

## Aplicación del modelo Adm1 en la digestión anaerobia de aguas residuales y desechos sólidos

### Adm1 application in anaerobic digestion of waste solids and waste water

Hernández M. S.<sup>1</sup> y Delgadillo L. R. M.<sup>II</sup>

**Resumen.** El presente artículo muestra la aplicación del modelo matemático Anaerobic Digestion Model 1 (ADM1) desarrollado por International Water Association (IWA) en la modelización de la digestión anaerobia de diferentes sustratos, como son: aguas residuales vinícolas en un reactor de lecho fijo y residuos sólidos (papa, café, arroz y pasta) en reactores tipo batch. En esta investigación, además de demostrar la versatilidad del modelo para describir el proceso complejo de la digestión anaerobia en diferentes sustratos, también se demostró la aplicabilidad del ADM1 para describir en forma eficiente el proceso biológico de residuos, utilizando diferentes tipos de bioreactores.

**Palabras clave:** Aguas residuales, bioproceso, Biogás, digestión anaerobia, Desechos sólidos, modelo ADM1, residuos sólidos.

**Abstract.** The present article shows to the application of mathematical model ADM1 developed by IWA (International Water Association) in the modeling of the anaerobic digestion of different substrates e.g.: wine-making waste waters in a reactor from I milk fixed and solid residues (Patata, coffee, rice and spaghettis) in reactors type batch. Besides demonstrating the versatility of the model to describe the complex process of the anaerobic digestion for different substrates, also one is not to have disadvantages in the use of different reactors to describe in efficient form the biological process.

**Key words:** Anaerobic digestion, ADM1 model, bioprocesses, biogas, solid waste, waste water.

---

I Ing MSc. PhD *Programa de Automatización Industrial, Universidad de Ibagué, Calle 67 carrera 22 Barrio Ambala, Ibagué, Colombia*; mauricio.hernandez@unibague.edu.co

II Ing. MSc. PhD (c) *Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (LBE), Avenue des Etangs, Narbonne F-11100, France*; liliana.delgadillo@supagro.inra.fr

## 1. INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia (DA) es un bioproceso de múltiples pasos en el que la materia orgánica compleja es convertida en compuestos simples, sin la intervención de un aceptor de electrones externo, tal como el oxígeno o los nitratos. La DA está presente en muchos ecosistemas naturales donde se involucran ciclos bioquímicos de la materia orgánica. En paralelo, la DA es considerada como una de las tecnologías más antiguas para el tratamiento de aguas residuales y desechos sólidos en tanques sépticos y digestores de mezclas, y en tratamiento de lodos procedentes de plantas de tratamiento municipal (Steyer *et al.*, 2005).

Probablemente, es también el mayor proceso involucrado en la estabilización de los residuos sólidos en los rellenos sanitarios. Según Olsson *et al.* (2005) varias ventajas son reconocidas en el proceso de DA cuando se usa en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR): (1) alta capacidad para el tratamiento de sustratos degradables con elevada concentración, (2) baja producción de lodos (5 a 10 veces menos que los procesos aerobios), (3) potencial para la producción de metabolitos intermedios (hidrogeno, por ejemplo), (4) bajos requerimientos de energía (no requiere aireación), (5) reducción de olores en sistemas cerrados, (6) eliminación de microorganismos patógenos, y (7) la posible recuperación de energía por la combustión de metano o aun de hidrogeno producido. Olsson también incluye unas desventajas, así: (1) la baja producción de lodos que, por el lento crecimiento de los microorganismos, prolonga el periodo de arranque de las plantas, (2) los organismos anaeróbicos son altamente sensitivos a las sobrecargas y perturbaciones, por ejemplo, los microorganismo metanogénicos son inhibidos por su propio sustrato, y (3) en la DA están involucrados diferentes microorganismo (cerca de 140 especies) que no han sido completamente estudiados.

A pesar de estas desventajas, se ha visto un interés progresivo en la aplicación del tratamiento anaerobio en plantas a nivel industrial. Una revisión de la DA de residuos sólidos en Europa, en los últimos 15 años, ha mostrado que para el 2005 la capacidad de tratamiento fue de cuatro millones de toneladas al año por la construcción de más de 120 plantas a gran escala (De Beare, 2005). En China se han reportado cerca de 5.7 millones de procesos de DA a escala familiar para la producción local de energía (Qian, 1997).

Varios modelos del proceso de DA han sido desarrollados por diferentes investigadores durante las últimas décadas, como Graef y Andrews, 1974; Hill y Barth,

1977; Keinstreuer y Powegha, 1982; Mosey, 1983; Moletta y otros, 1986; Bryers, 1985; Smith y otros, 1986; Pllammanappallil y otros, 1991; Costello y otros, 1991; y el último con mayor difusión y aplicación, el ADM1 desarrollado por el grupo de trabajo del IWA en 2001.

Los primeros modelos, propuestos en los 60s y 70s, incluyen una simple población microbiana; luego fueron mejorados, considerando tres pasos que incluyen la solubilización de la materia orgánica, la acidogénesis y la metanogénesis; otros incluyeron múltiples poblaciones bacterianas con reacciones de acidogénesis y metanogénesis (Bernard *et al.*, 2001). Estos modelos han sido mejorados y detallados por otros autores, a fin de conseguir mayor acercamiento a la complejidad del proceso (Steyer *et al.*, 2005).

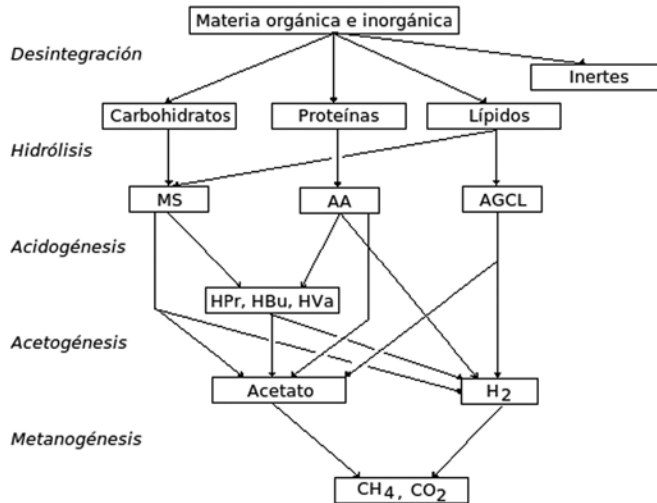
El modelo que se presenta en este artículo fue desarrollado por un grupo de especialistas en DA del IWA (International Water Association), el que fue llamado ADM1 (Anaerobic Digestion Model No.1) y que es ampliamente usado en muchos centros de investigación dedicados al proceso de DA, como los asociados al grupo de trabajo de modelización en digestión anaeróbica del IWA.

En este trabajo se realizó una aplicación del ADM1 al tratamiento de aguas residuales vinícolas, del laboratorio de Biotecnología Ambiental del Instituto de Investigación Agrícola de Francia (INRA-LBE) utilizando la plataforma de Matlab Simulink® para, en simulación, predecir el comportamiento de las variables de pH, producción y consumo de ácidos grasos volátiles comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DQO) en el bioreactor y el flujo de biogás en el bioreactor como producto de la digestión anaerobia de los residuos vinícolas. Se realizó también la modelización de la fracción orgánica de residuos de papa de las variables de producción y consumo de acetato, valerato, propianato, ácidos grasos volátiles y flujo de metano. Posterior a la modelización, los datos simulados fueron comparados con datos experimentales, obtenidos en el INRA-LBE.

## 2. MODELO ADM1

La descripción del modelo ADM1 está dado en el reporte científico y técnico número 13 del IWA (Batstone *et al.*, 2002). El modelo está dividido en cinco pasos fundamentales: desintegración, hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (figura 1). Los pasos de solubilización extracelular se dividen en desintegración e hidrólisis; el primero consiste en un paso no biológico, donde la materia orgánica

e inorgánica es convertida a material particular inerte, carbohidratos, proteínas y lípidos. El segundo es una hidrólisis enzimática en la que ocurren tres procesos en paralelo, convirtiendo carbohidratos, proteínas y lípidos en monosacáridos (MS) aminoácidos (AA) y ácidos grasos de cadena larga (AGCL) respectivamente. Tanto la desintegración como la hidrólisis, son procesos que se representan con una cinética de primer orden (Batstone *et al.*, 2002).



**Figura 1.** Proceso de conversión en la digestión anaerobia usando el modelo ADM1 (Batstone *et al.*, 2002)

Dos grupos de bacterias acidogénicas degradan los monosacáridos y aminoácidos en una mezcla de ácidos orgánicos, hidrógeno y dióxido de carbono. Los ácidos orgánicos son consecuentemente convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono, por bacterias acetogénicas que utilizan los ácidos grasos de cadena larga, propionato (HPr) butirato (HBU) y valerato (HVA). En el último paso, el hidrógeno y el acetato son convertidos en una mezcla de metano y dióxido de carbono. El hidrógeno producido es convertido por bacterias metanogénicas hidrogenotróficas y el acetato por bacterias metanogénicas acetoclásticas. En estos pasos intracelulares bioquímicos, se utiliza una cinética tipo Monod (ecuación 1) que describe el consumo de cada sustrato. La muerte celular es representada en una cinética de primer orden, la cual es recirculada dentro del modelo. De igual forma, se incluyen inhibiciones de pH (en todos los grupos bacterianos) inhibiciones por hidrógeno, especialmente a los grupos acetogénicos, e inhibiciones de amonio libre para la metanogénesis acetoclástica. La

inhibición de pH es representada por ecuaciones empíricas (Ecuación 2) mientras las inhibiciones por hidrógeno y amonio libre por funciones no competitivas (Ecuación 3).

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} X \quad \text{Ecuación 1}$$

$$I = \frac{1 + 2 \cdot 10^{0,5[pH_{LL} - pH_{UL}]}}{1 + 10^{[pH - pH_{UL}]} + 10^{[pH_{LL} - pH]}} \quad \text{Ecuación 2}$$

$$I = \frac{1}{1 + S_I / K_I} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

I: Proceso de Inhibición ( $d^{-1}$ )

$K_s$ : Constante de saturación media ( $Kg \text{ DQO}/m^3$ )

$K_I$ : Constante de Inhibición ( $Kg \text{ DQO}/m^3$ )

S: Concentración del Sustrato ( $Kg \text{ DQO}/m^3$ )

$\mu_{max}$ : Constante de rata máxima de crecimiento de Monod ( $d^{-1}$ )

pH: Valor de pH medido

$pH_{UL}$ : Valor de pH Alto de inhibición

$pH_{LL}$ : Valor de pH bajo de inhibición

Se incluyen otros mecanismos para describir procesos fisicoquímicos como reacciones ácido-base (calcula las concentraciones de iones de hidrógeno, amonio libre y dióxido de carbono) y ecuaciones de transferencia gas-líquido. El modelo no incluye otros aspectos como la precipitación de sólidos y sistemas de reducción de sulfatos. Los pasos son descritos por ecuaciones que describen el equilibrio ácido-base como un conjunto de ecuaciones algebraicas implícitas o un número de ecuaciones cinéticas adicionales. En el conjunto de ecuaciones diferenciales y algebraicas, se encuentran 26 variables de estado dinámico, 19 procesos de cinética bioquímica, 3 procesos de transferencia gas-líquido y 8 variables algebraicas implícitas, que describen el volumen a tratar. El resultado del conjunto de ecuaciones diferenciales produce 32 variables de estado dinámico y, adicionalmente, 6 procesos cinéticos de ácido-base por corrida.

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

El ajuste del modelo ADM1 para aguas residuales vinícolas y residuos sólidos, fue realizado en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental (LBE-INRA) en Narbonne, Francia. Para las simulaciones y el ajuste del modelo se utilizó el software Matlab/Simulink®.

#### 3.1 Planta piloto de aguas residuales

Para este trabajo se utilizó una planta piloto que trata aguas residuales vinícolas (figura 2). Las aguas residuales son alimentadas desde el tanque de almacenamiento a un sistema de dilución, que provee los cambios en la concentración de DQO a la entrada del reactor. Adicionalmente, se tiene un control de pH con adición de NaOH para mantener valores entre 6.5 y 6.6 a la entrada del reactor. El líquido se pasa por un intercambiador de calor que mantiene la temperatura en 35°C (condiciones mesofílicas) y luego es introducido por la parte inferior del reactor de lecho fijo, con flujo ascendente de una capacidad de 528 L. El líquido caliente, introducido por la parte inferior, es homogenizado por una bomba de mezclado. El 30% del líquido es recirculado en el bioreactor, y los gases que salen por la parte superior son continuamente monitoreados por el sensor Ultramat 22P, que mide, por el principio de absorción no dispersiva y luz infrarroja, el porcentaje de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>. La frecuencia de muestreo fue cada dos minutos. Para la medición de ácidos grasos volátiles se utilizó un Tritimetric sensor, desarrollado en el laboratorio de INRA-LBE, empleando espectrometría infrarroja y transformada de Fourier para el cálculo de la concentración. Más detalles del medidor se encuentran reportados por Hostens (2001).

#### 3.2 Reactor batch de residuos sólidos

Para la DA de residuos sólidos, fue empleado un reactor batch de 3.5 L de capacidad, tratando residuos de papa, café, arroz y pasta, durante 30 días aproximadamente. La producción de gas fue corregida según la producción endógena del inóculo utilizado, puesto a digerir en reactores, trabajando en paralelo con los desechos seleccionados. La temperatura de trabajo fue mantenida en condiciones termofílicas (55°C) y el pH inicial de 7.5 fue suministrado por acción de una solución buffer de NaHCO<sub>3</sub>. Inicialmente, los residuos fueron medidos con el contenido de fibra, sólidos volátiles, DQO soluble, NTK, proteínas, carbohidratos y lípidos. Durante el proceso, se tomaron medidas de composición y cantidad de gas (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>) y se hizo seguimiento de ácidos grasos volátiles (acetato, propionato, butirato y valerato).

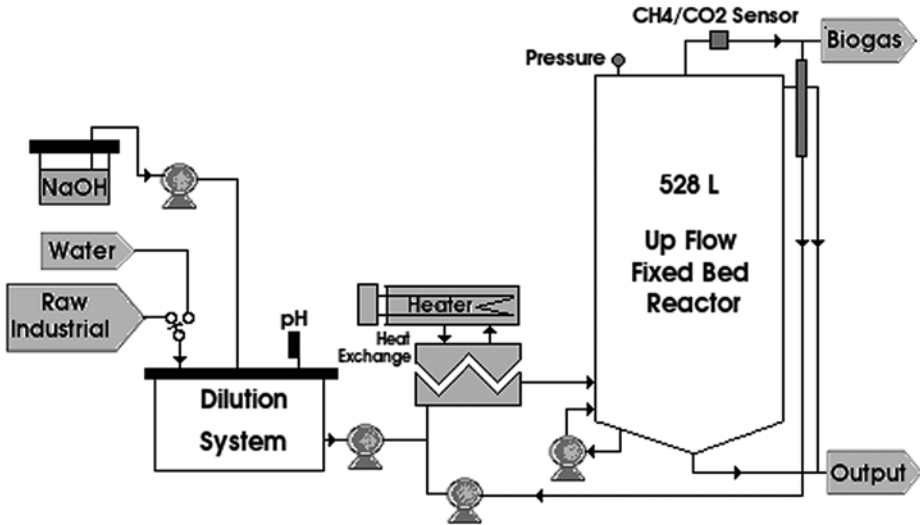


Figura 2. Esquema Planta Piloto  
(Planta piloto Aguas Residuales INRA – LBE Narbone Francia)

#### 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo ADM1 incluye varias clases de población bacteriana y sustratos, dando lugar a un número grande de parámetros (26 variables de estado dinámico y 19 procesos bioquímicos) por lo que su determinación puede tonarse difícil, pero no imposible. Uno de los puntos claves para la aplicación acertada del modelo matemático en la descripción del bioprocesoes la buena caracterización del influente (tabla 1) especialmente para influentes complejos. Varios autores han tratado la determinación de los parámetros necesarios en el modelo ADM1, a partir de medidas de la composición realizadas en el influente (Huete *et al.*, 2006 y Zaher *et al.*, 2003).

En el modelo ADM1, que fue implementado en el reactor de lecho fijo, tratando aguas residuales vinícolas, se aplicó para 120 días de tiempo de retención de sólidos ( $t_{res}$ ) dando origen a la adición de una nueva variable de estado dinámico ( $dX_{liq,i}/dt$ , cambio de la velocidad de concentración de sólidos (i) en el líquido, en kg DQO/ $m^3.d$ ) a la Matriz de Peterson, descrita en el modelo. La ecuación 4 muestra la nueva variable de estado, donde  $q$  es el flujo de entrada,  $X_{m,j}$  es la concentración de sólidos (i) a la entrada y  $V_{liq}$  es el volumen de líquido.

$$\frac{dX_{liq,j}}{dt} = \frac{qX_{in,i}}{V_{liq}} - \frac{X_{liq,i}}{t_{res,x} + \frac{V_{liq}}{q}} \quad (\text{Ecuación 4})$$

**Tabla 1.** Caracterización influente a la planta piloto

Parámetro	Unidades	Valor
Demanda Química de Oxígeno Total	g/l	15, 77
Acetato	g/l	2, 77
Propionato	g/l	1, 00
Iso-Butirato	g/l	0, 10
Butirato	g/l	0, 05
Iso-Valerato	g/l	0, 01
Valerato	g/l	0, 01
Ácidos grasos totales	g/l	3, 30
pH	unidades	6, 54

Fuente: Laboratorio INRA-LBE

El modelo fue ajustado por ensayo y error. Para la validación, se hizo adaptación de la estructura de control, utilizando la plataforma de Matlab<sup>®</sup>. La planta piloto se encontraba en funcionamiento estable, en lazo abierto de control y le fue implementada, entonces, la estrategia de control, y evaluado el comportamiento de la planta por 30 días, con las variables de pH (figura 3) ácidos grasos volátiles (AGV) (figura 4) demanda química de oxígeno (DQO) (figura 5) y flujo de biogás (figura 6). En general, los resultados de la modelización muestran una tendencia similar a los datos experimentales. Los AGV y la DQO muestran una variación marcada en los dos primeros días de la simulación, por efecto de las condiciones iniciales. En la medida de flujo de biogás, a pesar de mostrar una tendencia similar en el tren de datos experimentales, se aprecia una leve diferencia; esto es debido a que, en la práctica, la concentración de dióxido de carbono, en la fase líquida, es más alta que los resultados obtenidos en el modelo, afectando igualmente la concentración de Metano. La última afirmación también se aprecia en la gráfica correspondiente a los valores de pH; la tendencia es similar, pero los datos del modelo son inferiores a los dados experimentales, principalmente por la diferencia en la concentración de los valores de dióxido de carbono.

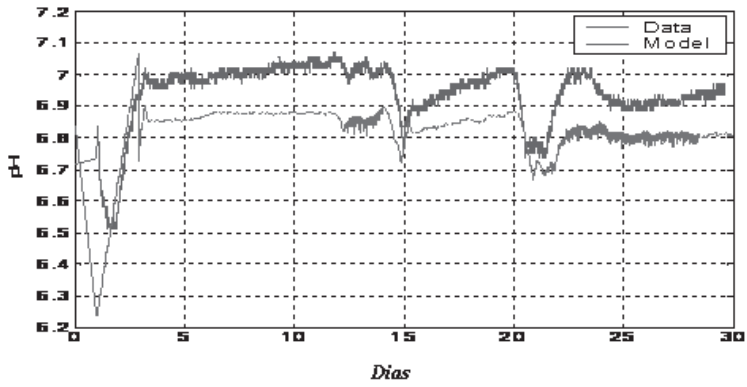


Figura 3. Comportamiento de la variable pH

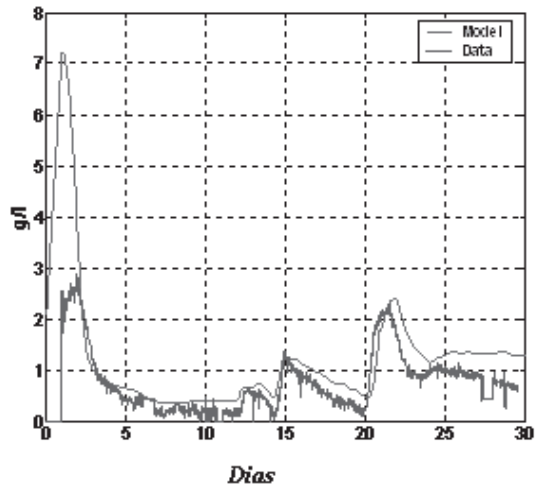


Figura 4. Comportamiento de los Ácidos grasos volátiles

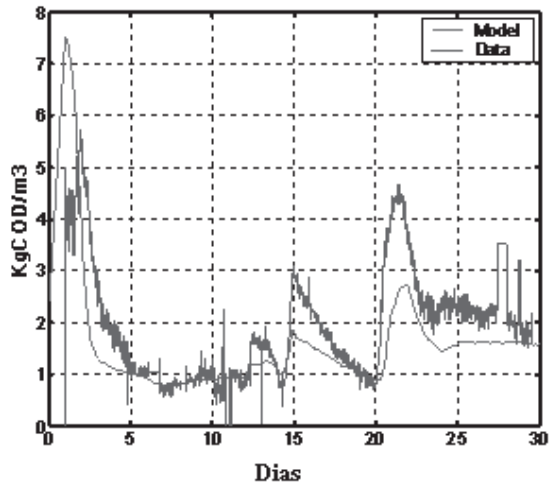


Figura 5. Demanda Química de Oxígeno DQO

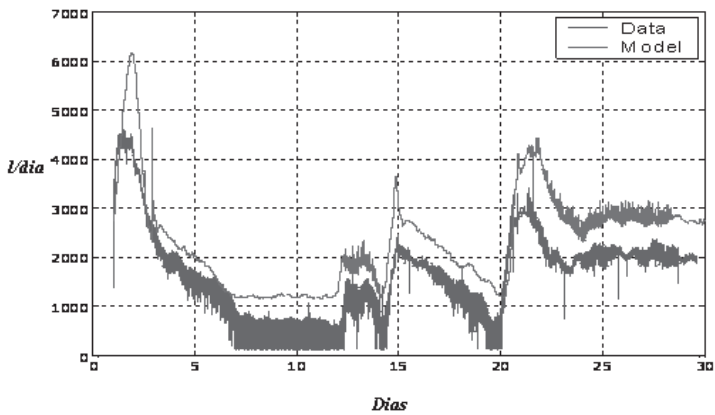
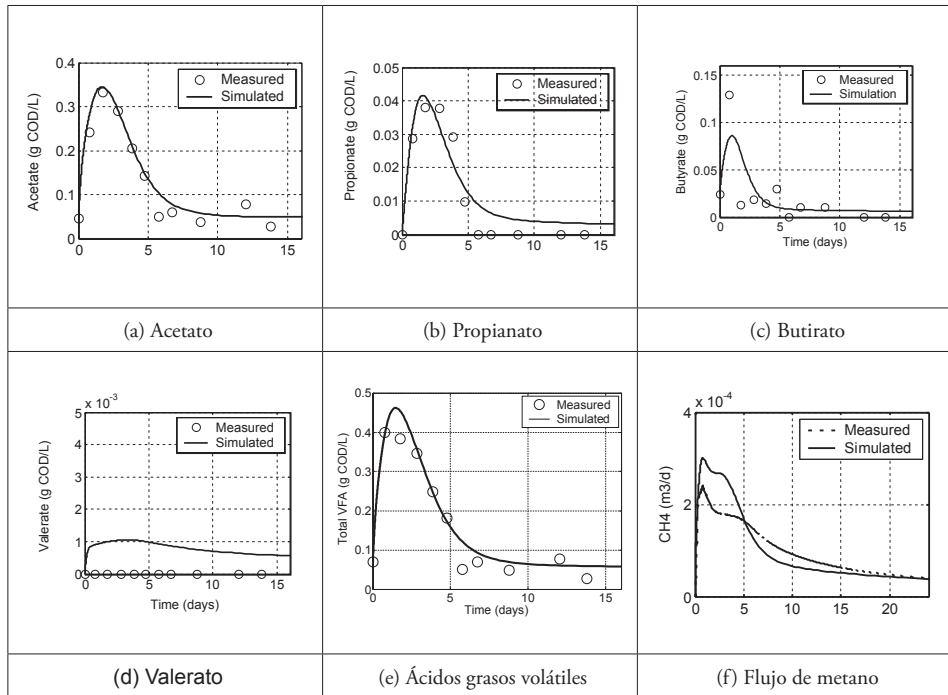


Figura 6. Flujo de Biogás

Asimismo, los datos experimentales, obtenidos del tratamiento anaerobio de varios desechos (papa, café, arroz y pasta) en un reactor batch, fueron usados para la sintonización del modelo ADM1, de la que diferentes autores consideran que se debe tener especial énfasis en los pasos de desintegración e hidrólisis (Buffière *et al.*, 2006; Neves *et al.*, 2006 y Liu *et al.*, 2005). La materia compleja es fragmentada durante la desintegración celular en carbohidratos, lípidos y proteínas, la cual es descrita por el modelo como coeficientes estequiométricos. La estimación de estos valores fue asumida desde la composición bioquímica de cada desecho, mientras

que, para los otros pasos bioquímicos del ADM1, fueron modificados por ensayo y error desde valores estándar, recomendados en el modelo matemático. La figura 7 presenta la comparación del modelo estimado con los datos experimentales para AGV y el contenido de metano en la fase gaseosa de desechos de papa. Se observa que el modelo puede reproducir en buena forma los datos experimentales de la DA de estos desechos sólidos.



**Figura 7.** Comparación del modelo ADM1 y datos experimentales para desechos de papa.

## 5. CONCLUSIONES

La DA, clásicamente, se ha presentado como un proceso complejo y aun difícil de manejar, por su dinámica lenta, las limitaciones en la manipulación de variables a la entrada y el poco conocimiento que se tiene del proceso, pero con la aplicación de técnicas de simulación y modelización, utilizadas en el presente trabajo, se pudo demostrar que es posible comprender mucho mejor el proceso de digestión anaerobia y, de esta forma, pensar en un aprovechamiento del enorme potencial de producción de biogás, vía digestión anaerobia de residuos orgánicos.

Este documento presenta la aplicación en forma eficiente de un modelo matemático, que puede representar la dinámica compleja del proceso biológico aun cuando se tratan aguas residuales o residuos sólidos. El manejo de diferentes sustratos muestra la gran versatilidad del modelo ADM1 para la representación de la digestión anaerobia, el cual puede ser usado en el entendimiento, optimización y control del proceso.


## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al patrocinio del proyecto Alfa – Labioproc II-0407-FA (Latin American Bioprocess Control) que financió a los autores para desarrollar sus proyectos de investigación en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental (LBE) – Instituto Nacional para la Investigación Agronómica (INRA) en Narbonne, Francia.

## BIBLIOGRAFÍA

- Batstone D., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S., Pavlovstathis S., Rozzi A., Sanders W., Siegrist H. y Vavilin V. (2002). Anaerobic Digestion Model 1. *Scientifically and Technical Report N° 13. IWA Publishing.*
- Bernard O., Hadj-Sadok Z., Dochain D., Genovesi A. y Steyer J.P. (2001). Dynamical model development and parameter identification for an anaerobic wastewater treatment process. *Biotechnology and Bioengineering*, 75, 424-438.
- Bernard O., (2003). Mass Balance Modeling of Bioprocesses. *Lectures given at the summer school on mathematical control theory*, 3-28.
- Boe K., Batstone D., Steyer J. y Angelidaki I. (2010). State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. *Water Research*, 5973 – 5980.
- Buffière P., Loisel D., Bernet N y Delgenes J. (2006). Towards New Indicators for the Prediction of Solid Waste Anaerobic Digestion Properties. *Water Science & Technology*, 53, 8, 233-241.
- Costello D.J., Greenfield P.F. y Lee P. (1991). Dynamic modeling of a single-stage high-rate anaerobic reactor. I, Model derivation. *Water Research*. 25. 859 – 871.
- De Baere L. (2005). Will Anaerobic Digestion of Solid Waste Survive in the Future?. *4<sup>th</sup> International Symposium, Anaerobic Digestion of Solid Waste, Copenhagen*, 1, 72-81.
- Graef S. and Andrews J. (1974). Stability and control of anaerobic digestion. *Journal WPFCA*, 46. 667 - 682.

- Hill D.T. and Barth C.L., (1977) A dynamic model for simulation of animal waste digestion. *Journal WPCF*. 10. 2129 – 2143.
- Hortens Katleen. (2001). Specifications for hard and software sensors; Telemonitoring and advanced telecontrol of high yield wastewater treatment, deliverable report
- Huete E., De Gracia M., Ayesa E. y García-Heras, J. (2006). ADM1-based methodology for the characterization of the influent sludge in anaerobic reactors. *Water Science and Technology*, 54, 4, 157-166.
- Kleintreuer C. and Poweigha T. (1982) Dynamic simulator for anaerobic digestion process. *Biotechnology and Bioengineering*. 22. 699 – 734.
- Liu, D.W., Liu, D.P., Zeng, J., Angelidaki, I. (2005) Hydrogen and Methanogenic Production from Household Solid Waste in the Two-Stage Fermentation Process. *4<sup>th</sup> International Symposium. Anaerobic Digestion of Solid Waste*. Copenhagen, 2, 93-100.
- Lyberatos G., Skiadas I., (1999). Modeling of anaerobic digestion a review. *Global Nest: the int. J.* 1, 2, 63 -76.
- Neves, L., Oliveira, R., Alves, M. (2006). Anaerobic Co-digestion of Coffee Waste and Sewage Sludge. *Waste Management*, 26, 2, 2006, 176-181.
- Olsson, G., Nielsen, M. K., Yuan, Z., Lynggaard – Jensen, A. y Steyer, J. P. (2005). Instrumentation, Control and Automation in Wastewater Systems. *Scientific and Technical Report No 15. IWA Publishing*.
- Palacios Ruiz B., Mendez Acosta H. O., Alcaraz Gonzalez V., Gonzalez Alvarez V., Pelayo Ortiz C. (2008). Regulation of volatile fatty acids and total alkalinity in anaerobic digesters. Proceedings of the 17<sup>th</sup> world congress, the International Federation of Automatic control. Seoul Korea, 6 – 11.
- Pullammanapallil P., Owens J., Svoronos S.A., Lyberatos G. y Chynoweth D. (1991). Dynamic model for conventionally mixed anaerobic digestion reactors. *AIChE Annual Meeting. Paper 277c*. 43 – 53.
- Steyer J., Bouvier J., Conte T., Gras P., Sousbie P. (2002). Evaluation of a four year experience with a fully instrumented anaerobic digestion process. *Water Science and Technology*. 45, 495 – 502.
- Qian, Y. (1997) Current Status of Anaerobic Digestion in China. 8<sup>th</sup> International IWA Word Congress of Anaerobic Digestion. Sendai, Japan 17-23.
- Steyer, J., Bernard, O., Batstone, D.J. y Angelidaki, I. (2005). Lessons Learnt from 15 Years of ICA in Anaerobic Digester. *IWA Instrumentation Control & Automation Conference. Pusan, Korea*. 1, 267-276.

Zaher, U., Rodríguez, J., Franco, A. y Vanrolleghem, P.A. (2003). Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic digester dynamics using a concise set of practical measurements. *Proceedings IWA Conference on Environmental Biotechnology. Advancement on Water and Wastewater Applications in the Tropics. Kuala Lumpur, Malaysia* 

Referencia	Fecha de recepción	Fecha de aprobación
Hernández M. S. y Delgadillo L. R. M. Aplicación del modelo Adm1 en la digestión anaerobia de aguas residuales y desechos sólidos. Revista Tumbaga (2011), 6, 29-42	Día/mes/año 2/08/2011	Día/mes/año 13/082011