

# **CAPÍTULO 6. EVALUACIÓN DEL MODELO DE BIODEGRADACIÓN. CALIBRACIÓN Y ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD**



## ÍNDICE DEL CAPÍTULO

6. EVALUACIÓN DEL MODELO DE BIODEGRADACIÓN. CALIBRACIÓN Y ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD .....	6-1
6.1. Objetivos .....	6-1
6.2. Metodología .....	6-1
6.3. Resultados y discusión de la calibración .....	6-4
6.3.1. Comprobación del ajuste. ....	6-4
6.3.2. Evolución de las emisiones en el tiempo .....	6-9
6.4. Análisis de sensibilidad .....	6-16
6.4.1. Sensibilidad a las velocidades de hidrólisis. ....	6-18
6.4.2. Sensibilidad a la constante de acetogénesis. ....	6-18
6.4.3. Sensibilidad a la constante de metanogénesis acetofílica. ....	6-19
6.4.4. Sensibilidad a la constante “fracción de arrastre”. ....	6-19
6.4.5. Sensibilidad a la constante de metanogénesis hidrogenofílica. ....	6-20
6.5. Referencias .....	6-31

## **6. EVALUACIÓN DEL MODELO DE BIODEGRADACIÓN. CALIBRACIÓN Y ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD**

### **6.1. OBJETIVOS**

Habiendo probado el funcionamiento del modelo de biodegradación propuesto en un caso sencillo, como es el de la celda cerrada presentado en el capítulo 4, se trata en este capítulo de comprobar sus resultados por contraste con datos obtenidos en el vertedero real “de referencia” (Meruelo I) y realizar un análisis de sensibilidad a los parámetros principales.

Aun tratándose de un vertedero modélico en cuanto a información recopilada, los datos disponibles para calibración del modelo en Meruelo I se reducen a los obtenidos en medidas puntuales durante la campaña experimental que tuvo lugar entre marzo y octubre de 1990. Por este motivo sólo se realiza una calibración, sin pasar a la validación del modelo. La escasez de información de campo se complementa con la literatura existente sobre tendencias de variación de las emisiones del vertedero a lo largo del tiempo, para así poder extraer conclusiones sobre el comportamiento del modelo en aplicación a casos reales.

Con este mismo objetivo, servir de base para aplicaciones posteriores, se incluye en este mismo apartado un análisis de sensibilidad de la respuesta del modelo a la variación de sus parámetros principales. Un estudio de este tipo permite evaluar la “calidad” del modelo probando que la influencia conocida de ciertos factores en las emisiones del vertedero se traduce en cambios similares en los resultados de simulación (al variar los parámetros que cuantifican dichos factores). Por otro lado, no cabe duda de que conocer la influencia de cada parámetro en la simulación es un dato de partida importante de cara a la aplicación del programa en otros casos.

### **6.2. METODOLOGÍA**

En la aplicación del modelo de biodegradación se parte del modelo de Meruelo I ya calibrado en la parte hidrológica, resultado del estudio presentado en apartados anteriores. Los ficheros de composición y evolución de la producción de residuos son los mismos que los empleados en las simulaciones preliminares con MODUELO 1 con las correcciones señaladas en el capítulo anterior, y se acepta también la separación

entre componentes según velocidad de degradación adoptada entonces (Tabla 4.3). La biodegradabilidad de cada componente es la adoptada por defecto en MODUELO 2 (Tabla 2.4).

Fijada la caracterización del residuo en composición y biodegradabilidad quedan por definir su “estructura” ( $f_{ar}$ ) y “accesibilidad en vertedero” ( $f_{ac}$ ). La fracción de arrastre de materia no biodegradable en la hidrólisis,  $f_{ar}$ , se ha empleado como parámetro de calibración. A falta de información específica sobre las condiciones de accesibilidad del residuo en Meruelo I,  $f_{ac}$  se ha dejado fija e igual a 0'65, valor manejado también en las simulaciones iniciales con MODUELO 1 para el parámetro equivalente ( $k_{hidro}$ ).

Los criterios empleados para el contraste de resultados de las simulaciones son los siguientes: aproximación a las cargas de contaminación registradas durante la campaña experimental, relación DBO/DQO, proporción de gases en la mezcla emitida y generación máxima de biogás en los rangos publicados. A continuación se detallan y justifican estos criterios.

- Aproximación a la evolución de las cargas de contaminación registradas durante la campaña experimental.

Dado que la información disponible está compuesta por los resultados de una serie de determinaciones realizadas cada tres días aproximadamente en muestras tomadas puntualmente (en determinado momento del día correspondiente al análisis) es necesario procesar estos datos para caracterizar a partir de los mismos las emisiones durante el período de campaña. El procesamiento realizado es similar al planteado en su día para comparar las simulaciones de MODUELO 1, que parte de asumir que la media de las medidas puntuales realizadas en un mes es representativa de las condiciones medias durante el mismo. Puesto que para cada día de medida se dispone de las concentraciones de DQO y  $N-NH_4^+$  (además de otros) de la muestra y valor del caudal en el momento de muestreo se calculan la cargas de contaminante correspondientes (masa por unidad de tiempo) y de ellas, mes a mes se obtiene el valor promedio. Estos valores mensuales, en concreto de la DQO y el  $N-NH_4^+$  son los empleados en la calibración del modelo.

- Relación DBO/DQO

La relación DBO/DQO es un parámetro importante en el estudio de lixiviados y la estabilidad de vertederos. A lo largo de su vida dicho cociente decrece, a medida que

la materia biodegradable va siendo convertida en gas y persiste la aparición de compuestos que no han podido ser descompuestos. Cuando predominan la acidogénesis y acetogénesis (los residuos son “jóvenes”) sobre los procesos de generación de gas la relación DBO/DQO se mantiene por encima de 0'4, lo que indica una buena biodegradabilidad del lixiviado. En las últimas etapas de emisión sus valores descienden por debajo de 0'2 (Stegmann y Ehrig, 1989).

.- Proporción de gases en la mezcla emitida.

Se toma como referencia la curva publicada por Tchobanoglous *et al.* (1994) ya comentada en capítulos anteriores. Ello implica obtener unos resultados de emisión de gas con proporciones predominantes de CO<sub>2</sub> en la etapa inicial para luego ser similares para CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> según la composición de los residuos degradados, manteniéndose la emisión de H<sub>2</sub> en torno o por debajo del 10%-20%.

.- Generación máxima de biogás.

En la Tabla 2.8 se reunían valores de generación máxima de biogás por unidad de masa seca de residuos urbanos publicados por varios autores. La solución ha de conducir a valores de éste parámetro en el rango allí recogido.

Se comenzó la calibración adoptando para las constantes los primeros valores recogidos en la Tabla 6.1 (segunda fila). Las velocidades de hidrólisis y acetogénesis coinciden con los valores de calibración de las velocidades de hidrólisis y “k<sub>bio</sub>” en el modelo Meruelo en MODUELO I. La velocidad de “metanización acetoclástica” se toma en relación con k<sub>A</sub>, conservando la proporción resultante en la calibración teórica de la celda cerrada (Tabla 4.10), y para la de “metanización utilizadora de hidrógeno” directamente el valor final de ese estudio.

El proceso ha consistido en ir variando los parámetros cinéticos del modelo y la fracción de arrastre en cada simulación, contrastando los resultados obtenidos con los criterios enunciados. En cada simulación se cambia el valor de un parámetro (salvo en las velocidades de hidrólisis rápida y lenta que se mantienen proporcionales variándolas simultáneamente), de forma que el mismo proceso, al realizarse “manualmente”, sirve como análisis de sensibilidad inicial. Para cada simulación se evalúa el error medio absoluto y relativo, la suma de los cuadrados de los errores entre las series medidas y simulada de cargas de DQO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y el valor de máxima

generación anual de biogás por unidad de peso de residuo, que suele darse en el año 1991.

La suma cuadrática se emplea como criterio de calibración: se toma la combinación de parámetros que la hace mínima. Los valores medios del error sirven como guía durante el proceso para indicar el sentido de cambio de los parámetros conocida aproximadamente su influencia. Por ejemplo, si el nitrógeno amoniacal simulado es menor que el medido (error relativo negativo) al variar las velocidades de hidrólisis éstas han de aumentar, y con esta información se agiliza la calibración.

Finalmente el valor de generación de biogás se emplearía para rechazar aquellas alternativas que no cumplan con el rango de referencia.

Antes de aceptar definitivamente la solución elegida con estos pasos se comprueban los criterios establecidos previamente.

### **6.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE LA CALIBRACIÓN**

#### **6.3.1. Comprobación del ajuste.**

La Tabla 6.1 resume el proceso de calibración, que condujo a los valores paramétricos de la Tabla 6.2. La Figura 6.1 permite comparar los valores medios diarios de la carga contaminante resultantes de la simulación calibrada con los datos de referencia. Cada valor presentado se corresponde con un mes de la campaña de campo. En esta gráfica cada punto se define por el valor medido (eje de abscisas) y su valor simulado correspondiente (en ordenadas), de manera que cuando ambos coinciden el punto pertenece a la bisectriz que se ha dibujado en la misma figura. Valores simulados por debajo del medido se reflejan en la zona por debajo de la bisectriz, quedando por encima los sobreestimados.

Tabla 6.1. Resumen de valores paramétricos y resultados (error relativo de cargas acumuladas, suma de los cuadrados de las diferencias y máxima generación de biogás) en el proceso de calibración. (En la columna de definición de los parámetros aparece su relación con el valor inicial adoptado.)

$k_{h_r} (d^{-1})$ $k_{h_l} (d^{-1})$	$k_A (d^{-1})$	$k_{AC} (d^{-1})$	$k_{H_2} (d^{-1})$	$f_{ar}$	Error relat DQO acum. (%)	Error relativo N- $NH_4^+$ acum (%)	Suma cuad. difer. DQO	Suma cuad. difer. N- $NH_4^+$	Máx. gen. biogás (L/KgRUseco)
0'002 0'0004	0'00025	0'005	50	0'5	167	136	18222769	21099940	15
/2	=	=	=	=	47	30	4200388	3732216	9
/3	=	=	=	=	6	-6	2670998	2000185	7
/4	=	=	=	=	-23	-31	2595658	2143775	5
/3	X5	=	=	=	-0	-6	2556813	2000185	11
/3	X10	=	=	=	-6	-6	2489855	2000185	15
/3	X10	X2	=	=	-11	-6	2472463	2000185	16
/3	X10	X3	=	=	-14	-6	2476189	2000185	17
/3	X10	X3	=	/2	-14	-6	2476189	2000185	18
/3	X10	X3	/2	/2	-34	-6	2728721	2000185	18
/3	X20	=	=	=	-14	-6	2465562	2000185	18
/3	X30	=	=	=	-19	-6	2488488	2000185	20
/3	X20	X2	=	=	-21	-6	2499098	2000185	20
/3	X20	X3	=	=	-23	-6	2533574	2000185	21
/3	X20	/2	=	=	-8	-6	2479938	2000185	15
/3	X20	/3	=	=	-3	-6	2532316	2000185	11
/3	X20	=	/2	=	-14	-6	2465562	2000185	19
/3	X20	=	/2	/2	-34	-6	2731569	2000185	19

Tabla 6.2. Parámetros resultantes de la calibración del modelo de biodegradación de Meruelo I.

Parámetro	Valor de calibración
$kh_r$ ( $d^{-1}$ )	0,0007
$kh_l$ ( $d^{-1}$ )	0,0001
$k_A$ ( $d^{-1}$ )	0,005
$k_{Ac}$ ( $d^{-1}$ )	0,005
$kH_2$ ( $d^{-1}$ )	50
$f_{ar}$	0'2

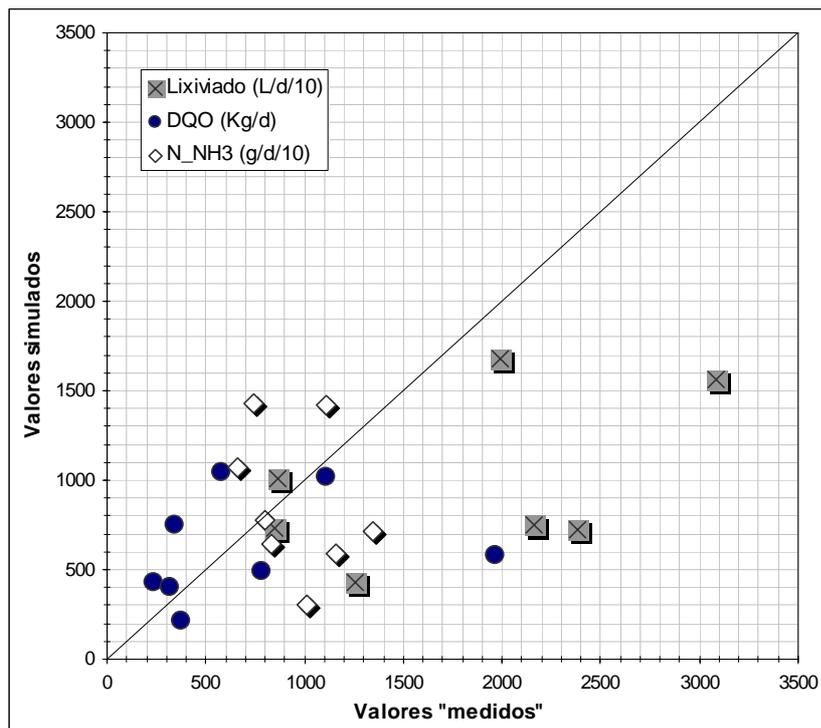


Figura 6.1. Contraste de los resultados de simulación de Meruelo I calibrado con los datos de referencia. Cargas (DQO y  $N-NH_4^+$ ) y caudal medios diarios correspondientes a cada mes de la campaña de medida.

Como se pretendía con el ajuste, los puntos resultantes en DQO y  $N-NH_4^+$  se agrupan en torno al "eje de coincidencia" trazado. Los centros de gravedad de ambos

grupos quedan ligeramente desplazados hacia la derecha, de acuerdo con los errores absolutos obtenidos finalmente, negativos (ver Tabla 6.3). La DQO total emitida durante los meses considerados es de 1668611 kg frente a los 144319 kg estimados en la simulación. El nitrógeno amoniacal emitido fue de 2030 kg frente a los 2161 kg simulados. Estas desviaciones, poco significativas si se tiene en cuenta la forma de obtención de los propios datos “medidos”, contrastan con las obtenidas en los caudales registrados. Aceptando que la media de las medidas puntuales de cada mes es representativa del caudal medio diario correspondiente se obtiene un volumen total emitido entre el uno de marzo y el quince de octubre de 1990 de 7445 m<sup>3</sup>, un 58% mayor que el simulado (3090 m<sup>3</sup>).

Tabla 6.3. Errores en la simulación de la DQO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de Meruelo 1 durante los meses de marzo a octubre de 1990.

	DQO	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
<b>Carga o flujo</b>		
Error absoluto medio (kg/d)	-98	- 39
Error porcentual medio (%)	19%	-1%
Suma cuadrática (kg <sup>2</sup> /d <sup>2</sup> )	2465563	2000185
Valores medidos (kg/d) min – Max (media)	234 – 1968 (714)	217 – 1044 (616)
Valores simulados (kg/d) min – Max (media)	664 – 1344 (957)	303 – 1429 (868)
<b>Concentraciones</b>		
Media medida (mg/L)	34500	788
Media simulada (mg/L)	55835	798

Los valores medios de las concentraciones se recogen también en la Tabla 6.3. Contrastando estos valores (Figura 6.2) se observa la tendencia a sobreestimar la concentración de DQO, que se traduce en un 61% de error relativo medio entre valores simulado y evaluado a partir de los datos de la campaña. Esta tendencia sería esperable también en el caso del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, y sin embargo para el mismo el error relativo

medio cometido es de -1%. Claramente esta menor desviación no manifiesta una mayor aproximación en las series: se observa que los puntos de  $\text{N-NH}_4^+$  están mayoritariamente más alejados de la bisectriz que el resto. En realidad hay una mayor dispersión en los valores medidos que conduce a errores de distinto signo que acaban compensándose al realizar el promedio. Por eso la desviación media en esta ocasión no es representativa.

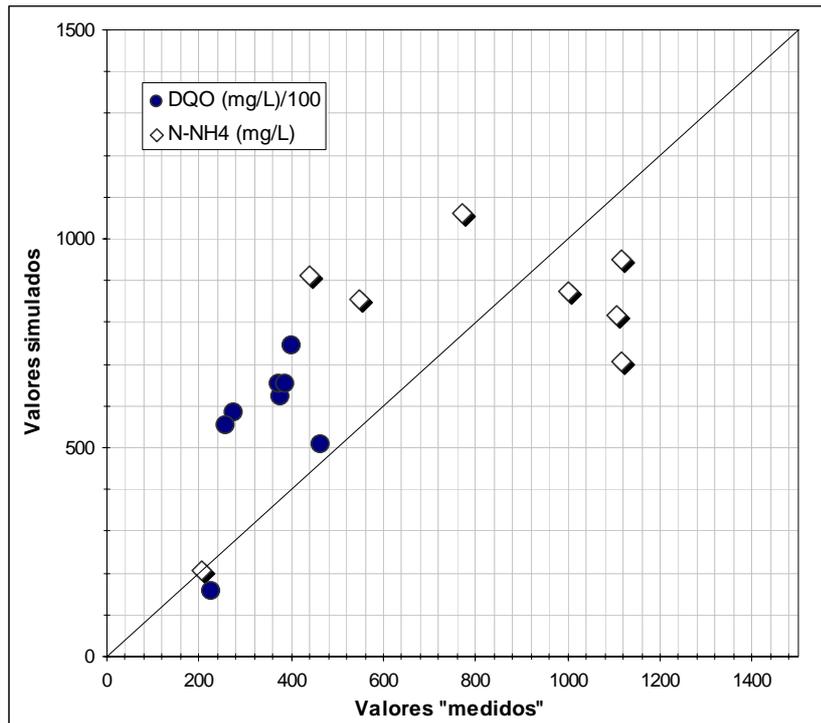


Figura 6.2. Contraste de los resultados de simulación de Meruelo I calibrado con los datos de referencia. Concentraciones de DQO y  $\text{N-NH}_4^+$  medias diarias correspondientes a cada mes de la campaña de medida.

Atendiendo entonces sólo al error en los valores medios de DQO se detecta una correspondencia directa con el “error de la simulación hidrológica”. El error medio cometido en la estimación del volumen mensual de lixiviado, que se atribuía en el apartado anterior a la penetración de agua subterráneas, es de -42% (-19  $\text{m}^3/\text{d}$  en términos absolutos). Estos aportes exteriores no tienen por qué presentar contaminación. Si el programa simula adecuadamente las cantidades de contaminante emitido en dicho período las concentraciones resultantes deberían ser mayores que las observadas, en una cuantía similar a la que el caudal registrado supera el simulado, como así ocurre.

Este resultado confirmaría la hipótesis enunciada a partir de los resultados hidrológicos y a la que ya se apuntaba en [Loddo, 2001], de entrada de aguas “no contaminadas” exteriores en la corriente de lixiviados, frente a los resultados presentados en su día en Lobo *et al.* (2002a y 2002b) que parecían indicar la pérdida de volúmenes de lixiviado a través del vaso de vertido (un 30% del volumen generado entre marzo y octubre de 1990).

Consultada la empresa encargada de la explotación y seguimiento del vertedero parece más probable que el balance de entradas – salidas a través del contorno del vertedero de Meruelo sea positivo, pues el vaso de vertido inicial interceptaba una corriente subterránea que se activa con la lluvia (escorrentía subsuperficial) [Tejero, 2001].

### 6.3.2. Evolución de las emisiones en el tiempo

Las figuras siguientes muestran la evolución de contaminantes lixiviados y emisiones de gas en Meruelo I resultantes de la simulación calibrada del mismo, que han servido también para confirmar la bondad del ajuste. Los valores de concentración de contaminantes y el volumen de gas producido reproducen sensiblemente las tendencias generales observadas en otros vertederos de residuos urbanos.

La Figura 6.3 recoge las series temporales de concentración de DQO, DBO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> junto a la de caudal de lixiviado. Se aprecian claramente las oscilaciones en concentración de los distintos contaminantes que acompañan, en sentido inverso, las variaciones de caudal a lo largo del año.

Las series dibujadas corresponden a los valores obtenidos para cada mes directamente de la simulación. Si se acepta que el caudal medio de lixiviado real es un 42% mayor las concentraciones “reales” serían una fracción (1/1'42) de las presentadas. Resultan entonces DQO y DBO máximas de 140000 mg/L y 42200 mg/L respectivamente, que se darían aproximadamente cinco años y uno después de cerrado el vertedero. Estas concentraciones se encuentran por encima o en el rango superior de las referidas en la bibliografía general [en Pohland (1987) se recogen valores hasta de 71700 mgDQO/L y 57700 mgDBO/L, en Tchobanoglous *et al.* (1994) de 60000 mgDQO/L y 30000 mgDBO/L], pero podrían ser debidas al desarrollo topográfico del vertedero, predominantemente en altura: la disposición de los residuos en vaguada reduce el agua de lluvia que penetra por unidad de volumen de residuo y,

por tanto, la contaminación arrastrada por los lixiviados aparece en concentraciones mayores aunque la masa siga siendo la misma.

La relación DBO/DQO decrece a lo largo de la vida del vertedero a medida que la materia biodegradable está siendo convertida en gas. En este caso oscila entre 0'65 y valores por debajo de 0'2 a partir de 1996 (seis años después de la clausura). El valor de 0'4, de referencia para vertederos “jóvenes” como se señaló anteriormente [Stegmann y Ehrig, 1989] se alcanza año y medio después del final de la explotación.

Al igual que en los parámetros comentados, las concentraciones máximas de  $\text{N-NH}_4^+$  (de 3600 mgN/L ya corregidas con el factor de “variación del caudal” comentado) también superan los valores observados habitualmente (Stegmann y Ehrig (1989) y Ehrig y Kruempelbeck (2001) muestran valores máximos de nitrógeno amoniacal entre 1500 mgN/L y 2000 mgN/L). En la Figura 6.3 se observa que la evolución en el tiempo de DQO y  $\text{N-NH}_4^+$  una vez consumida la mayor parte de la materia orgánica biodegradable, es muy similar, como corresponde a compuestos cuya única vía de emisión una vez creados es el lixiviado, puesto que no se degradan (la DQO entonces es principalmente no biodegradable). En ambos aun después del sellado se produce un incremento significativo de concentración hasta alcanzar los valores máximos cinco años después del cierre. Como en otros vertederos (Stegmann y Ehrig, 1989; Ehrig y Kruempelbeck, 2001), se produce una fase estacionaria que mantiene estos valores elevados durante varios años antes de que empiece un suave descenso.

Las figuras 6.4 y 6.5 muestran las cargas de contaminante emitidas con el lixiviado a lo largo del tiempo.

En ambas se aprecia que la variación de la carga acompaña fielmente la del caudal. Y es que aun produciéndose un cierto efecto de dilución por salida más rápida del agua en ciertas épocas del año tiene mayor influencia en este caso la aparición de mayor cantidad de contaminante cuanto mayor sea el volumen de agua evacuado (aunque éste tenga concentraciones un poco menores). Estas oscilaciones van atenuándose a lo largo del tiempo, al irse reduciendo las concentraciones.

En la Figura 6.4 se han representado además los flujos máxicos de “ $\text{C}_{\text{CHO}}$ ” o “carbono en forma de compuestos intermedios” y “AC”, “acetato”, presentes en el lixiviado. Para comparar los valores en términos de moles de carbono, por ejemplo, debería dividirse  $\text{C}_{\text{CHO}}$  (kg) entre 12 g/mol de C y el “AC” (kg) entre 30 g/mol de C. En todo caso en la misma gráfica se aprecia que la evolución de ambos “tipos de compuesto” es muy similar, y ello se debe a las velocidades de acetogénesis y

metanogénesis acetoclástica obtenidas en la calibración, que son iguales en este caso.

El nitrógeno orgánico no biodegradable (Figura 6.5) sigue la misma evolución que el nitrógeno amoniacal extraído en el lixiviado y, en general, que todos los compuestos que no se degradan. Según el modelo MODUELO éste elemento en suma con el nitrógeno amoniacal, permite representar el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), puesto que no se contemplan otras formas nitrogenadas (tampoco es de esperar que aparezcan nitritos o nitratos entre los contaminantes generados en condiciones anaerobias). Así, la relación  $NTK/N-NH_4^+$  se mantiene durante todo el período simulado cercano a 1'5. Esta proporción coincide en el amplio rango de relaciones nitrógeno orgánico/ $N-NH_4^+$  encontrados en otros vertederos (entre 0'3 y 1'5) (Ehrig y Kruempelbeck, 2001; Stegmann y Ehrig, 1989).

La etapa de máxima generación de biogás coincide con la de más materia biodegradable disuelta en el lixiviado y, en general, en el agua retenida entre los residuos (años 1991 a 1993). En 1992 se emiten 1437000 m<sup>3</sup> de biogás de los cuales el 47% es CH<sub>4</sub>, el 45% CO<sub>2</sub> y el 7% H<sub>2</sub>. Esto equivale a una producción neta, referida únicamente a la suma de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> como es habitual, de 23 L/año por kilogramo de residuo seco, valor medio en el rango de tasas de generación de referencia (Tabla 2.8). Tanto las curvas de evolución de la producción hasta los veintiocho años después de la clausura en que ésta se encuentra ya muy atenuada, como las de proporción de cada gas en la mezcla emitida coinciden con las curvas de referencia.

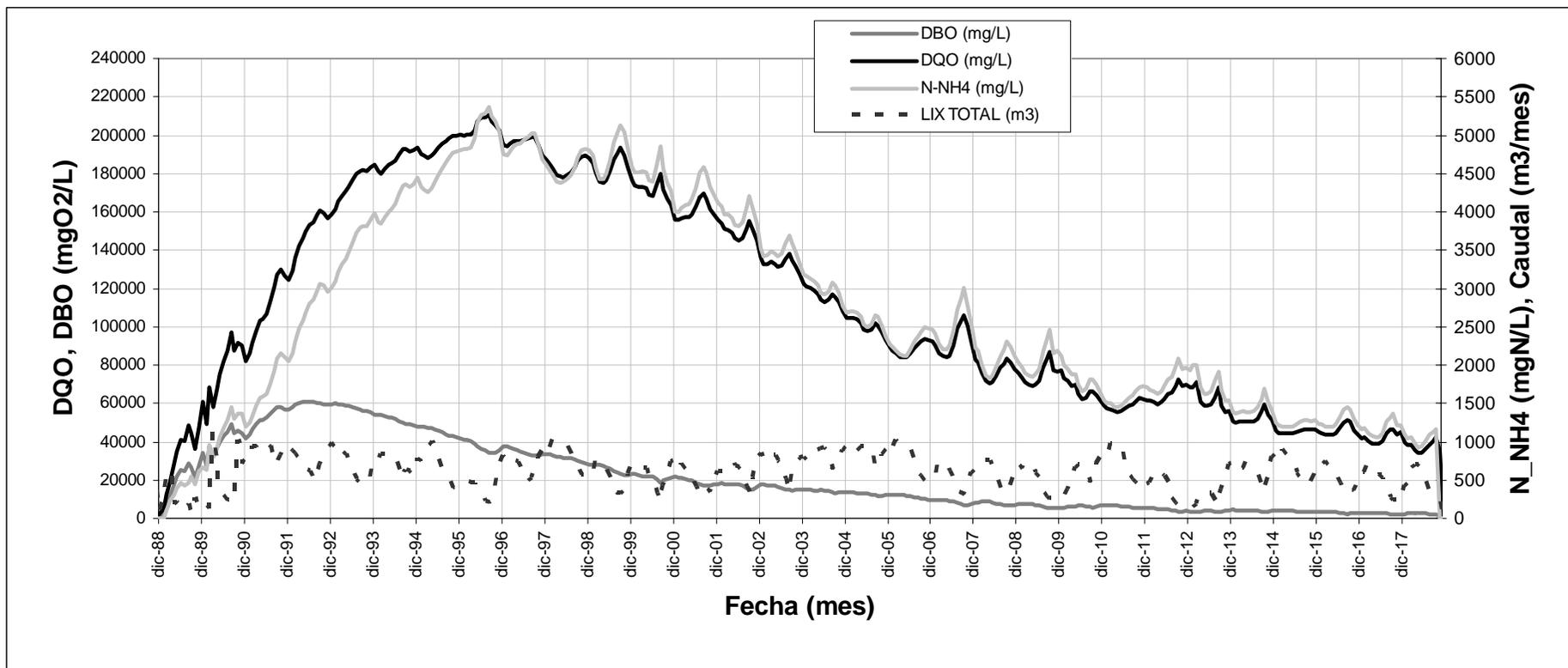


Figura 6.3. Resultados de simulación de Meruelo I calibrado. Concentración de contaminantes (DQO, DBO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

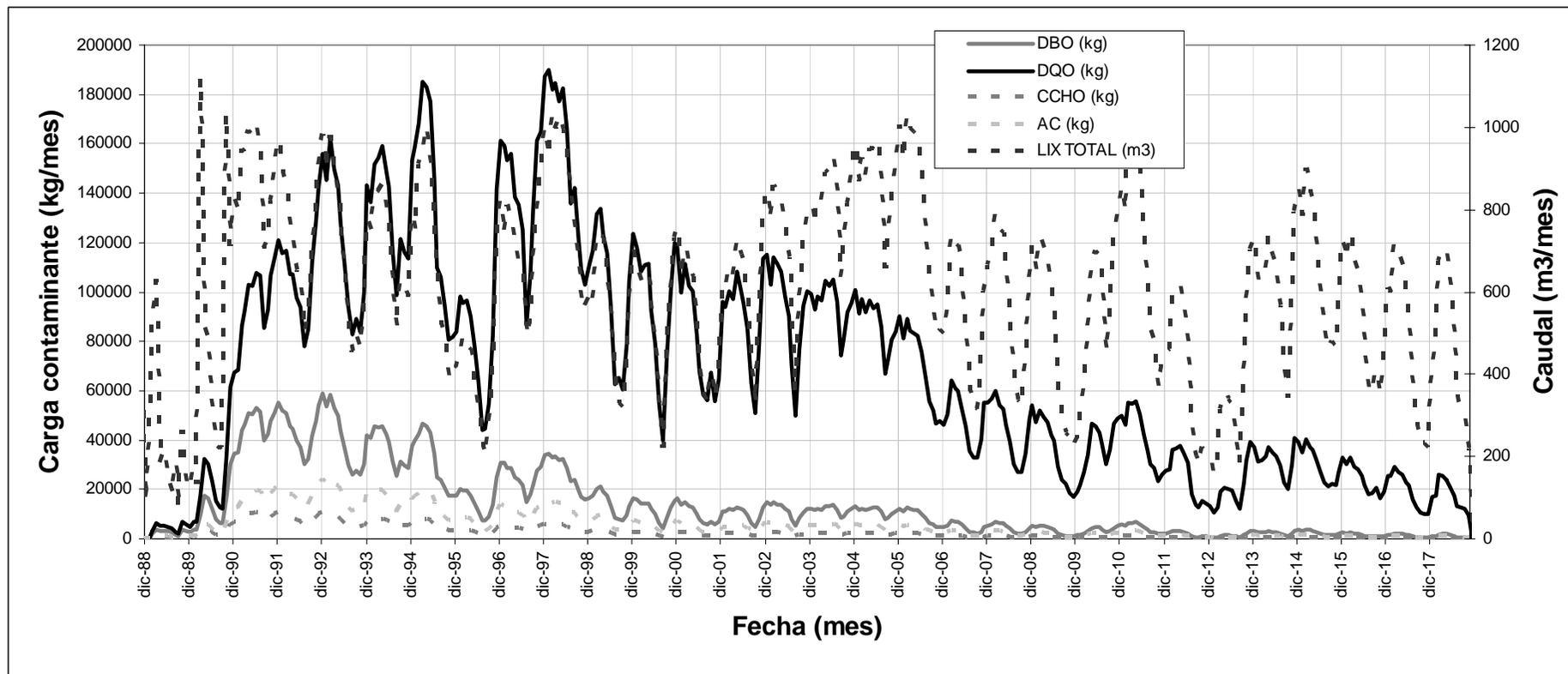


Figura 6.4. Resultados de simulación de Meruelo I calibrado. Carga de contaminantes (DQO, DBO, compuestos intermedios y acetato).

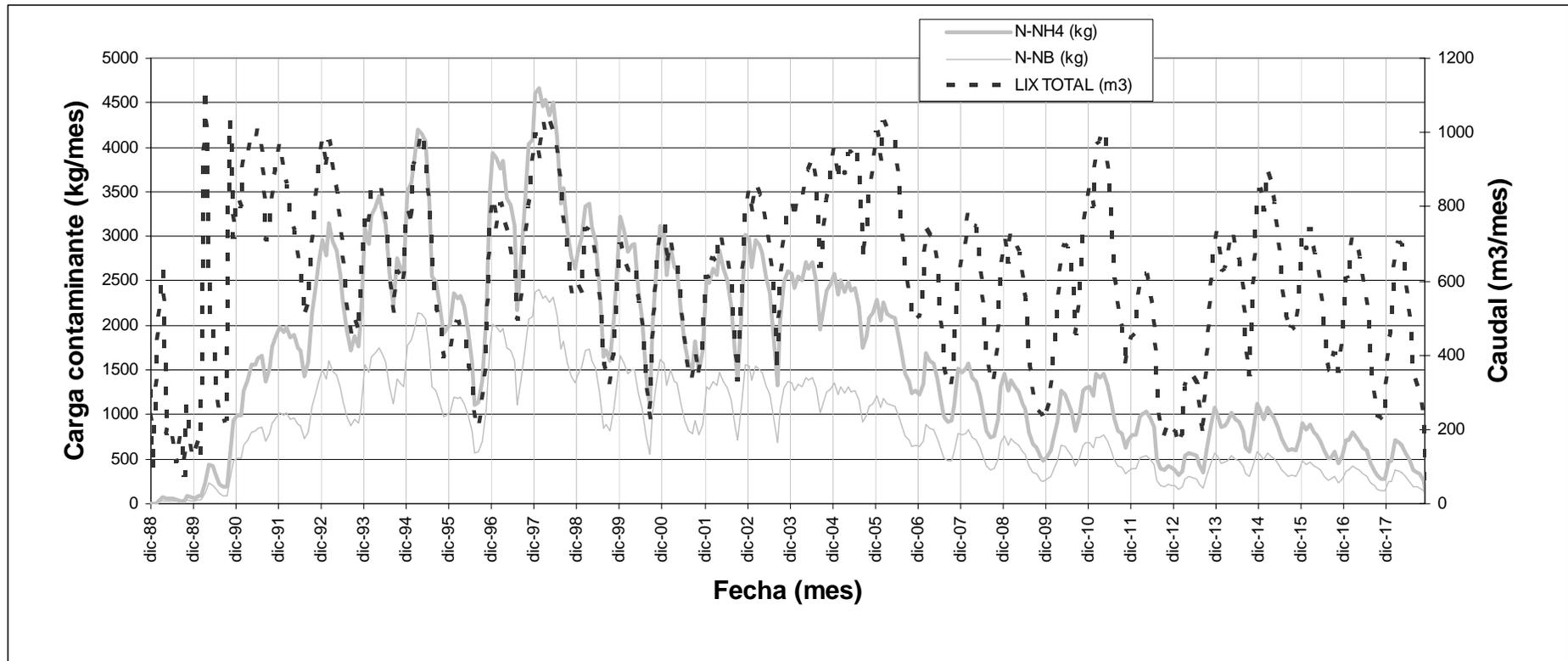


Figura 6.5. Resultados de simulación de Meruelo I calibrado. Carga de contaminantes (nitrógeno amoniacal y orgánico).

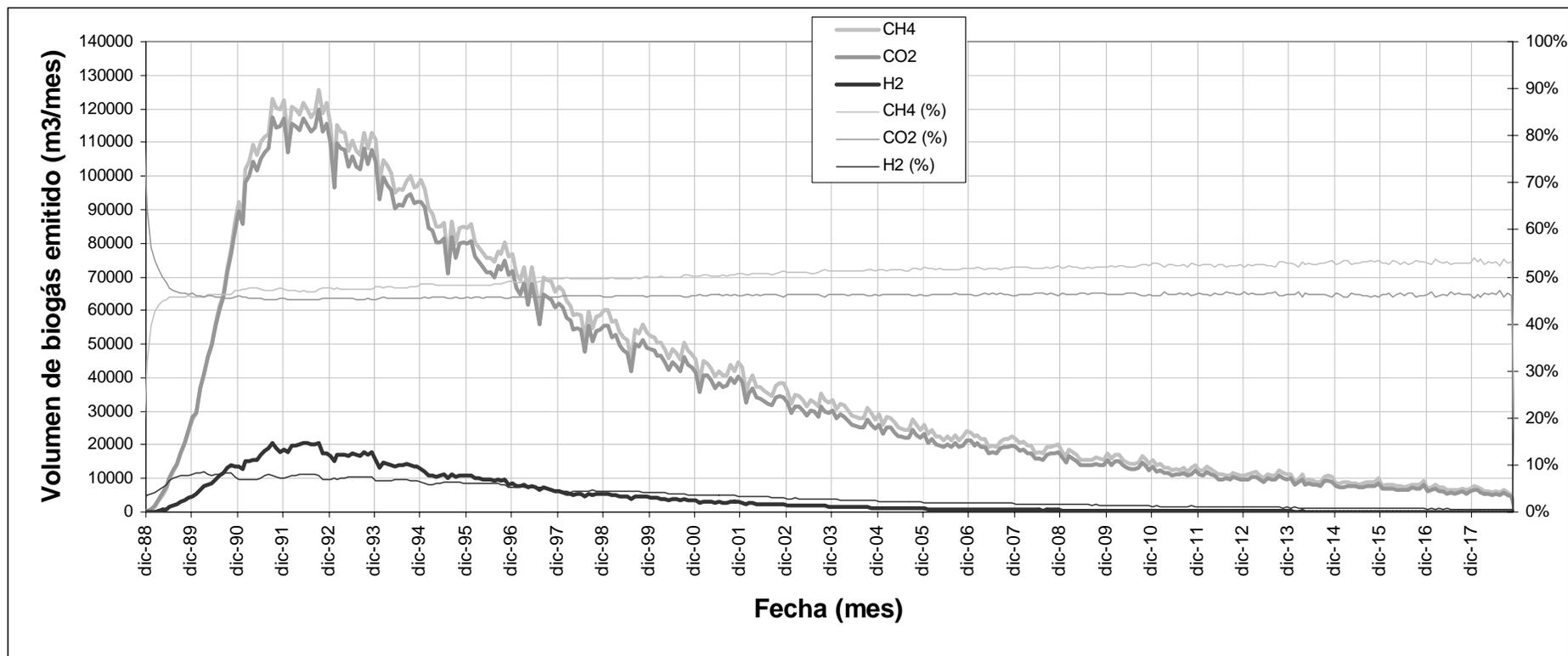


Figura 6.6. Resultados de simulación de Meruelo I calibrado. Biogás emitido, composición.

## 6.4. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Para evaluar la sensibilidad del modelo de biodegradación incorporado en MODUELO a los distintos parámetros que intervienen en él se ha efectuado una serie de simulaciones variando sus valores. Como conjunto de partida se han tomado los valores hallados durante la calibración, y a partir de ellos se modifica un parámetro en cada simulación (salvo en el caso de las tasas de hidrólisis que, como en el proceso de calibración, se modifican a la vez manteniéndolas proporcionales). Los valores empleados se muestran en la Tabla 6.4. Su efecto se refleja en varias gráficas en las que se muestran los resultados de los distintos casos simulados a partir de las cuales pueden extraerse conclusiones sobre los cambios que produce en los mismos la variación de los parámetros.

Para cuantificar la sensibilidad del modelo a cada parámetro podría evaluarse la “variación relativa” (o variación por incremento unitario del valor paramétrico) de las distintas variables resultado. Al ser éstas series temporales la evaluación daría lugar a nuevas series temporales del parámetro de sensibilidad al parámetro estudiado del valor de la variable en cada día. Con el fin de hacer más sencilla la interpretación de resultados y dado que las gráficas de las series temporales para distintos valores paramétricos son aclaratorias por sí mismas, las “cuantificación de la sensibilidad” se ha realizado sólo en un punto de cada serie. Para ello se han elegido los valores máximos alcanzados en cada caso, que representan en cierto modo la forma que puede adoptar la curva de evolución de la variable (más o menos extendida en el tiempo) respecto a la de referencia.

En primer lugar se evalúa la diferencia entre los máximos valores de las series comparadas (S1 y S2 en el primer caso) y se divide entre el “máximo de referencia” (alcanzada en la simulación de calibración), obteniendo así la variación relativa de la variable. El incremento relativo de los parámetros (incremento del mismo entre su valor medio) empleado en todos los casos estudiados es de 2/3. Para hallar el “valor de sensibilidad” final se divide la variación relativa entre este número. Las “sensibilidades” de cada variable evaluadas según lo explicado a partir de las simulaciones de la Tabla 6.4 se recogen en la Tabla 6.5. Con estos valores se deduce qué parámetros producen mayor variación en cada variable (aquellos cuya “sensibilidad” es mayor en valor absoluto) y en qué sentido la modifican (la “sensibilidad” como ha sido definida será negativa cuando el incremento positivo del parámetro produzca un descenso en el valor del máximo, y positiva en el caso contrario).

Tabla 6.4. Valores paramétricos empleados en el análisis de sensibilidad.

PARÁMETRO	Calibración	DENOMINACIÓN DE LA SIMULACIÓN									
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
$kh_r$ (d <sup>-1</sup> )	0,0007	0'00035	0'0014	=	=	=	=	=	=	=	=
$kh_l$ (d <sup>-1</sup> )	0,0001	0'00005	0'0002								
$k_A$ (d-1)	0,005	=	=	0'01	0'0025	=	=	=	=	=	=
$k_{AC}$ (d-1)	0,005	=	=	=	=	0'0025	0'01	=	=	=	=
$kH_2$ (d-1)	50	=	=	=	=	=	=	=	=	100	25
$f_{ar}$	0'5	=	=	=	=	=	=	0'25	1	=	=

Tabla 6.5. Valores de sensibilidad de los máximos a cada parámetro.

Variable	$kh_l$ y $kh_r$	$k_A$	$k_{AC}$	$kH_2$	$f_{ar}$
DQO	0'12	-0'03	-0'03	0	0'25
DBO	0'18	-0'12	-0'09	0	0
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0'12	0	0	0	0
CO <sub>2</sub>	0'20	0'04	0'03	0'01	0
CH <sub>4</sub>	0'19	0'04	0'03	0'01	0
H <sub>2</sub>	0'35	0'07	0'03	-0'25	0

#### 6.4.1. Sensibilidad a las velocidades de hidrólisis.

Las figuras 6.7 y 6.8 muestran el efecto de la velocidad de hidrólisis sobre los resultados del modelo. Una mayor velocidad en la hidrólisis (simulación S1) implica una disolución más rápida de la materia sólida y por tanto una aparición más temprana de los contaminantes en el lixiviado. Al lixivarse más rápido las concentraciones máximas registradas serán mayores (se genera más contaminación por unidad de volumen de agua) y se darán antes. Como la cantidad de materia susceptible de formar emisiones no varía éstas se atenúan más rápidamente en el tiempo en este caso. Estos efectos se reflejan por igual para todos los contaminantes disueltos no degradables. En los compuestos biodegradables al efecto de una aparición más rápida en el lixiviado se añade el hecho de que al aumentar sus concentraciones se acelera su desaparición, lo que produce a su vez mayor cantidad de biogás.

#### 6.4.2. Sensibilidad a la constante de acetogénesis.

El modelo es mucho menos sensible a la variación de  $k_A$ , como se deduce de la Tabla 6.5 y las figuras 6.9 y 6.10.

Al aumentar su valor, la DBO disminuye por un doble motivo: se acelera el consumo de acetato al aumentar sus concentraciones por un lado, y por otro la materia orgánica se convierte a un estado más degradado (de "compuestos intermedios" a acetato) cuya demanda de oxígeno es menor. El efecto sobre la DQO es directamente el mismo. Sin embargo la atenuación de la contaminación no se ve modificada en gran medida porque la desaparición de los compuestos biodegradables

producidos está condicionada por la tasa de consumo del acetato, y  $k_A$  no interviene en la de formación de los no biodegradables.

El  $N-NH_4^+$  en este caso no se ve afectado, al ser producto de la hidrólisis que luego no sufre transformación.

La influencia de  $k_A$  en las emisiones gaseosas es fundamental en la aparición de  $H_2$  y  $CO_2$ , puesto que regula un proceso de generación del mismo. También influye en los valores de  $CH_4$  generado, al intervenir en las tasas de consumo de acetato y  $H_2$  aumentando su presencia en el lixiviado.

#### **6.4.3. Sensibilidad a la constante de metanogénesis acetofílica.**

Cualitativamente, las variaciones de  $k_{AC}$  afectan a las distintas variables de manera muy similar a  $k_A$ . En realidad, según los valores recogidos en la Tabla 6.5 la sensibilidad en este caso es un poco menor.

Al aumentar el valor de esta constante se acelera el consumo de acetato, lo que conduce a valores menores de DBO y también de DQO como consecuencia directa. El biogás (metano y dióxido de carbono) se genera más rápidamente y eso hace que las emisiones sean mayores, pues se consume mayor cantidad de acetato antes de ser arrastrado por el lixiviado. El ligero aumento en las emisiones de  $H_2$ , apenas apreciable en la Figura 6.7 pero delatado por el valor de sensibilidad correspondiente (0'03) es una consecuencia indirecta de la aceleración en la generación de biogás. Se produce la misma cantidad de hidrógeno (en el consumo de acetato no interviene este compuesto) pero el aumento de presiones producido por la presencia de mayores cantidades de los otros gases también favorece la emisión de este gas.

#### **6.4.4. Sensibilidad a la constante “fracción de arrastre”.**

Puesto que “ $f_{ar}$ ” relaciona la masa biodegradable de residuo hidrolizada con la parte orgánica no biodegradable arrastrada en el mismo proceso, su valor únicamente condiciona los resultados de contaminación orgánica que incluye compuestos no biodegradables, en este caso representados por la DQO. Puede comprobarse en los resultados de la Tabla 6.5 y las gráficas de las figuras 6.13 y 6.14.

#### **6.4.5. Sensibilidad a la constante de metanogénesis hidrogenofílica.**

Se aprecia en la Figura 6.16 que las variables de contaminación sólida disuelta en el lixiviado no son sensibles a este parámetro. Únicamente interviene en los procesos de consumo y generación de gases. Aunque la constante influye sensiblemente en la cantidad de hidrógeno emitido (a mayor valor del parámetro menor gas  $H_2$  será emitido, pues se consume en la metanogénesis) la variación de las emisiones de  $CO_2$  y  $CH_4$  que provoca es pequeña. Esto se debe a la estequiometría de la reacción de metanización, por la cual para la generación de un mol de metano se consumen cuatro de hidrógeno y uno de dióxido de carbono, lo que provoca que la generación de  $CO_2$  y  $CH_4$  sólo varíe un 25% la de  $H_2$ .

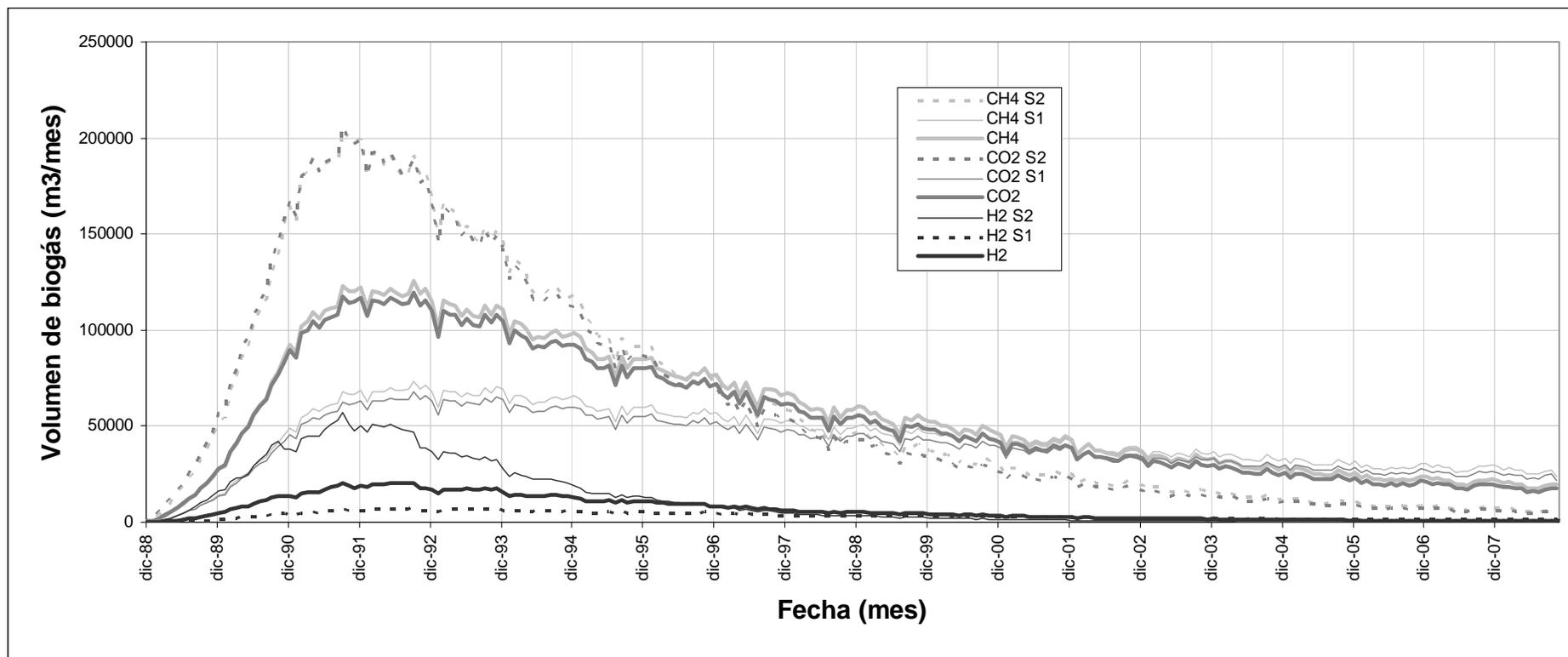


Figura 6.7. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S1 y S2. Biogás emitido.

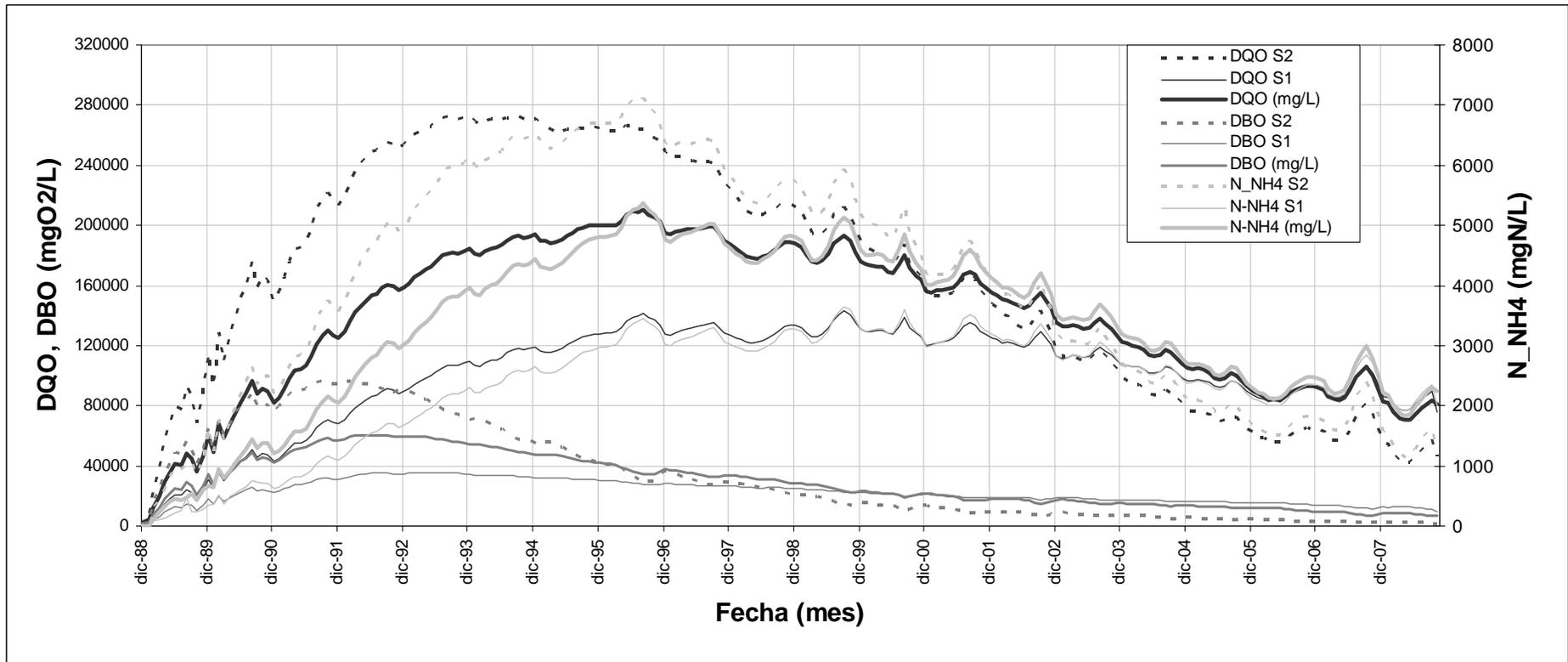


Figura 6.8. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S1 y S2. Concentraciones de DBO, DQO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el lixiviado.

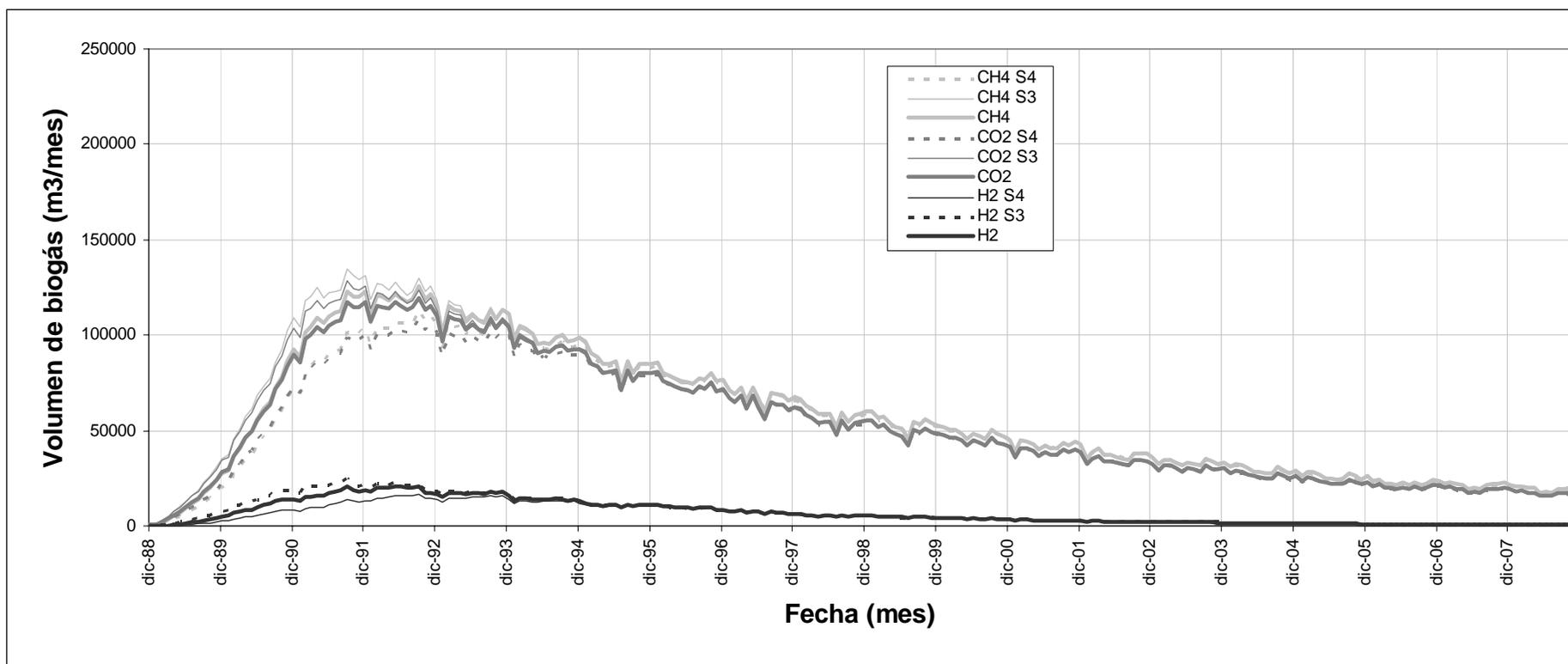


Figura 6.9. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S3 y S4. Biogás emitido

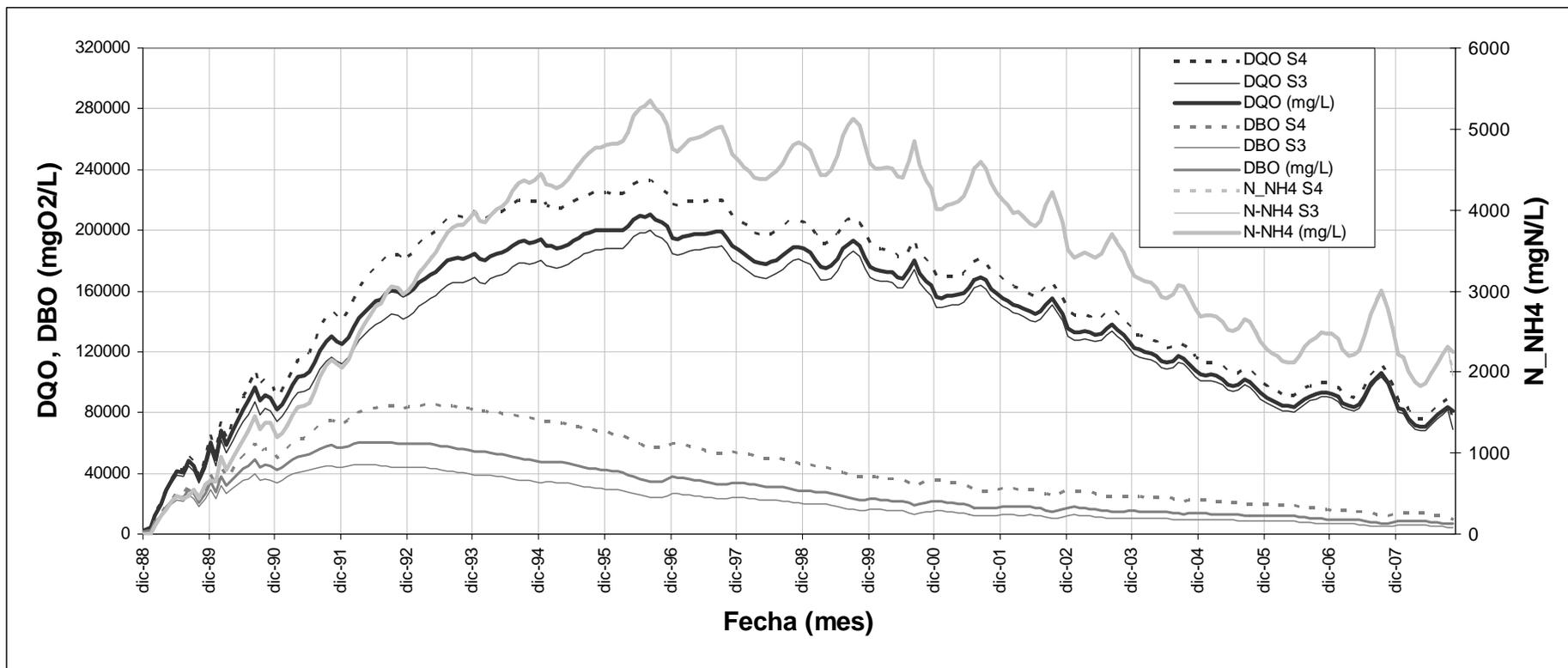


Figura 6.10. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S3 y S4. Concentraciones de DBO, DQO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el lixiviado.

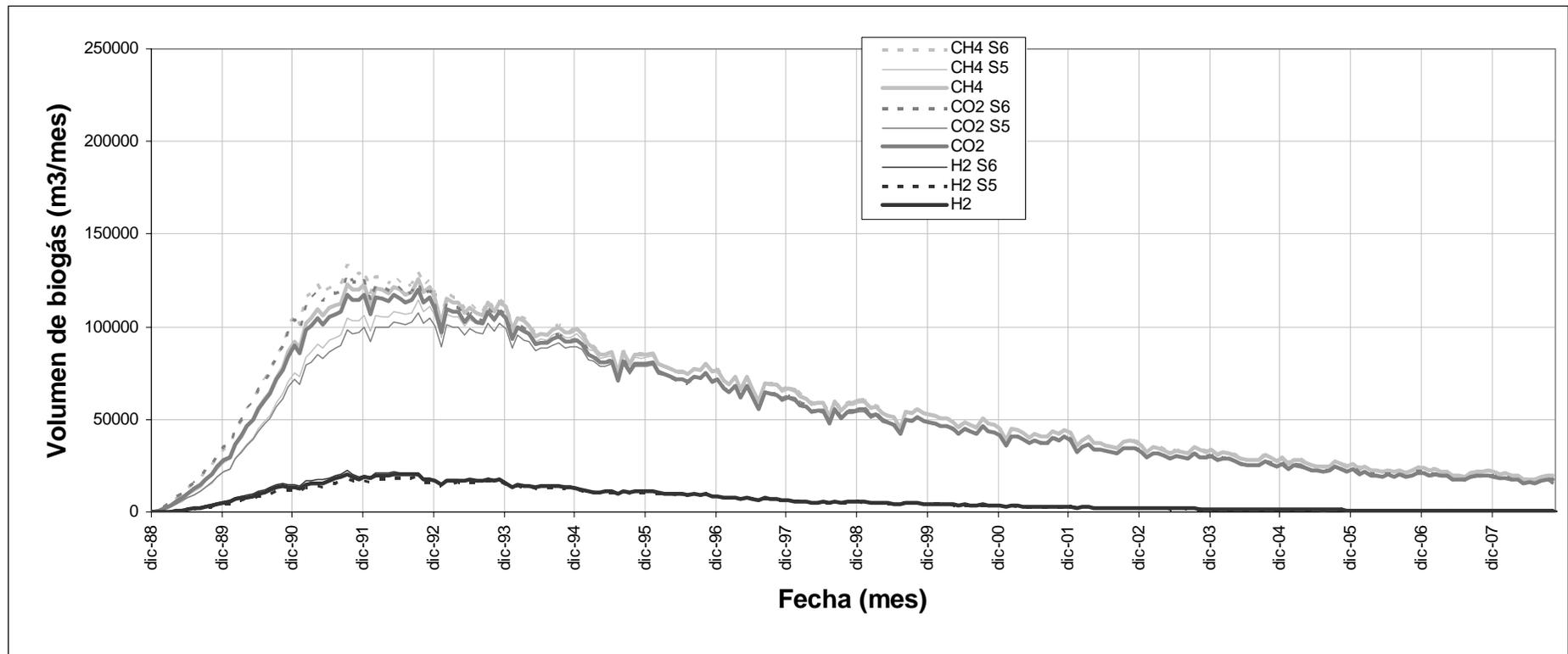


Figura 6.11. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S5 y S6. Biogás emitido.

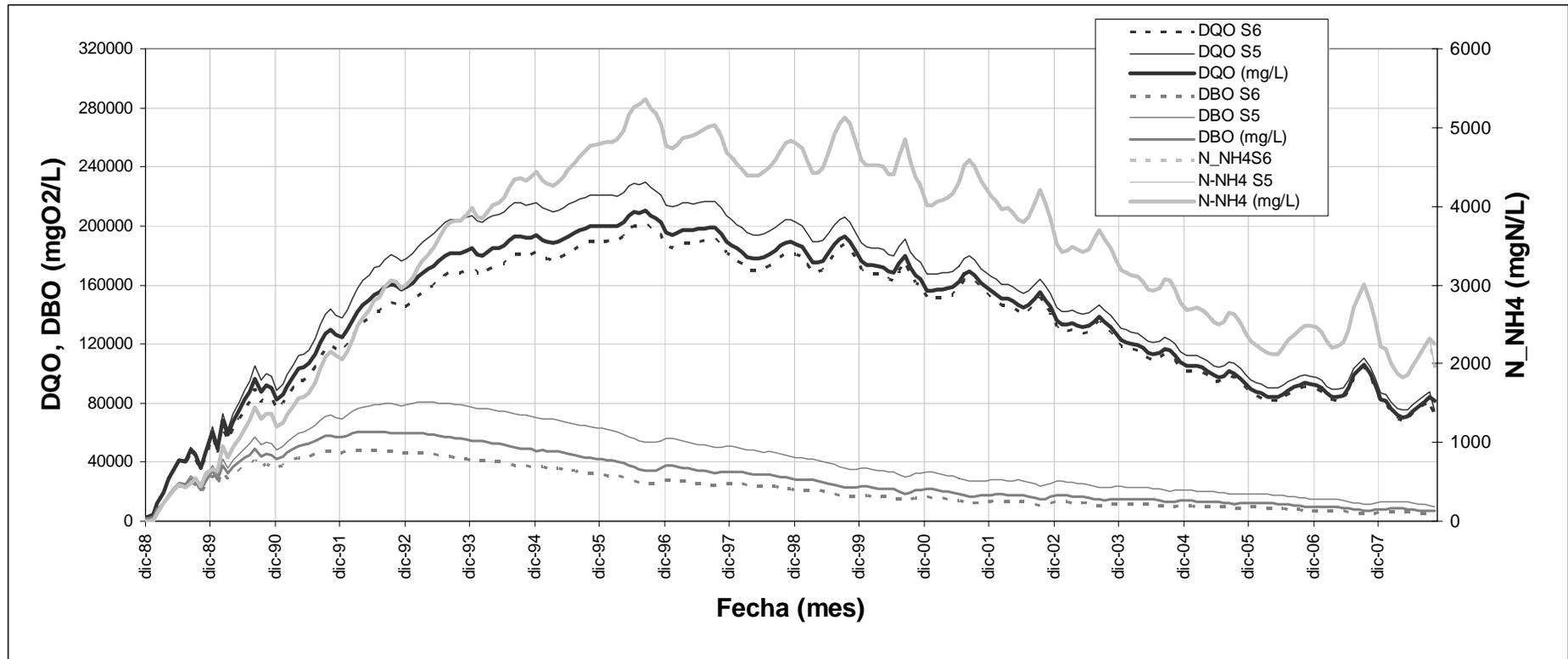


Figura 6.12. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S5 y S6. Concentraciones de DBO, DQO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el lixiviado.

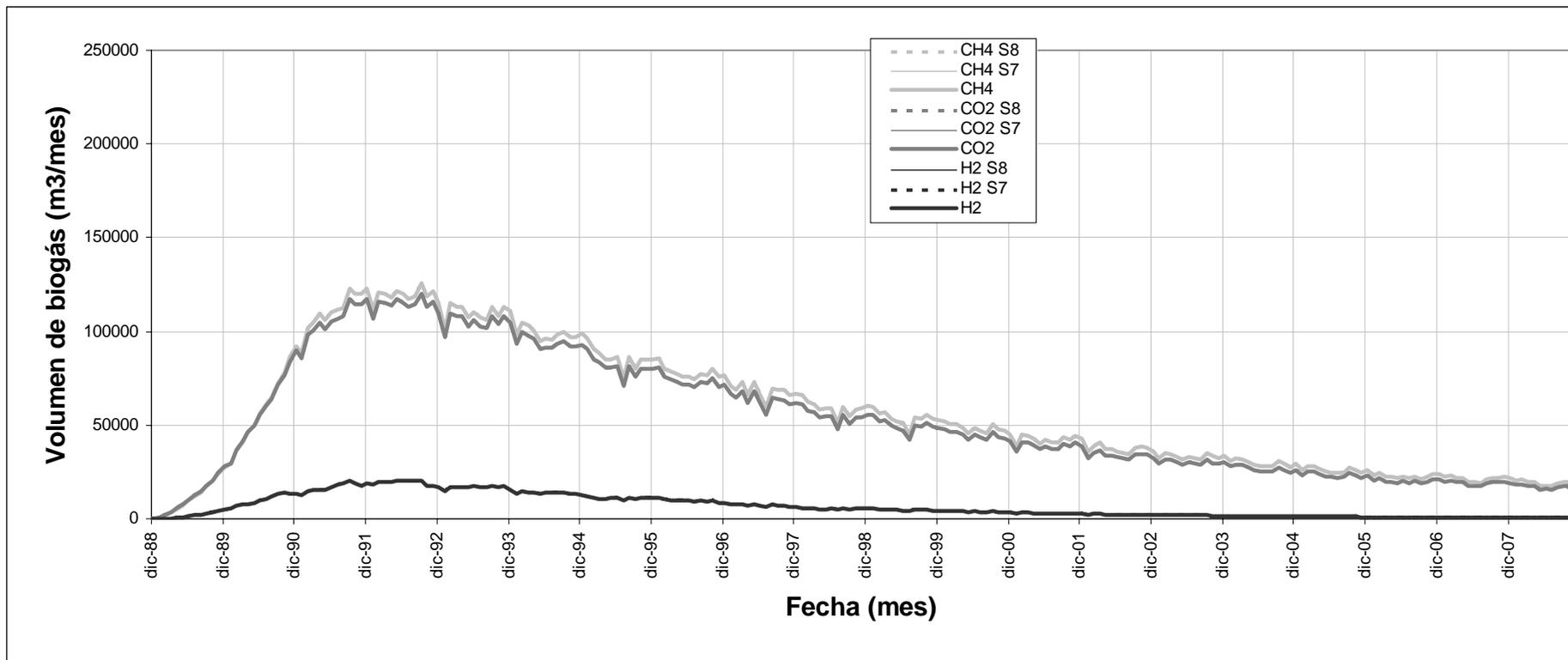


Figura 6.13. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S7 y S8. Biogás emitido.

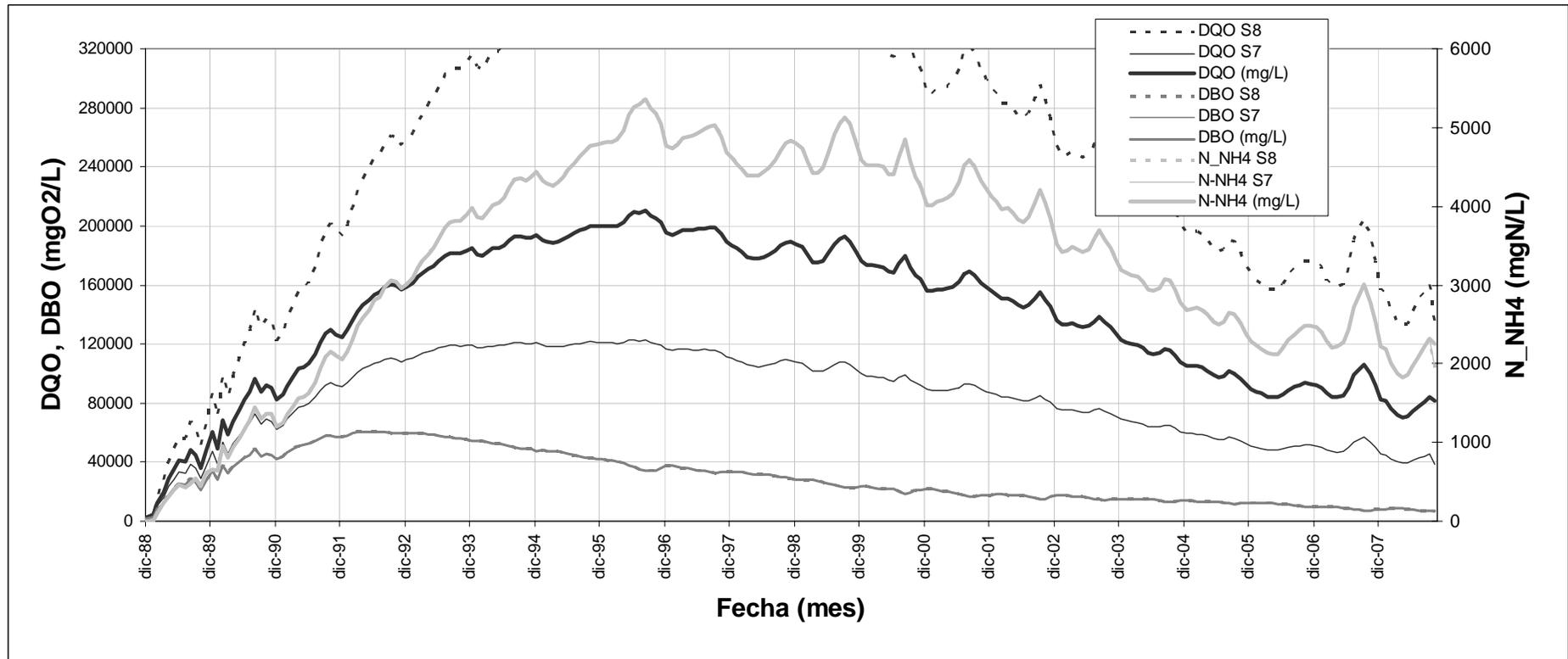


Figura 6.14. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S7 y S8. Concentraciones de DBO, DQO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el lixiviado.

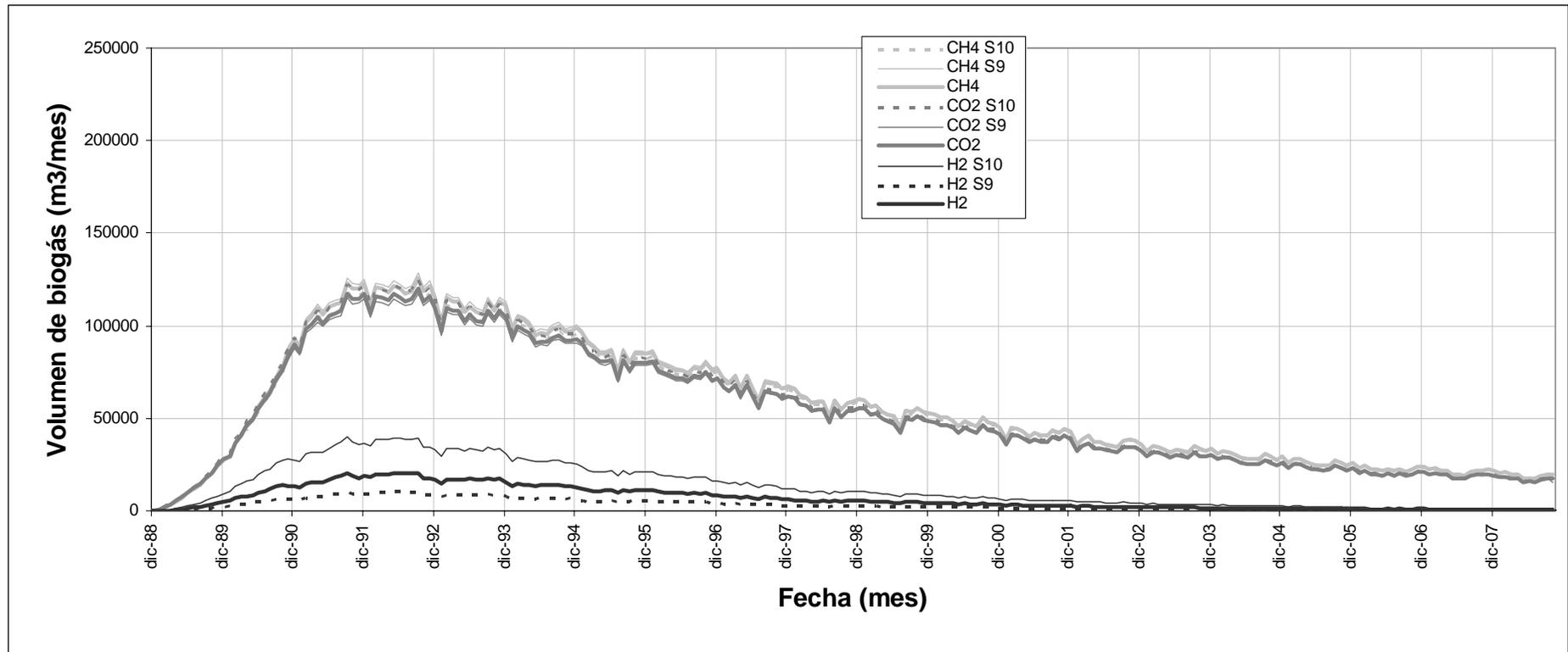


Figura 6.15. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S9 y S10. Biogás emitido.

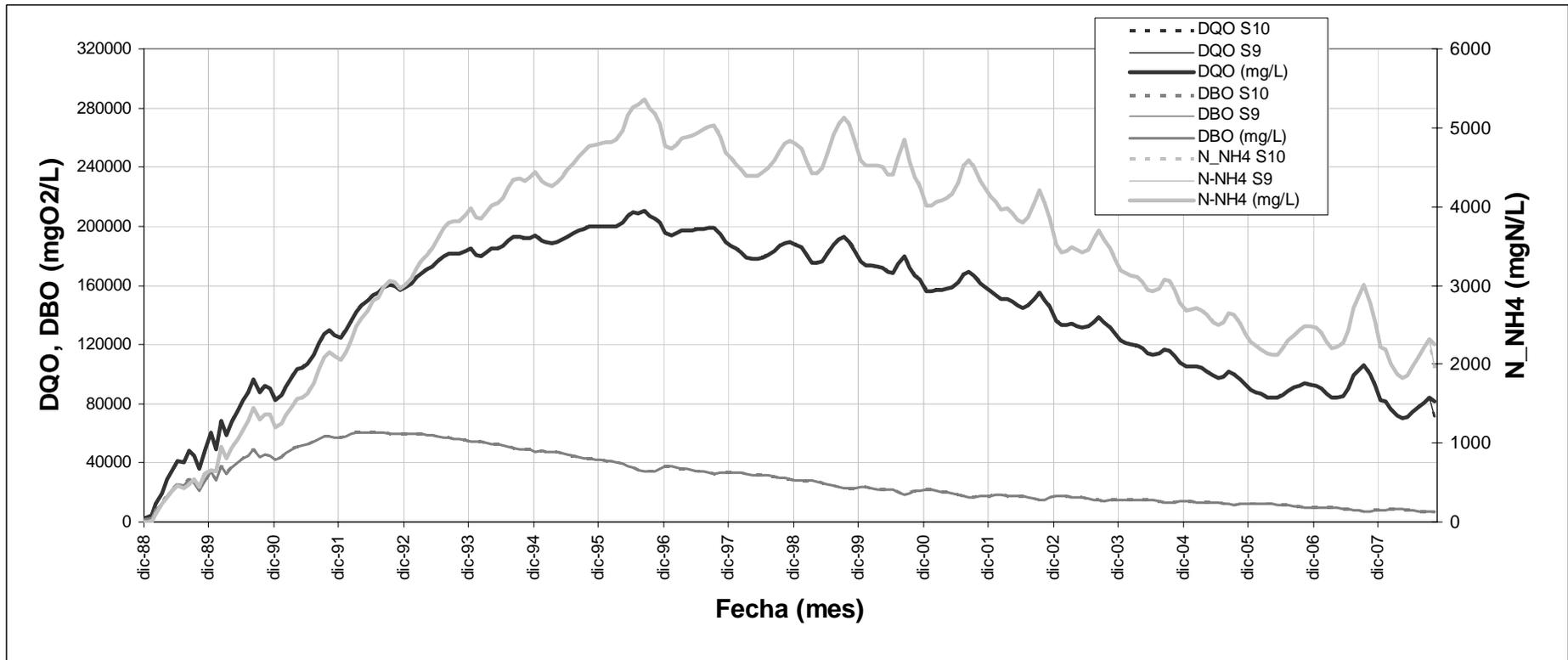


Figura 6.16. Resultados de simulación de Meruelo I en los casos “calibración”, S9 y S10. Concentraciones de DBO, DQO y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el lixiviado.

## 6.5. REFERENCIAS

- EHRIG, H. J. y KRUEMPELBECK, I. (2001). "The emission behaviour of old landfills in the aftercare phase" 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. 313 – 323.
- LOBO, A.; HERRERO, J.; MONTERO, O.; FANTELLI, M. y TEJERO, I. (2002a). "Modeling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfills (Part 1: Hydrology)". *Waste Management and Research*, 20(2), pp. 198 – 210.
- LOBO, A.; HERRERO, J.; MONTERO, O.; FANTELLI, M. y TEJERO, I. (2002b). "Modeling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfills (Part 2: Biodegradation)". *Waste Management and Research*, 20(6), pp. 514 – 528.
- LODDO, A. (2001). *Análisis del modelo MODUELO de simulación hidrológica y de degradación biológica en vertedero. Aplicación al caso de Meruelo*. Proyecto fin de carrera. Dpto. Ciencias y Técnicas del Agua y Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.
- POHLAND, F. G. (1987). *Critical review and summary of leachate and gas production from landfills*. EPA/600/S2-86/073, Hazardous waste engineering research laboratory, Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, Estados Unidos.
- STEGMANN, R. y EHRIG, H. J. (1989). "Leachate production and quality results of landfill processes and operation". Actas del congreso "Sardinia 89 Second International Landfill Symposium". CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. XXVIII-1 – XXVIII-16.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H. y VIGIL, S. (1994). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw Hill, Madrid.
- TEJERO, I. (2001). Comunicación personal.