

Análisis dinámico de un proceso de digestión anaeróbica

S. Carlos Hernandez
Cinvestav Saltillo
Ramos Arizpe, 25900, Coahuila, México
Salvador.carlos@cinvestav.edu.mx
Teléfono: (52)-844-438 9612

Resumen—En este artículo se presenta un análisis, mediante respuesta al escalón y retratos de fase, de un proceso de digestión anaeróbica operando en modo continuo. Se estudian dos comportamientos hidrodinámicos de las bacterias anaeróbicas: razón de dilución y filtro de biomasa. El objetivo principal es determinar el efecto de la inmovilización de bacterias en soportes sólidos sobre las propiedades del proceso: estabilidad, degradación de sustratos, producción de biogás, límites de las condiciones de operación, desde una perspectiva de control automático.

Palabras clave: retratos de fase, control de procesos, digestión anaeróbica, biogás, tratamiento de aguas residuales

I. INTRODUCCIÓN

La emisión de materiales residuales en el agua, aire y suelos deben ser reducidos para cumplir con las cada vez más estrictas normas ambientales. En el caso de las aguas residuales, existe un interés creciente en mejorar las plantas de tratamiento, así como implementar sistemas de reuso y reciclaje. La digestión anaeróbica es un proceso biológico eficiente para tratar aguas residuales con alta carga orgánica (Lettinga, 1995). Las moléculas complejas orgánicas son degradadas progresivamente hasta obtener una mezcla gaseosa (biogás) compuesta principalmente de metano y dióxido de carbono, que puede ser empleada como una fuente renovable de energía. Así, este tipo de procesos aportan beneficios en el sector ambiental y en el sector energético. Sin embargo, la digestión anaeróbica es un proceso complejo que involucra fenómenos de diversas naturalezas y es muy sensible a ciertos parámetros y condiciones de operación, tales como el pH, la temperatura, sobrecargas, etc. Por lo tanto, es necesario desarrollar estrategias que minimicen dicha sensibilidad y permitan aprovechar las ventajas del proceso. Por ejemplo, los reactores completamente agitados es uno de los más utilizados en el tratamiento anaeróbico de aguas residuales; el principal problema de este tipo de reactores es que las bacterias (biomasa) activas salen continuamente del reactor por efecto de la extracción del agua tratada, lo que implica grandes tiempos de retención (Lyberatos y Skiadas, 1999) y la posibilidad del fenómeno de lavado (ausencia total de microorganismos activos) en el reactor. Una alternativa para

solucionar esta problemática, es inmovilizar las bacterias en un soporte sólido, lo que induce un comportamiento hidrodinámico de tipo filtro de biomasa, el cual será analizado en este trabajo.

II. EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAERÓBICA

La digestión anaeróbica se realiza en cuatro etapas sucesivas donde se involucran diversas poblaciones bacterianas. En la primera etapa, llamada hidrólisis, los sustratos orgánicos complejos son degradados en monómeros solubles. En la segunda etapa, conocida como acidogénesis, los monómeros solubles se transforman en ácidos orgánicos, alcoholes, dióxido de carbono e hidrógeno. Estas dos etapas son comúnmente agrupadas para efectos de modelación matemática debido a su dinámica y al tipo de bacterias que están involucradas. En la acetogénesis, los ácidos orgánicos se transforman en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. Finalmente, en la metanogénesis, el metano es producido por dos vías: la primera a partir de la degradación de ácido acético y la segunda, a través de la reacción entre el dióxido de carbono y el hidrógeno producido en las etapas previas. La metanogénesis es la etapa más lenta y determina la dinámica global del proceso; así mismo, es la más sensible a los cambios en la condiciones de operación. Por lo tanto, es considerada como la etapa limitante y la más interesante desde el punto de vista del control automático (Beteau et al., 2005; Griffin et al., 1998; Rozzi, 1985). Además, como el metano es producida en la última etapa, también es la más importante desde la perspectiva de generación de energía alternativa. Así, el interés principal de este trabajo es en la etapa de la metanogénesis.

III. MODELO MATEMÁTICO DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA

Desde el punto de vista del control automático, los modelos matemáticos son una herramienta muy importante para analizar las propiedades de un sistema (estabilidad, condiciones de operación, controlabilidad, etc.), para predecir el comportamiento del proceso mediante simulaciones numéricas y diseñar e implementar estrategias de control. En el caso de la digestión anaeróbica, el modelo matemático debe considerar los fenómenos esenciales (biológicos, hidrodinámicos, fisicoquímicos) y las principales variables (biomasa, sustratos, carbono

inorgánico, cationes) del proceso para garantizar una representación confiable. En la literatura especializada se reportan muchos trabajos enfocados a la modelación de la digestión anaeróbica (Hussain, 1998; Lyberatos and Skiadas, 1999). La Asociación Internacional del Agua ha propuesto el ADM1 (Modelo de la digestión anaeróbica No. 1) (Batstone et al., 2002), el cual considera 26 variables dinámicas, 8 variables algebraicas y 3 componentes gaseosos en la salida. Se trata de un modelo muy completo, sin embargo, es muy complejo para los propósitos del análisis presentado en este artículo; por lo que se utilizará un modelo reducido pero representativo.

Se considera como caso de estudio un reactor completamente agitado (Figura 1).

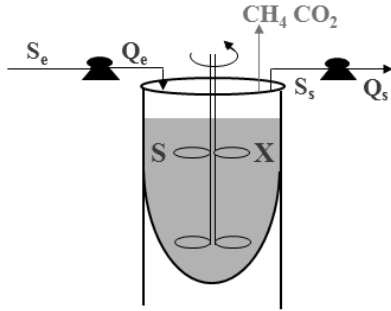


Figura 1. Reactor completamente agitado

Donde S representa al sustrato, Q al flujo de agua residual, X a las bacterias, el subíndice e indica entrada y salida. El fenómeno hidrodinámico correspondiente es la razón de dilución, la cual se define como el cociente entre el flujo de entrada y el volumen de reacción ($D=Q_e/V$).

Los fenómenos fisicoquímicos, tales como alcalinidad, equilibrios ácido-base y equilibrio iónico, se representan con ecuaciones algebraicas:

$$\begin{aligned} H^+ S^- - K_a HS &= 0 \\ HS + S^- - S_2 &= 0 \\ H^+ B - K_b CO_{2d} &= 0 \\ B + CO_{2d} - IC &= 0 \\ B + S^- - Z &= 0 \end{aligned} \quad (1)$$

Donde H^+ es el ión hidrógeno, S^- es acetato, HS es ácido acético no ionizado, IC es carbono inorgánico, B bicarbonato, CO_{2d} dióxido de carbono disuelto, Z cationes y K_b y K_a son constantes de equilibrio.

Por otro lado, las dinámicas del proceso se representan mediante 6 ecuaciones diferenciales, donde se incluye la degradación del sustrato, el crecimiento de bacterias, la producción de carbono inorgánico y la electroneutralidad del interior del reactor mediante una variable Z que representa los cationes:

$$\begin{aligned} \frac{dX_1}{dt} &= (\mu_1 - D)X_1 \\ \frac{dS_1}{dt} &= -R_6\mu_1 + D(S_{1in} - S_1) \\ \frac{dX_2}{dt} &= (\mu_2 - D)X_2 \\ \frac{dS_2}{dt} &= -R_3\mu_2X_2 + R_4\mu_1X_1 + D(S_{2in} - S_2) \\ \frac{dIC}{dt} &= R_2R_3\mu_2X_2 + R_5\mu_1X_1 - \lambda R_1R_3\mu_2X_2 + D(IC_{in} + b_{inc} - IC) \\ \frac{dZ}{dt} &= D(Z_{in} + b_{inc} - Z) \end{aligned} \quad (2)$$

Con:

$$\mu_1 = \frac{\mu_{1max} S_1}{K_{s1} + S_1 + \frac{S_1 HS}{K_{i1}}}, \quad \mu_2 = \frac{\mu_{2max} HS}{K_{s2} + HS + \frac{HS^2}{K_{i2}}}$$

$$\lambda = \frac{PCO_{2d}}{P_i - PCO_{2d}}, \quad PCO_{2d} = \frac{CO_{2d}}{K_h}$$

Donde $R_1 \dots R_6$ son coeficientes de rendimiento, μ_1 y μ_2 son razones de crecimiento bacteriano, S_1 el sustrato rápidamente degradable equivalente glucosa, S_2 el sustrato lentamente degradable equivalente acetato, X_1 las bacterias de la etapa rápida y X_2 las bacterias de la etapa lenta.

Finalmente, la fase gaseosa es considerada como las salidas del sistema. En este caso, los componentes considerados son metano y dióxido de carbono.

$$\begin{aligned} Q_{CH_4} &= R_1 R_2 \mu_2 X_2 \\ Q_{CO_2} &= \lambda R_3 R_2 \mu_2 X_2 \end{aligned} \quad (3)$$

IV. ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO RAZÓN DE DILUCIÓN

El primer análisis se realiza para verificar el comportamiento del proceso ante escalones en el sustrato de entrada (S_{2in}) como perturbaciones, las cuales son normalizadas: la notación $A_2=1$ representa una perturbación del 100% del valor inicial del sustrato de entrada. Todas las perturbaciones inician en un tiempo $t=24h$ para asegurar las condiciones de estado estacionario en el inicio de las simulaciones; esto es, que exista en el reactor la cantidad de microorganismos suficiente para tratar el sustrato de entrada y producir la cantidad correspondiente de metano.

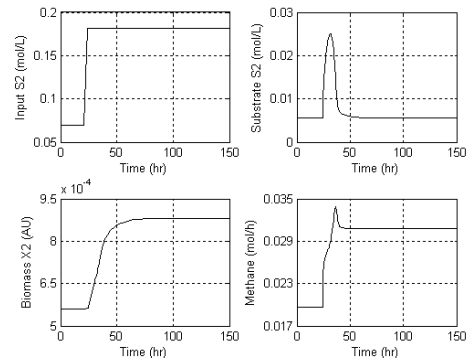


Figura 2. a) Perturbación en S_2 de amplitud $A_2=1.6$

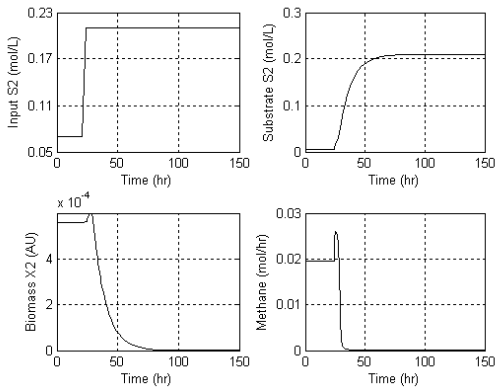


Figura 2. b) Perturbación en S_2 de amplitud $A_2=2$

En la Figura 2 se muestra la respuesta del proceso ante dos amplitudes de perturbación. a) $A_2=1.6$: La perturbación es pequeña, por lo que las condiciones de operación son adecuadas para el crecimiento de las bacterias. Cuando la perturbación se presenta S_2 aumenta, lo que implica que las bacterias crecen hasta llegar a un nuevo punto de equilibrio a $t=75h$ aproximadamente. En este punto, la cantidad de bacterias es mayor que en el punto inicial siendo suficientes para degradar el excedente de sustrato, por lo que el punto de equilibrio de éste es el mismo que el original. En la práctica, este valor debe estar de acuerdo con las reglamentaciones vigentes, ya que se relaciona directamente con la calidad del agua tratada. b) $A_2=2$. S_2 se incrementa por la perturbación, X_2 crece pero el sustrato de entrada es excesivo causando la muerte de los microorganismos. Por lo tanto, el sustrato no puede ser degradado y el proceso es bloqueado. Este punto es conocido como el punto de lavado.

Por otro lado, la estabilidad puede ser determinada mediante el análisis de polos y ceros (Carlos-Hernandez et al., 2004). La desventaja de este método es que se requiere una linealización del modelo y los resultados son válidos solo alrededor del punto de operación. Así, es posible realizar un análisis más profundo mediante el método de retratos de fase (Slotine and Li, 1991), el cual permite analizar directamente el modelo no lineal sin linealización. Este método consiste en calcular y dibujar en el plano de fase, la trayectoria de un sistema considerando diferentes condiciones iniciales. A partir de estas trayectorias es posible realizar un análisis cualitativo para obtener información relacionada con la estabilidad, así como predecir trayectorias futuras del proceso. El retrato de fase puede aplicarse a sistemas de dos variables. En el caso de la digestión anaeróbica, el modelo previamente descrito se reduce mediante el método de perturbaciones singulares para separar las dinámicas lentas de las rápidas. Como la etapa lenta es la más importante para el desarrollo del proceso, sólo las dinámicas de la metanogénesis son consideradas en este artículo (S_2 y X_2). Las dinámicas rápidas son despreciadas, pero los fenómenos asociados están aún presentes, por lo que algunos términos relacionados con tales

dinámicas son incluidas en las expresiones de las dinámicas lentas:

$$\begin{aligned} \frac{dX_2}{dt} &= (\mu_2 - D)X_2 \\ \frac{dS_2}{dt} &= -R_3\mu_2X_2 + \frac{R_4}{R_6}D(S_{1in} - S_{1eq}) + D(S_{2in} - S_2) \end{aligned} \quad (4)$$

La Figura 3 muestra un retrato de fase obtenido de este modelo reducido. Se consideraron diferentes condiciones iniciales. Así mismo se consideró una perturbación $A_2=1$, para cada una de las condiciones iniciales.

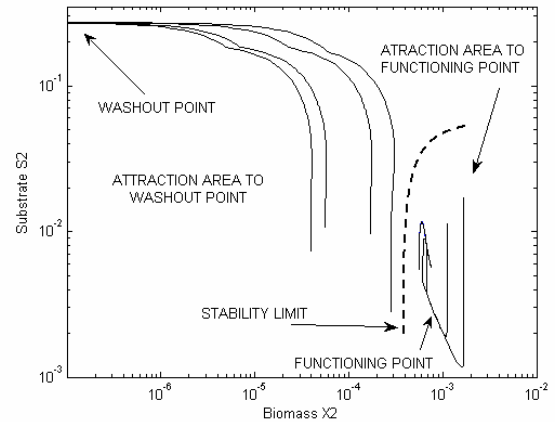


Figura 3. Retrato de fase de la digestión anaeróbica con comportamiento hidrodinámico razón de dilución.

En la gráfica puede observarse que las trayectorias dependen de las condiciones iniciales y se distinguen claramente dos regiones de operación, las cuales son asociadas a dos puntos de equilibrio: funcionamiento y lavado. Ambos puntos son estables pero el de lavado es un punto deseado porque implica la ausencia de bacterias activas al interior del reactor.

V. ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO FILTRO DE BIOMASA

Para minimizar la posibilidad del fenómeno de lavado se recomienda inmovilizar las bacterias en soportes sólidos, lo que induce un comportamiento de filtro de biomasa (Beteau et al., 2005). De esta manera, las bacterias activas se mantienen fijas en el soporte y solo las bacterias inactivas salen por efecto de la extracción (Liu et al., 2002). Esta situación se representa mediante la razón de mortalidad (k_{d2}) de las bacterias y se ve reflejado en las ecuaciones de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \frac{dX_2}{dt} &= (\mu_2 - k_{d2})X_2 \\ \frac{dS_2}{dt} &= -R_3\mu_2X_2 + \frac{R_4}{R_6}D(S_{1in} - S_{1eq}) + D(S_{2in} - S_2) \end{aligned} \quad (5)$$

La literatura especializada reporta $kd=0.05*\mu_{max}$ (Angelidaki et al., 99; Moletta et al., 1984). Para este trabajo se ha considerado un valor mayor de manera que se exista un margen de seguridad para considerar errores de modelación ($k_{d2} = 0.1\mu_{2max}$).

En la Figura 4 se muestra una gráfica del comportamiento del proceso con estas nuevas condiciones.

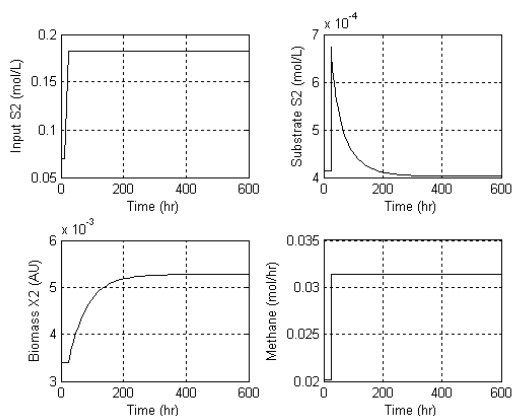


Figura 4. a) Perturbación en S_2 de amplitud $A_2=1.6$

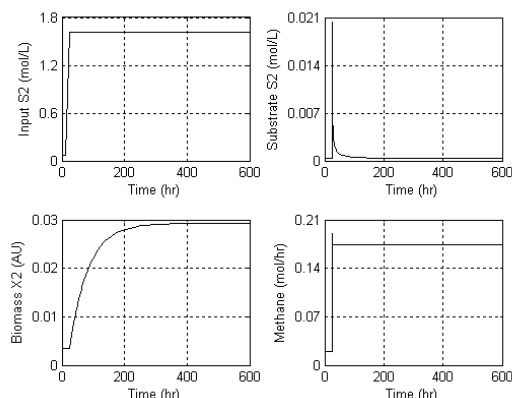


Figura 4. b) Perturbación en S_2 de amplitud $A_2=21$

Como puede apreciarse en la Figura 4a, el proceso alcanza el punto de equilibrio más rápido que en el caso de comportamiento razón de dilución. Adicionalmente, la amplitud de la perturbación que el proceso puede rechazar es mucho mayor que en el caso anterior, lo cual se aprecia en la Figura 4b.

El análisis con retratos de fase permite identificar como se modifican las regiones de atracción cuando se inmoviliza la biomasa en soportes sólidos.

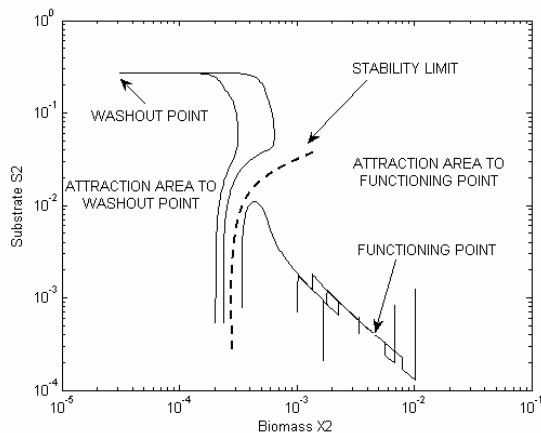


Figura 5. Retrato de fase con mismas condiciones que en retro de Figura 3.

Se observan dos principales diferencias en comparación con el caso anterior: 1) las trayectorias del lado izquierdo intentan ir hacia el punto de funcionamiento antes de ir al lavado, esto significa que las bacterias crecen y degradan el sustrato, desafortunadamente no crecen lo suficiente para degradar todo el excedente, 2) hay un mayor número de trayectorias que van al punto de funcionamiento, haciendo más grande su región de atracción.

Se realizó otra serie de simulaciones para considerar variaciones mayores en las condiciones de operación, la cual se ilustra en la Figura 6.

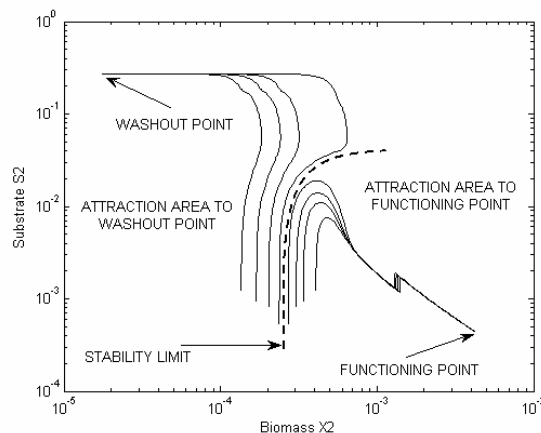


Figura 6. Retrato de fase con comportamiento de filtro de biomasa.

Las trayectorias del lado izquierdo presentan la misma apariencia que en la Figura 5. En ambas regiones la convergencia a los puntos de equilibrio se aprecia de mejor manera. En el caso de la región derecha, se aprecia un cambio de dirección antes de la convergencia al punto de equilibrio, esto coincide con una perturbación incluida al proceso en el sustrato de entrada.

VI. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

Los resultados muestran que la inmovilización de bacterias en soportes sólidos provee mejores características al proceso de digestión anaeróbica. Las propiedades de estabilidad se ven ampliamente mejoradas, reduciendo la región de atracción al punto de lavado. Como se favorece una amplia cantidad de bacterias activas al interior del reactor, es posible rechazar grandes amplitudes de perturbaciones en el sustrato de entrada.

Como trabajo futuro se plantea el análisis de propiedades considerando parámetros como el pH, la temperatura y la composición del sustrato de entrada. De la misma manera, se estudia el efecto de las condiciones de operación sobre la producción del biogás.

REFERENCIAS

- Angelidaki I., Ellegaard L., Ahring B.K., 1999. A Comprehensive Model of Anaerobic Bioconversion of Complex Substrates to Biogas. *Biotechnol. Bioeng.* 63(3), 363-372.
- Batstone D.J., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S., Pavlostathis S., Rozzi A., Sanders W., Siegrist H., Vavilin V., 2002. The IWA Anaerobic Digestion Model No1. *Water Sci Technol.* 45(10), 63-73.

- Beteau J-F., 1992. Modelling and control of an industrial wastewater treatment bioprocess, in French, Ph.D. Thesis. INPG, France.
- Beteau J-F., Otton V., Hihn J.Y., Delpech F., Cheruy A., 2005. Modelling of anaerobic digestion in a fluidised bed with a view to control. *Biochem. Eng. J.* 24, 255–267.
- Carlos-Hernandez, S., 2005. Integrated intelligent control strategy for wastewater treatment plants by anaerobic digestion, in French, Ph. D. Thesis, INPG, France.
- Carlos-Hernandez S., Mallet G., Beteau J-F., 2004. Modelling and analysis of the anaerobic digestion process. Proceedings of IFAC Symposium on Structures Systems and Control, Oaxaca, Mexico.
- Diaz-Jimenez L., Herrera-Ramirez E., Carlos-Hernandez S., 2008. Using natural zeolites to improve anaerobic abattoir wastewater treatment. Proceedings of the 3rd International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering, Palma de Mallorca, Spain.
- Griffin M. E., McMahon K. D., Mackie R. I. Raskin L., 1998; Methanogenic Population Dynamics during Start-Up of Anaerobic Digesters Treating Municipal Solid Waste and Biosolids. *Biotechnol. Bioeng.* 57(3), 342–355.
- Husain A., 1998. Mathematical models of the kinetics of anaerobic digestion – a selected review. *Biomass Bioenergy* 14(5/6), 561–571.
- Lettinga G., 1995. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie van Leeuwenhoek* 67, 3-28.
- Liu Y., Xu H-L., Show K-Y., Tay J-H., 2002. Anaerobic granulation technology for wastewater treatment. *World J. Microbiology & Biotechnology* 18, 99–113.
- Lyberatos G., Skiadas I.V., 1999. Modelling of anaerobic digestion – A review. *Global Nest: the Int. J.* 1(2), 63–76.
- Moletta R., Terrier D., Albagnac D., 1984. Dynamic modelling of anaerobic digestion. *War. Res.* 20(4), 427–434.
- Rozzi A., 1984. Modelling and control of anaerobic digestion process, *Trans. Inst. Matter. Chem.* 6 (3), 153–159.
- Slotine J-J. E., Li W., 1991. *Applied Nonlinear Control*. Prentice-Hall Inc, NY.