y STOALBOVER, E.A. Methane production by addition of zeolites. *Bioprocess Eng.* 5(1), p:7-12, 1995.
13. FANG, H. y CHUI, H.K. Maximun COD loading capacity in UASB reactors a 37° C. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 19, N° 1, january/february, 1993.
14. FANG, H. ; LIU, Y, y CHEN, T. Effects of sulfate on anaerobic degradation of benzoate in UASB reactors. *Journal of Environmental Engineering*. Vol.123, N° 4, april, p:320-328, 1997.
15. FONTE, A. y MARTINEZ, N. *Factores físico químicos que afectan la producción de biogás. Parte II. Estudio Bibliográfico*. Tecnología Química. Ediciones ISPJAM. Cuba. Vol. 15, N° 3, p : 19-24, 1995. ISSN 0253-9276.
16. FONTE, A. y MARTINEZ, N. *Comportamiento de un digestor trabajando con cachaza a alta concentración de sólidos*. Tecnología Química. Ediciones ISPJAM. Cuba. Vol. 16. N° 1, p: 83-87. 1996.
17. FONTE, A. y MARTINEZ, N. *Digestión anaerobia de la cachaza bajo condiciones de acidificación pronunciada*. Tecnología Química. Ediciones ISPJAM. Cuba. Vol. 19, N° 1,p: 36-39, 1999. ISSN 0041-8420.
18. FORESTI, E. Sistemas de tratamiento anaeróbico. In: *Curso de Tratamiento biológico de residuos*, 1997, Florianópolis. UFSC.
19. GONZALEZ, R. Desarrollo del modelo para la fermentación anaerobia en cultivo discontinuo incrementado con alimentación variable. *Tecnología Química*. Vol. XIX. N° 3. p:77-85, 1999.

20. GRIJSPEERDT, K. y VANROLLEGHEM, PA. 1999. Estimating the parameters of the Baranyi-model for bacterial growth. En: *Proceedings 9th European Congress on Biotechnology*. Brussels, Belgium, July 11-15 1999.
21. HWANG, S.H. y HANSEN, C.L. Biokinetic of an up flow anaerobic sludge blanket reactor treating whey permeate. *Bioresourse Technology*, Vol. 41, 1992.
22. KLEEMULA, K. y TURUMEN, I. State of mathematical Modeling and Simulation in the finish process industry, universities and research centers. *Technology Review* 107/2001. Helsinki, 2001. ISSN 1239-758X
23. LETTINGA, G. Y HUKSHOFF, W. UASB process design for various types of wastewater. Chap. 3. Design and robotic process for the treatment of industrial. Great Britain, 1992.
24. LIU, Y. y FANG, H. Effects of molybdate on Sulfate reduction and benzoate degradation. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 123 , N° 9, sept. p: 949-953, 1999.
25. BARRY,
26. LI, Y.; LAM, S. Y FANG, H. Interactions between methanogenic, sulfate reducing and syntrophic acetogenic bacteria in the anaerobic degradation of benzoate. *Wat. Res.* Vol. 30, N° 7, p; 1555-1562, 1996.
27. LOPEZ, C. Y NOVOA, M. Microbiología de la digestión anaerobia. *Revista CENI, Ciencias Biológicas, Ciudad de la Habana*, 22(1-2):43-49. Enero / junio. 1991.
28. LUYBEN, W. Process modeling, simulation and control for Chemical Engineers. 2° Edition. Mc Graw Hill. International Edition. Chemical Engineering Series. Printed in Singapore, 1996.
29. MARTINEZ, N.; RAMOS, L.; CASTELLANOS, J. y RODRÍGUEZ, J. Curso de Biotecnología Ambiental. Universidad de Valencia, Valencia, España, 2003
30. MC CARTY, P.L. y SMITH, D. Anaerobic wastewater treatment. *Environmental Science Technology*. 20 (1), 1996.
31. MEZA, J. ¿La Biotecnología y la Ingeniería?. Centro Cultural Avanzada Tecnológica[online]. Perú, 2003. Disponible en el World Wide Web: http://www.ccat.uni.edu.pe/competitividad/documentos/revista3/ter_biotec.htm.
32. MONTALVO, S, y ALMEIDA, M.P. Anaerobic soluble waste with addition of activated carbon. *Biotechnology Lett.* Vol. 14, p: 1093-1098, 1992.

33. MUÑOZ, M. Reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodo tratando aguas servidas domésticas en condiciones climáticas de La Sierra. Facultad de Ingeniería Civil. Escuela Politécnica nacional, Ecuador, 1988.
34. NOYOLA, A. Escalado de biorreactores anaerobios. Instituto de Ingeniería. UNAM, DF, México. 1994.
35. PENIN, M. Biogás a partir de meollo. Composición y purificación. Revista Tecnológica. Ciudad de la Habana. 18(1): 33-37, 1988
36. PÉREZ, PARDO J. L.; BERMÚDEZ, S. C.; VÁDES, M. W.; ALVAREZ, H. I. *Biogás a partir de los efluentes de la pasterización de pulpa de café.* <http://www.cubasolar.cu/biblioteca/Ecosolar/Ecosolar02/HTML/Artículo08.htm>., 11 de mayo de 2002.
37. KUBA, T. 1997. Kinetics and stoichiometry in the biological phosphorus removal process with short cycle time
38. RODRÍGUEZ, N. H. Informática Aplicada a la Ingeniería de Procesos. Monografía. Grupo de Investigación Aplicada a la Ingeniería Química (GIAIQ). Departamento de Ingeniería Química, Facultad Regional Rosario, Universidad Tecnológica Nacional, Argentina, 73 p., 2001.
39. SANTOS, C. H. F. dos; SFALCIN, J. C. Resíduos do sisal como alternativa energética. Coordenadoria Executiva de Cooperação Universitária e de Atividades Especiais (CECAE). <http://www.cecae.usp.br/Aprotec/respostas/RESP32.htm>. 16 de julho de 2005.
40. SCENNA, N.; MUSSATI, M. y AGUIRRE, P. *Modelado, Simulación y Optimización de Procesos Químicos*. ISBN: 950-42-0022-2, 1999.
41. SNAPE, J.; DUNN, I., INGHAM J. y PRENOSIL, J. Dynamics OF Environmental Bioprocess, Modelling and Simulations. VCH Verlagsgesellschaft. Germany, 1995. ISBN – 3-527-28705-1.
42. Task Group (2002). Anaerobic Digestion model N°1, IAWQ scientific and technical report N° 13, edited by IWA Task Group on mathematical modeling of anaerobic digestion processes, IWA publishing, London, UK, 80 p.
43. TOLEDO, A. y JUNIOR, J. Produção de biogás a partir de águas residuárias de pocilgas utilizando reatores UASB sob quatro tempos de retenção hidráulica. *Energía na Agricultura*. Vol. 12 (2): 49-55, 2003.

44. VALDES, W.; MARTINEZ, N.; ROSABAL, J.; DIAZ, E. y CARDENAS, C. Reactor de flujo ascendente anaeróbico con manto de lodos. Tecnología Química. Ediciones ISPJAM. Cuba. Vol. 17, nº 1. p: 49-57 . ISSN 0041-8420., 1997.
45. VAN HAANDELL, A.; LETTINGA, G. Tratamiento anaeróbico de esgotos. Campina Grande: Epgraf, 1994.
46. WEILAND, P. The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems. Workshop on Anaerobic Treatment Technology for Municipal and Industrial Wastewater. Valladolid. España, 1990.
47. WHEATLEY, A. D.; FISHER, M. B.; GROBICKI, A. M. W. *Applications of anaerobic digestion for treatment of industrial wastewater in Europe*. Environment science technology. V. 20, n. 1, 1997.