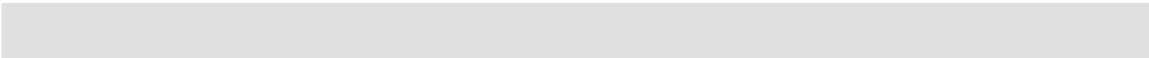


## **ANEJOS**

---

# **ANEJO I. PRIMERAS MODIFICACIONES AL MODELO DE BIODEGRADACIÓN**



## ÍNDICE DEL ANEJO

ANEJO I. Primeras modificaciones al modelo de biodegradación.....	I-1
I.1. Introducción.....	I-1
I.2. Reacciones de biodegradación.....	I-1
I.3. Cinéticas.....	I-3
I.4. Simulación de una celda cerrada.....	I-5
I.5. Referencias.....	I-12

## **ANEJO I. PRIMERAS MODIFICACIONES AL MODELO DE BIODEGRADACIÓN**

### **I.1. INTRODUCCIÓN**

En los próximos apartados se presenta el modelo de biodegradación de los residuos en el vertedero que se planteó inicialmente como mejora del incluido en MODUELO 1. Aplicándolo al caso de una celda cerrada se comprueba que no cumple los objetivos planteados, y ello condujo a la inclusión de nuevos fenómenos en un modelo más elaborado, que es el adoptado finalmente en MODUELO 2, como se describe en el capítulo 4 de la memoria.

### **I.2. REACCIONES DE BIODEGRADACIÓN**

La secuencia de descomposición de los residuos en dos etapas (“hidrólisis” y “gasificación”) propuesta en MODUELO 1 se mantiene. Ambas etapas se redefinen buscando mejorar la estimación de la variación de la contaminación orgánica del lixiviado a lo largo del tiempo y del biogás (Figura I.1).

La “hidrólisis” representa el paso de la materia sólida al lixiviado por degradación biológica de los compuestos orgánicos o por acciones de “arrastre” químico o físico. Se distinguen dos reacciones, según el tipo de materia que sufra el proceso.

Mientras en MODUELO 1 no se especifican los compuestos intermedios, ahora las sustancias biodegradables sólidas dan lugar directamente a ácido acético, amonio, ácido sulfhídrico, dióxido de carbono e hidrógeno en las proporciones que indica (I.1). Se agrupan así en una etapa única los procesos de conversión de los complejos orgánicos en compuestos más sencillos, de formación de ácidos y compuestos intermedios a partir de éstos y su posterior transformación a acetato, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>. De esta manera pueden estimarse las cantidades de estos últimos gases que emite el vertedero en las primeras etapas de degradación.

El acetato en este caso representaría la cantidad de este compuesto presente en el lixiviado más todos los compuestos intermedios que darán lugar al mismo antes de su metanización. Y su velocidad de aparición está controlada por la hidrólisis, una etapa típicamente limitante, junto con la metanización, en los procesos de formación de biogás a partir del residuo (El-Fadel *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 1993).

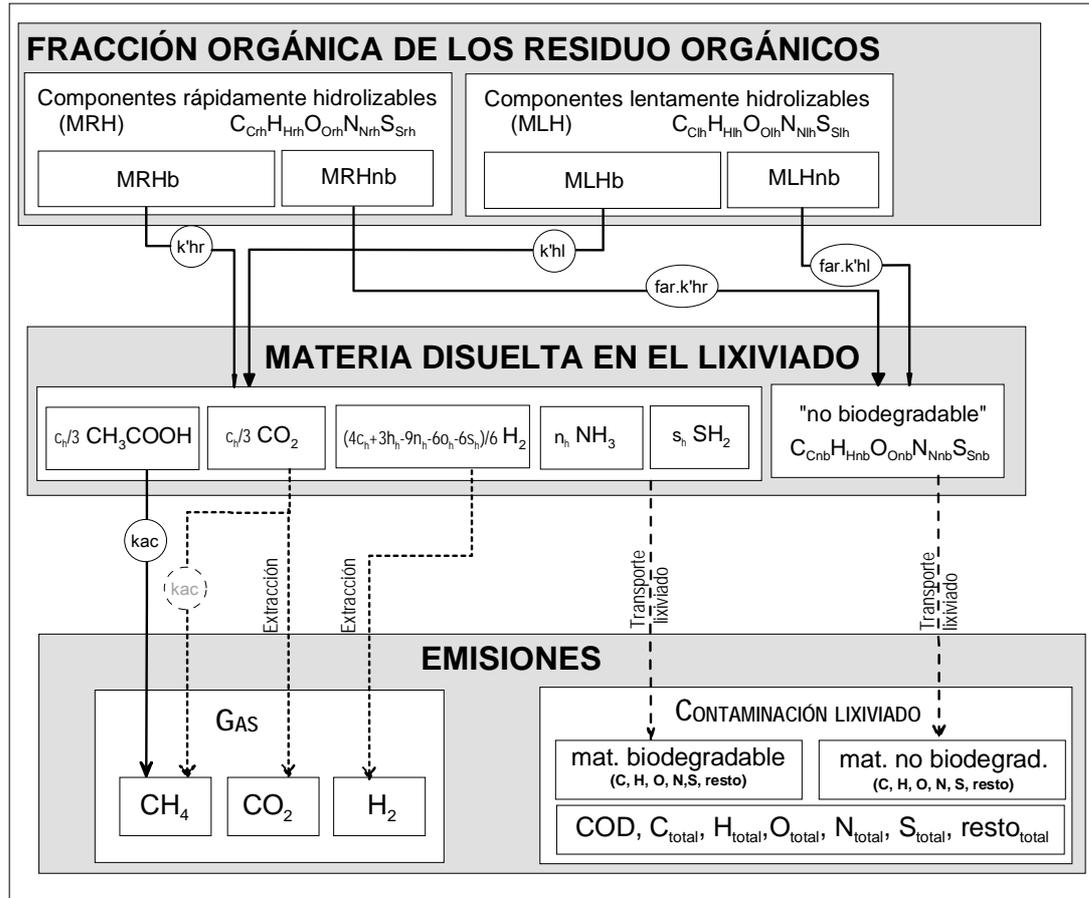
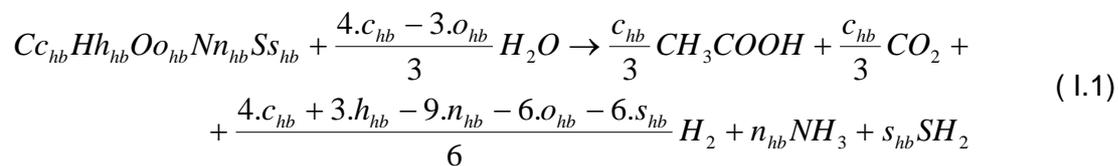


Figura I.1. Esquema de las trayectorias seguidas por los compuestos orgánicos del residuo en el modelo de biodegradación propuesto inicialmente.

Seguendo el esquema de la Figura 2.1, cada mol de carbono a descomponer dará lugar aproximadamente a 2/3 de mol de carbono en forma de acetato y 1/3 de dióxido de carbono. La primera etapa de descomposición puede entonces modelizarse según (I.1).



Por su parte la materia no biodegradable que es arrastrada no varía su composición, no dando lugar a subproductos específicos (I.2), como se proponía para todos los compuestos en MODUELO 1.



El proceso final de descomposición transforma la materia en biogás y por eso se ha denominado “gasificación”. La creación de metano en sistemas biológicos se produce a través de dos vías: por utilización del acetato (metanógenos acetofílicos) y por reducción del CO<sub>2</sub> con H<sub>2</sub> (metanógenos hidrogenofílicos). Como proponen Lee *et al.* (1993) y El-Fadel *et al.* (1996) la generación de metano por reducción del dióxido de carbono puede simularse mediante un coeficiente de producción que relacione la fracción obtenida a partir de acetato (1.3) con el volumen total, evitando así introducir una nueva cinética.



### I.3. CINÉTICAS

Siguiendo MODUELO 1, todas las reacciones presentadas se desarrollan según cinéticas de primer orden respecto a la masa de sustancia a degradar.

- *Hidrólisis de las fracciones biodegradables rápidamente y lentamente hidrolizables con arrastre de una fracción no biodegradable.*

$$\frac{dMS_{rhb}}{dt} = -khr \cdot MS_{rhb} \quad (1.5)$$

$$\frac{dMS_{lhb}}{dt} = -khl \cdot MS_{lhb} \quad (1.6)$$

$$\frac{dMS_{nb}}{dt} = -f_{ar} \cdot \left( \frac{dMS_{rhb}}{dt} + \frac{dMS_{lhb}}{dt} \right) \quad (1.7)$$

MS<sub>rhb</sub> y MS<sub>lhb</sub>: materia sólida biodegradable, rápidamente hidrolizable y lentamente hidrolizable respectivamente;

khr y khl sus respectivas tasas de hidrólisis (d<sup>-1</sup>);

MS<sub>nb</sub>: materia sólida orgánica no biodegradable;

f<sub>ar</sub>: coeficiente de arrastre de materia inerte en la hidrólisis.

Las tasas de hidrólisis, como en el modelo original, conservan la forma (I.8) donde  $kh$  es la tasa máxima de hidrólisis y  $FH$  el factor de influencia de la humedad.

$$kh = kh'.FH. \quad (I.8)$$

Se conserva también el concepto de “tiempo de activación”.

- *Gasificación*

El biogás está formado por el  $H_2$ ,  $CO_2$  y  $CH_4$  generados en la primera, primera y segunda y segunda etapas respectivamente. Las cinéticas de generación y consumo de estos compuestos son (I.11), (I.10) y (I.9).

$$\frac{dCH_4}{dt} = \frac{k_{ac}}{Y_{CH_4}} \cdot AC \quad (I.9)$$

$$\frac{dCO_2}{dt} = \left(2 - \frac{1}{Y_{CH_4}}\right) k_{ac} \cdot AC + \frac{c_{rh}}{3} \cdot \frac{dMS_{rh}}{dt} + \frac{c_{lh}}{3} \cdot \frac{dMS_{lh}}{dt} \quad (I.10)$$

$$\begin{aligned} \frac{dH_2}{dt} = 4 \cdot \left(1 - \frac{1}{Y_{CH_4}}\right) k_{ac} \cdot AC + \frac{4 \cdot c_h + 3 \cdot h_h - 9 \cdot n_h - 6 \cdot o_h - 6 \cdot s_h}{6} \cdot \frac{dMS_{rh}}{dt} + \\ + \frac{4 \cdot c_h + 3 \cdot h_h - 9 \cdot n_h - 6 \cdot o_h - 6 \cdot s_h}{6} \cdot \frac{dMS_{lh}}{dt} \end{aligned} \quad (I.11)$$

$CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $H_2$  y  $AC$ : cantidad de metano, dióxido de carbono, hidrógeno y acetato en la celda;

$k_{ac}$ : tasa de consumo de acetato ( $d^{-1}$ );

$Y_{CH_4}$ : factor de producción de metano vía acetato frente a la producción total, para el cual se proponen valores en el entorno de 0'7, pues es la proporción de metano originado por esta vía que otros autores han registrado experimentalmente (Zhender *et al.*, 1982).

Como puede deducirse de las expresiones anteriores, la presencia de  $CO_2$  nunca limitará la generación de biogás en el modelo, pues en la metanización se genera una cantidad mayor a la consumida. Sí puede ocurrir, según la cinética (I.11), que el hidrógeno limite la cantidad de metano producida vía reducción del  $CO_2$ . Cuando se cumpla (I.12) la cantidad de hidrógeno consumido es igual a la generada vía hidrólisis, la cantidad de metano generado será (I.13) y la de dióxido de carbono (I.14).

$$4 \cdot \left(1 - \frac{1}{Y_{CH_4}}\right) \cdot k_{ac} \cdot AC + \frac{4 \cdot c_h + 3 \cdot h_h - 9 \cdot n_h - 6 \cdot o_h - 6 \cdot s_h}{6} \cdot \frac{dMS_{rh}}{dt} + \frac{4 \cdot c_h + 3 \cdot h_h - 9 \cdot n_h - 6 \cdot o_h - 6 \cdot s_h}{6} \cdot \frac{dMS_{lh}}{dt} < 0 \quad (I.12)$$

$$\frac{dCH_4}{dt} = k_{ac} \cdot AC + \frac{4 \cdot c_h + 3 \cdot h_h - 9 \cdot n_h - 6 \cdot o_h - 6 \cdot s_h}{24} \cdot \frac{dMS_{rh}}{dt} + \frac{4 \cdot c_h + 3 \cdot h_h - 9 \cdot n_h - 6 \cdot o_h - 6 \cdot s_h}{24} \cdot \frac{dMS_{lh}}{dt} \quad (I.13)$$

$$\frac{dCO_2}{dt} = k_{ac} \cdot AC - \frac{4 \cdot c_h + 3 \cdot h_h - 9 \cdot n_h - 6 \cdot o_h - 6 \cdot s_h}{24} \cdot \frac{dMS_{rh}}{dt} - \frac{4 \cdot c_h + 3 \cdot h_h - 9 \cdot n_h - 6 \cdot o_h - 6 \cdot s_h}{24} \cdot \frac{dMS_{lh}}{dt} + \frac{c_{rh}}{3} \cdot \frac{dMS_{rh}}{dt} + \frac{c_{rh}}{3} \cdot \frac{dMS_{lh}}{dt} \quad (I.14)$$

#### I.4. SIMULACIÓN DE UNA CELDA CERRADA

Para contrastar el modelo presentado se simuló la degradación de los residuos urbanos en el caso ideal de la celda cerrada presentado en el capítulo 4. Recuérdese que en la celda de ejemplo (de 14x14 m<sup>2</sup> en planta y 1'9 m de altura de residuos) no existen aportes (ni extracción) de agua ni residuos, la densidad es de 0'9 T/m<sup>3</sup> y la humedad del 48% en peso seco. Se tienen 226459 T de residuo de composición similar a la de Meruelo I con 108701 T de agua.

Los parámetros del modelo de biodegradación se fueron variando para ajustar los resultados a los datos de tendencia general que ya se resumían en los criterios correspondientes en el capítulo mencionado. Finalmente se adoptaron los valores que aparecen en la Tabla I.1. Con estas hipótesis se realizaron dos simulaciones iniciales de 4000 días (casi 11 años), una con el modelo MODUELO inicial y otra con el nuevo, que permiten comparar ambos planteamientos.

En la Figura I.2 y Figura I.3 se recogen los resultados de las simulaciones con MODUELO 1 y MODUELO 2. Se comprueba que el descenso en la masa de residuo en fase sólida es igual en ambas gráficas, puesto que los modelos son iguales. La contaminación en el lixiviado no es directamente comparable salvo tras una sencilla transformación: Cbio en MODUELO 1 es 3/2 del AC del nuevo modelo. Ambos muestran el mismo ascenso pronunciado consecuencia de la hidrólisis y un descenso

más suave al irse consumiendo en la metanogénesis. Esta desaparición es más rápida en MODUELO 1 al ser la cinética directamente proporcional al Cbio, presente en mayor cantidad que el AC en el modelo que aquí se propone.

Tabla I.1. Valores de los parámetros de biodegradación adoptados en la simulación de la celda cerrada.

Parámetro	Valor adoptado
$t_{act,r}$ (d)	0
$t_{act,l}$ (d)	365
$kh_r$ (d <sup>-1</sup> )	0'00500
$kh_l$ (d <sup>-1</sup> )	0'00025
$kac$ (d <sup>-1</sup> )	0'00050
$kH_2$ (d <sup>-1</sup> )	0'08000

En cuanto al biogás las tendencias son muy diferentes. En el modelo anterior su aparición se va incrementando a medida que aumenta la materia orgánica disuelta para su metanización, mientras que en el nuevo se genera CO<sub>2</sub> desde el principio de la biodegradación. Por otro lado en el primero CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> aparecen simultáneamente (lo que constituyó una de las razones para modificar el modelo), siendo siempre, para la composición simulada en este caso, el volumen de metano superior al CO<sub>2</sub>, lo cual en realidad sólo se produce una vez alcanzada la fase de metanización.

La relación metano – dióxido de carbono generados aquí responde aproximadamente a lo esperado. Sin embargo se observa una gran punta inicial de producción de hidrógeno gaseoso que en principio no está justificada. Esta gran producción inicial de gas que predice el modelo podría aparecer atenuada si no se agrupasen todos los procesos secuenciales de descomposición de la materia orgánica hidrolizada en subproductos cada vez más simples en un solo paso. De todas maneras hasta la fecha no se han publicado resultados de modelos de degradación de residuos que se ajusten a la evolución mostrada en las curvas de Tchobanoglous *et al.* (1994) y tampoco proliferan registros experimentales de gas en las primeras etapas de descomposición del residuo que permitan ajustar los modelo adecuadamente.

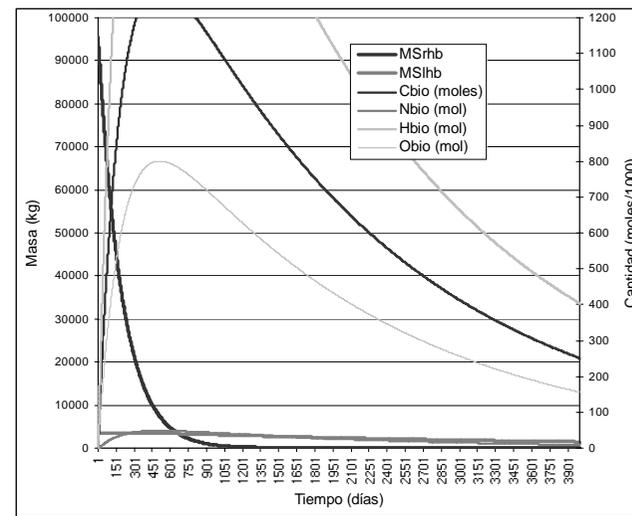
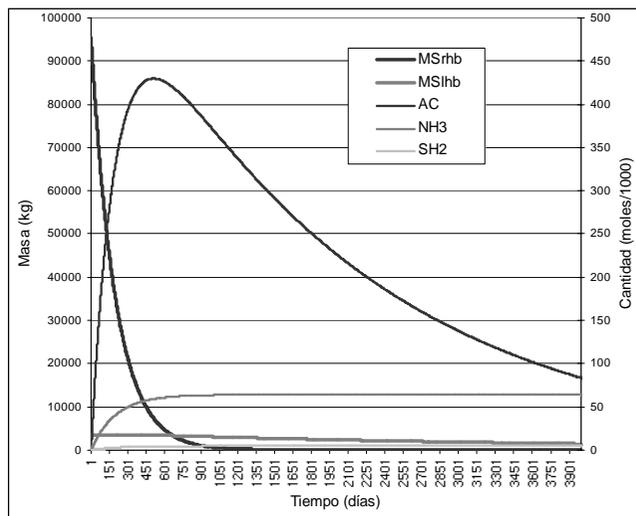


Figura I.2. Evolución de la degradación de los residuos en una celda cerrada según los modelo MODUELO 1 (derecha) y la propuesta de modificación inicial (izquierda): materia sólida y contaminantes disueltos.

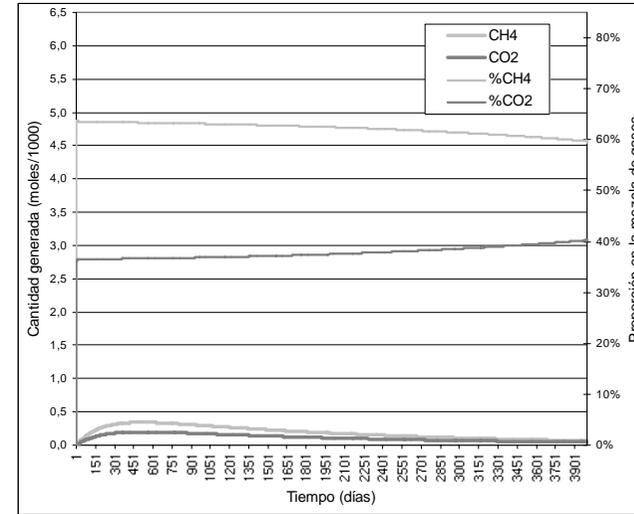
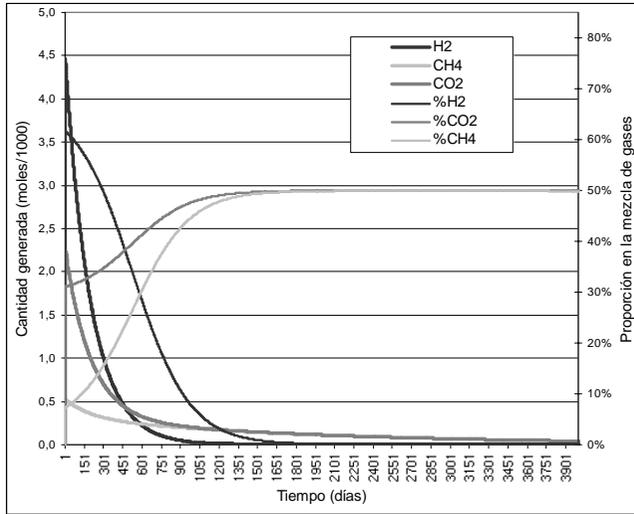


Figura I.3. Evolución de la degradación de los residuos en una celda cerrada según los modelo MODUELO 1 (derecha) y la propuesta de modificación inicial (izquierda): biogás.

Muchos autores no incluyen el hidrógeno como variable (sólo modelizan, en la fase gaseosa, el  $\text{CO}_2$  y el  $\text{CH}_4$ ) ni consideran la vía del hidrógeno en la generación de metano. Otros (Lee *et al.*, 1993 y EL-Fadel *et al.*, 1996) incluyen una metanización hidrogenofílica como productora de una fracción del metano total, calculado a partir de la acetoclástica, evitando así simular el  $\text{H}_2$ . Y los autores que llegan a incluir el gas como variable no obtienen resultados satisfactorios en su simulación. El modelo Oxford (Young, 1995) aplicado a una celda ideal predice concentraciones de hidrógeno en la fase gaseosa hasta del 50%, mayores de las habitualmente observadas (según el autor la presión parcial del hidrógeno en instalaciones reales no suele superar el 20%, aunque en alguna ocasión ha llegado al 40%). Swarbrick y Lethlean (2001), en la validación de su modelo “termodinámico” de degradación en el vertedero en un reactor de laboratorio obtienen concentraciones de  $\text{H}_2$  simuladas “menores de las esperadas”, aunque no tienen datos experimentales para contrastar. Shelley *et al.* (2001) aplican su “complicado” modelo a la degradación de una celda imaginaria de residuo urbano de  $1000 \times 1000 \times 3 \text{ m}^3$ . En la prueba inicial obtienen una generación de hidrógeno “anormalmente elevada”, que provoca valores relativos del 80% en la mezcla gaseosa. En busca de proporciones relativas entre especies gaseosas acordes con las gráficas de referencia prueban a introducir una tasa de consumo de  $\text{H}_2$  de primer orden, suponer que parte del hidrógeno de la materia compleja se libera formando sustancias distintas del  $\text{H}_2$ , e incorporar la inhibición de los procesos generadores de hidrógeno por presencia del mismo. Con la segunda opción obtienen curvas muy aproximadas a las buscadas, pero no la aceptan alegando que una menor producción de  $\text{H}_2$  disminuye la generación de  $\text{CH}_4$ . Estos autores concluyen que para obtener un balance como el de referencia en la generación de  $\text{H}_2$  y  $\text{CO}_2$  ha de simularse una vía de descomposición de los compuestos orgánicos generadora de  $\text{CO}_2$  y no de hidrógeno que predomine sobre el resto, pero no llegan a resolver el problema. Únicamente Haarstric *et al.* (2001) obtienen evoluciones para el hidrógeno que aparentan aproximarse a las publicadas. Sin embargo las curvas que muestran esta evolución representan la variación de la concentración del gas en una celda cerrada, que dista mucho de la concentración del mismo en la mezcla de gases generados. Al no permitir su salida el hidrógeno acumulado va siendo consumido por los metanógenos, y por eso se produce un descenso rápido tras la producción inicial.

La desviación de los resultados de simulación con el modelo propuesto respecto a las curvas teóricas puede deberse a varias razones, entre las que se encuentran los efectos de solubilidad del hidrógeno en el lixiviado o a la existencia de un sumidero

biológico de  $H_2$  distinto de la metanogénesis. Para contrastar estas hipótesis se realizaron tres nuevas simulaciones modificando el modelo:

- Considerando la capacidad de disolución de los gases en el líquido según el modelo finalmente incorporado en MODUELO 2.
- Suponiendo la celda cerrada (no se permite la liberación del gas producido).
- Incorporando el efecto de un fenómeno desconocido que consume el 92% del hidrógeno generado.

Los resultados obtenidos con estas tres modificaciones se presentan en la Figura I.4.

En los casos a) y b) la alta generación de  $H_2$  se mantiene. Cuando hay acumulación en la celda (caso b) el  $H_2$  disminuye más rápidamente, pues se acelera su consumo, dando lugar a cantidades mucho mayores de  $CH_4$  por esta vía (ver Tabla I.2). En el caso contrario, en que el equilibrio entre fase gaseosa y líquida es instantáneo y no se simula la aportación de  $H_2$  desde la fase gaseosa, no existe  $H_2$  disuelto suficiente para la metanogénesis. En realidad tanto la generación como la liberación del gas se producen gradualmente.

Tabla I.2. Cantidades de gas liberado de la celda cerrada, acumuladas al día 4000, según los distintos modelos estudiados.

<b>Modificación/Gas liberado (moles)</b>	<b>Propuesta inicial</b>	<b>Disolución</b>	<b>Acumulación</b>	<b>Eliminación</b>
<b>CO<sub>2</sub></b>	965	1068 ‘	742	1029
<b>H<sub>2</sub></b>	893	1314 ‘	47	92
<b>CH<sub>4</sub> de acetato*</b>	515	515	515	515
<b>CH<sub>4</sub> de hidrógeno*</b>	105	0	329	41
<b>CH<sub>4</sub> total</b>	620	512 ‘	844	556

(\*) Cantidades generadas

(‘) Cantidades liberadas

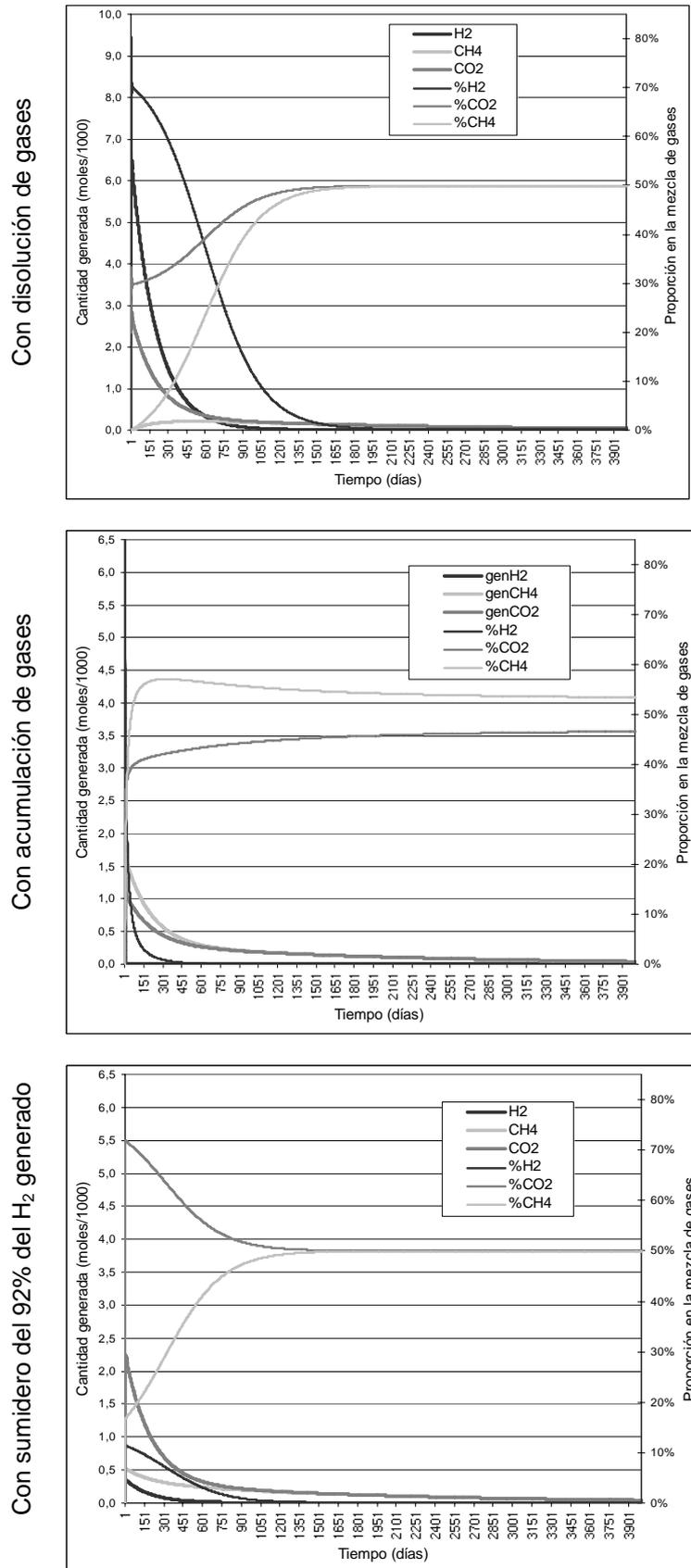


Figura I.4. Resultados de las simulaciones de la celda cerrada con la propuesta de modificación inicial modificada.

En el caso “Eliminación” la evolución de las proporciones relativas entre los gases producidos reproducen muy aproximadamente las gráficas de referencia a partir de un máximo de CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub> sobre el 80 y el 15% respectivamente. Este resultado coincide cualitativamente con el de Shelley *et al.* (2001), ya comentado, que consiguen una forma de evolución adecuada en sus curvas de simulación con la hipótesis de desviación del 20% del hidrógeno producido hacia otros compuestos diferentes al H<sub>2</sub>. Aceptar esta hipótesis supondría incluir otro compuesto en la fórmula de hidrólisis que se lleve el 92% del H<sub>2</sub> generado sin alterar la cantidad de CO<sub>2</sub><sup>1</sup>, lo que reduce la cantidad global de metano generado (Tabla I.2). Para aceptar este hecho sería necesaria mayor información experimental.

Por otro lado la posición del máximo en las curvas de generación de metano, en las primeras etapas de degradación, tampoco responde a las observaciones experimentales.

Los datos disponibles en la actualidad inclinan a aceptar preferiblemente la hipótesis de que la variación en las proporciones de cada gas en el total emitido está condicionada por un mayor número de etapas en el proceso de descomposición del residuo que las planteadas.

## I.5. REFERENCIAS

- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1996). “Transport of gas and heat in sanitary landfills I. Model Formulation.” *Waste Management and Research*, 14(6), pp. 483 - 504.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. y LECKIE, J.O. (1997). “Gas simulation models for Solid Waste Landfills”. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 27(3), pp. 237-283.
- HAARSTRICK, A.; HEMPEL, D.C.; OSTERMANN, L.; AHRENS, H.; DINKLER, D. (2001). “Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills”. *Waste Management and Research*, 19, pp. 320-331.
- LEE, J.J.; JUNG, I.H.; LEE, W.B. y KIM, J.O. (1993). “Computer and experimental simulations of the production of methane gas from municipal solid waste”. *Water Science and Technology*, 27(2), pp 225-234.

---

<sup>1</sup> Esto significa precisamente potenciar la producción del CO<sub>2</sub> frente al H<sub>2</sub> como creen necesario Shelley *et al.* (2001).

- SHELLEY, M.L.; NIXON, W.B.; BLECKMANN, C.A.; COLDORN, P.A. y BENTER, B.D. (2001). "Dynamic simulation of landfill waste stabilization". *Journal of Environmental Engineering*, 127 (12), pp. 1100 – 1110.
- SWARBRICK, G. y LETHLEAN, J. (2001). "A thermodynamic model for MSW landfill degradation". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp.99 – 108.
- TCHOBANOGLOUS, George; THEISEN, Hilary y VIGIL, Samuel (1994). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw Hill, Madrid.
- YOUNG, Alan (1995). "Mathematical modelling of the methanogenic ecosystem". En SENIOR, Eric (1995). *Microbiology of landfill sites*. Lewis Publisher, Estados Unidos.
- ZEHNDER, A. J. B.; INGVORSEN, Kjeld y MARTI Therese (1982). "Microbiology of methane bacteria". En *Anaerobic digestion: second international symposium*. Elsevier biomedical Press, Amsterdam. pp. 45 – 66.

## **ANEJO II. FOTOGRAFÍAS DEL VERTEDERO MERUELO I**



## ANEJO II. FOTOGRAFÍAS DEL VERTEDERO MERUELO I



Fotografía II-1. El vertedero de Meruelo I. Vista aérea de la vaguada y el área de explotación.



Fotografía II-2. Muro drenante central de escollera. Vista longitudinal.



Fotografía II-3. Muro drenante central de escollera. Vista transversal.



Fotografía II-4. Vista general del área de explotación.



Fotografía II-5. Laguna de almacenamiento de lixiviados.



Fotografía II-6. Aspecto de los taludes sellados al cabo de los años.