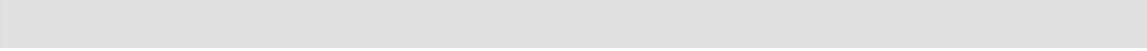


CAPÍTULO 7. APLICACIÓN A UN CASO REAL. EL VERTEDERO “X”



ÍNDICE DEL CAPÍTULO

7. APLICACIÓN A UN CASO REAL. EL VERTEDERO X	7-1
7.1. Descripción del vertedero	7-1
7.1.1. Forma de explotación.....	7-1
7.1.2. Los residuos.....	7-6
7.1.3. El clima.....	7-9
7.1.4. Otras características notables.....	7-9
7.2. El modelo	7-10
7.2.1. Introducción. Información disponible.....	7-10
7.2.2. Datos meteorológicos	7-10
7.2.3. El terreno.....	7-11
7.2.4. Residuos vertidos.....	7-18
7.2.5. Información sobre emisiones producidas.....	7-27
7.3. Calibración del modelo hidrológico	7-28
7.3.1. Metodología	7-28
7.3.2. Comentarios sobre significado y sensibilidad de los parámetros	7-30
7.3.2.1. La permeabilidad inicial.....	7-30
7.3.2.2. Los parámetros de incremento de la infiltración, FLL y dp.....	7-32
7.3.2.3. El factor de escorrentía.	7-34
7.3.3. Resultados obtenidos y discusión.....	7-34
7.4. El modelo biológico.....	7-44
7.4.1. Metodología	7-44
7.4.2. Resultados obtenidos y discusión.....	7-45
7.4.2.1. Biogás	7-55
7.4.2.2. Los parámetros	7-56
7.5. Referencias.....	7-59

7. APLICACIÓN A UN CASO REAL. EL VERTEDERO “X”

7.1. DESCRIPCIÓN DEL VERTEDERO

7.1.1. Forma de explotación

El vertedero controlado X recibe desde 1992 los residuos generados en una región europea que abarca medio centenar de municipios (300000 habitantes).

El vaso de vertido se asienta sobre espesores cercanos a los 2000 m de marga masiva de color gris-azulado con estratificación poco marcada. El área disponible, cercana a los 455000 m², se ha dividido en dos fases de explotación, cada una de las cuales está formada por celdas aproximadamente cuadradas de dimensiones que oscilan entre los 5000 y los 10000 m². En la Figura 7.1 se presenta un esquema de las celdas que constituyen la primera fase de vertido, que completa el área este del vertedero. Estas celdas van siendo rellenadas sucesivamente previa preparación para el vertido. Dicha preparación consiste en la excavación del terreno hasta alcanzar la marga sana (espesores de 2 a 5 m). La excavación se complementa en los casos necesarios, según la cota que alcanza el terreno original, con la construcción de un dique de separación entre celdas adyacentes con material del propio vaso de vertido.

Sobre el fondo impermeable se excavan los conductos de drenaje, zanjas de sección trapezoidal rellenas de grava. La configuración habitual del sistema de drenaje es la disposición de espigas de pez con ejes paralelos separados entre sí aproximadamente 20 m, que desembocan en un conducto transversal a los mismos que los une con la tubería colectora general de los lixiviados de todas las celdas (de diámetro 315 mm). Esta configuración varía ligeramente en las celdas que forman los “vértices” del área de explotación (celdas D, G, K y L en la Figura 7.1). En ellas los conductos principales se distribuyen según dos direcciones perpendiculares y desaguan en un colector que esta vez es diagonal. En la Figura 7.2 se muestran las dimensiones de las distintas secciones de drenaje que se han tomado como referencia.

Los lixiviados recogidos van por tubería a tratamiento conjunto con aguas residuales urbanas en la estación depuradora de una localidad cercana. Todas las celdas tienen pendiente hacia el eje principal Este-Oeste del vertedero, cruzado por el colector, en lo que se refiere a la dirección Este - Oeste y hacia el Oeste en la otra. Al sistema inferior de evacuación de lixiviados se suma, en muchas ocasiones, una

“cortina drenante perimetral” constituida por gravas que se depositan sobre los diques de separación entre celdas a medida que se asciende en altura de residuos. Se estima que el espesor de estas cortinas, que alcanzan sólo la altura del talud de separación entre las capas inferiores, es de 30 cm.

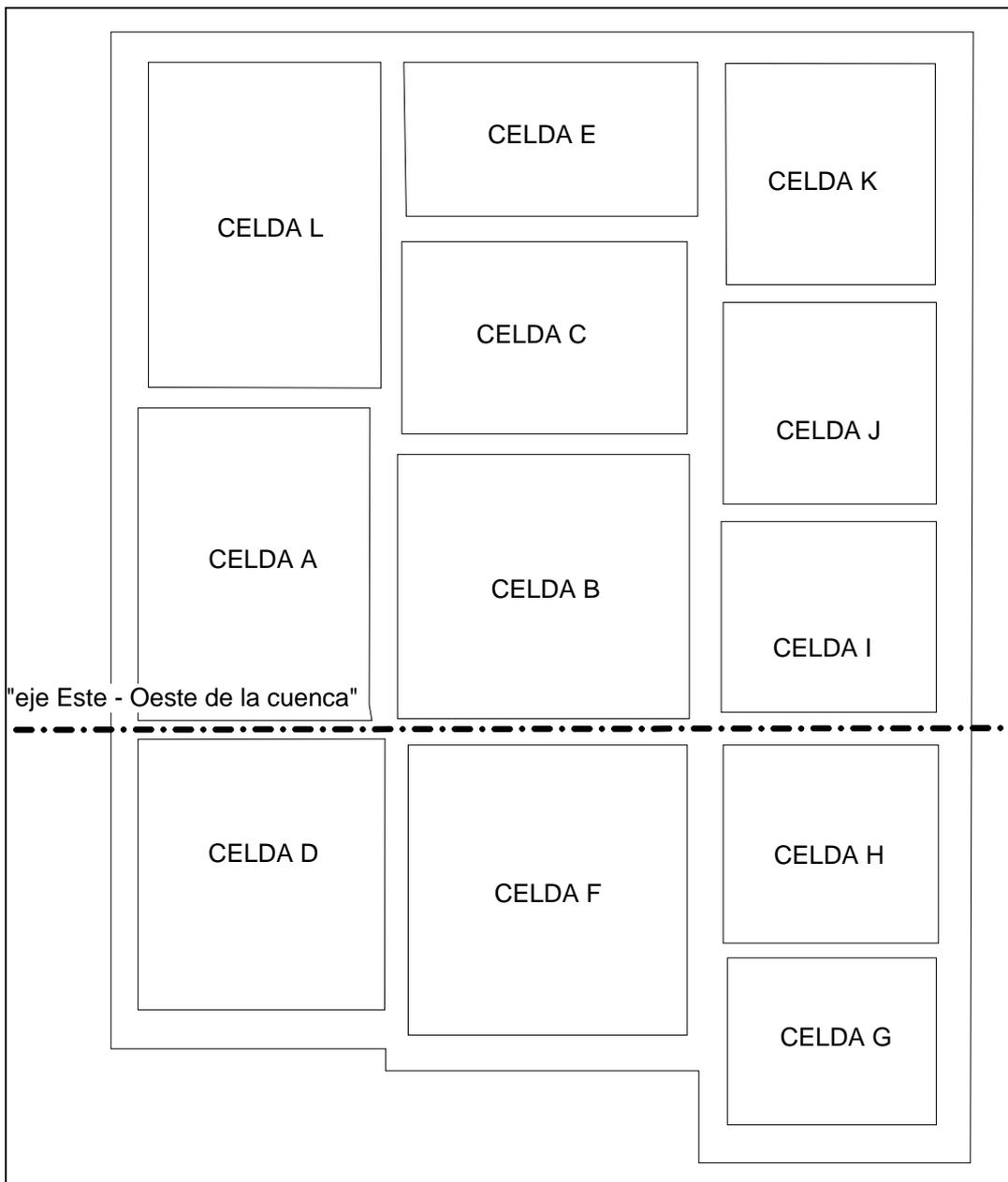


Figura 7.1. Esquema de explotación de la primera fase del vertedero X. Celdas de vertido.

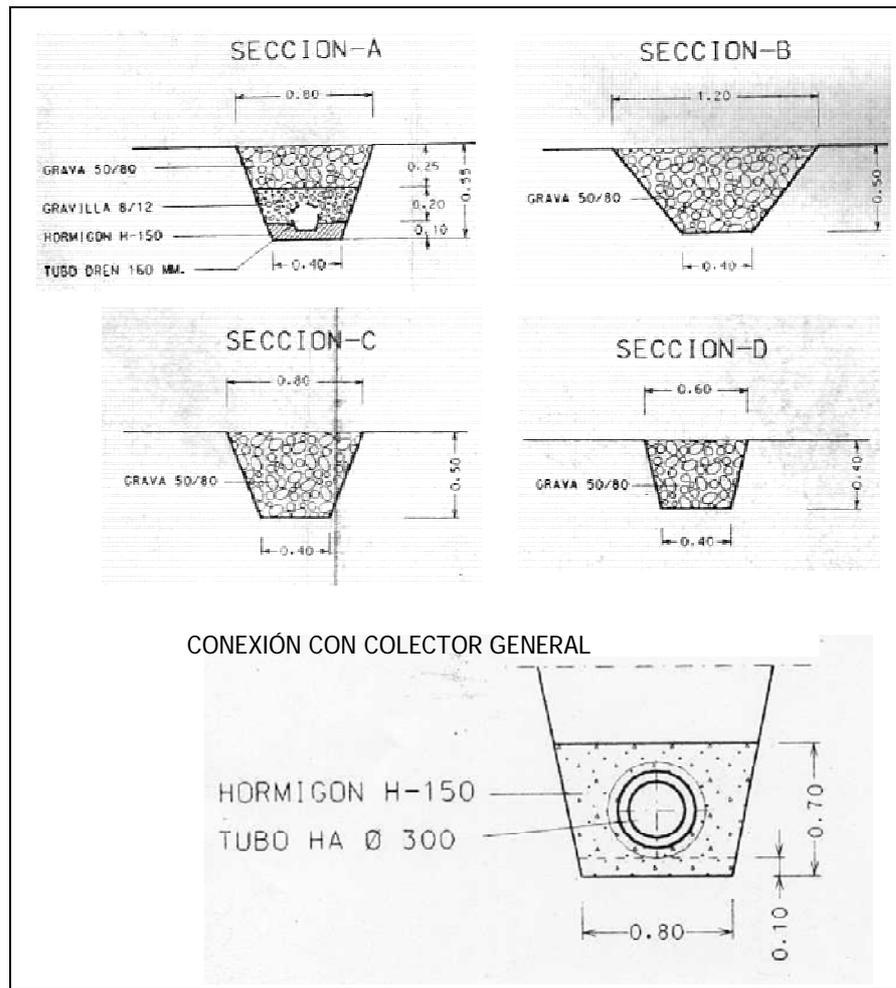


Figura 7.2. Secciones tipo del sistema de drenaje inferior en las celdas de X.

Para evitar la entrada de las aguas de lluvia escurridas de áreas adyacentes a la celda en explotación se han ido construyendo cunetas (generalmente zanjas en terraplén de separación con el resto del vertedero) en el perímetro de la misma. El paso del agua entre diques se facilita mediante tubos de drenaje situados bajo el relleno de separación.

Al comenzar la explotación de la CELDA A el lixiviado recogido de la misma se conectó al colector existente que recorre la vaguada en sentido E-O. Las aguas de lluvia de las zonas norte y oeste se recogían en una cuneta que las conducía hacia el sur por el lado oeste de la celda hasta encontrarse con las recogidas del área este de la Fase 1, que atravesaban el dique de separación con la CELDA B por un tubo paralelo al colector de lixiviados. Estas aguas de escorrentía seguían el curso natural

de la vaguada al aire libre (sin conducción), que discurre paralelo al colector de lixiviados. Al final del área reservada para la segunda fase de explotación (adyacente a la primera en su lado oeste y similar a la misma) se situaron los equipos de medida de caudal, que en principio sólo registraban lo recogido por el colector en la CELDA A. Esto implica que la mayor parte del caudal medido procede de agua que ha atravesado la masa de residuos (o los muros drenantes laterales) y que, en caso de funcionamiento correcto de las cunetas perimetrales, el registrador no cuantificará la escorrentía superficial, evacuada de manera independiente.

El drenaje de la CELDA B se conectó al colector general, mientras que una zanja perimetral que bordea el norte y este de la misma conducía el agua de lluvia hacia su curso natural, que atravesaba el dique de separación con la CELDA A por el tubo comentado anteriormente. Además existe un tubo de 600 mm de diámetro que cruza el camino de acceso a la celda desde el extremo noroeste permitiendo evacuar las aguas retenidas por el terraplén. En la CELDA C se operó de manera similar.

Al pasar a la CELDA D se canalizaron las aguas de escorrentía con un tubo de diámetro 800 mm que las llevaba a la regata natural que discurre en el eje central de la Fase 2, mientras que los lixiviados continuaban conectándose al colector inicial.

La CELDA E también se drenó a través de la conducción que discurre por las celdas C y B, teniendo su correspondiente zanja de protección en el lado este, que llevaba el agua hacia la zona donde se situó posteriormente la CELDA F para que siguiera su curso hacia el colector de diámetro 800 mm.

Al construir la CELDA F se dispuso un colector paralelo al principal conectado con éste en el extremo noroeste de la celda. Ésta se construyó de manera que entre la misma y la CELDA B, por donde transcurre el colector de lixiviados, queda un canal natural para la escorrentía.

Hacia este canal se dirigieron todas las cunetas interiores de las celdas siguientes (G, H, I y J). A partir de la CELDA I la cuneta se conecta al colector de lixiviados, así como la escorrentía superficial del vertedero. Por ello a partir de verano de 2000 los volúmenes registrados como lixiviado son mayores que anteriormente, pues a los habituales (en los que también interviene escorrentía que penetra en los sistemas de drenaje interiores a las celdas) se suman los aportes comentados.

El depósito de residuos comienza sobre el fondo, preparado como se ha descrito. Se van disponiendo tongadas sucesivas que se compactan a densidades de $0,95 \text{ T/m}^3$

hasta alcanzar alturas de 2'5 m de residuo, momento en el cual se efectúa la cobertura intermedia (cobertura del residuo con 20 – 30 cm de material arcilloso). En estas operaciones se aprovecha el material extraído en la preparación del vaso. La evolución de la explotación en una misma capa es en zig-zag. En la celda se establecen, según la dirección Este – Oeste, bandas de 20 a 25 m de anchura que se van rellenando en el sentido de la pendiente (las celdas situadas al norte del colector principal (celdas A, B, C, E, I, J y K) en sentido Norte – Sur y en sentido contrario el resto), siempre empezando por el lado este, que está más elevado que el contrario (ver esquema de la Figura 7.3). Así rellenando el área horizontal, se van completando capas hasta alcanzar altura de 10 - 25 m, primero apoyadas sobre los diques de separación y luego elevándose sobre la cota original del terreno. Una vez alcanzada la cota prevista el residuo se cubre con el mismo material de separación intermedia, esta vez en espesores de 60 – 80 cm.

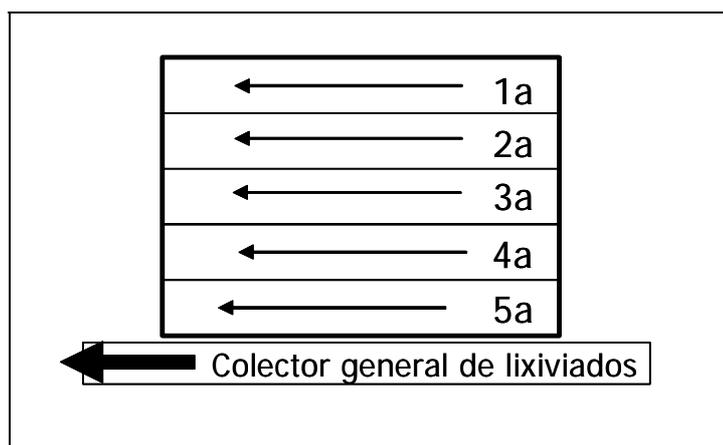


Figura 7.3. Esquema del orden de llenado de cada celda de explotación en el vertedero X.

En la actualidad se trabaja en la Fase 1, que comprende 12 celdas, recogidas en la Figura 7.1. La Tabla 7.1 y Tabla 7.2 muestran la cantidad total de residuos depositada en cada celda, el período de explotación y la superficie ocupada por las mismas, según los datos facilitados por la empresa explotadora.

Desde el comienzo de su explotación el vertedero X ha sido sometido a desgasificación. Hasta 1997 el sistema de eliminación del biogás extraído en las chimeneas se limitaba a su combustión en una antorcha móvil. Entonces se instaló un sistema de aprovechamiento del mismo para la obtención de energía eléctrica que comprende un gasómetro de 1720 m³ de capacidad y un grupo electrógeno de 720

kW. El equipo se complementa con una antorcha de capacidad 500 – 1000 m³/h. La extracción de gas se realiza mediante instalaciones en estrella cuyos brazos se colocan después de haber cerrado la capa correspondiente. Se levantan los surcos necesarios, se colocan las conducciones de captación y se tapan de nuevo.

Hasta el momento no se ha ejecutado el sellado definitivo de ninguna celda. Se ha optado por esperar a que se produzcan los asientos principales bajo la cobertura provisional antes de instalar las soluciones definitivas.

7.1.2. Los residuos

X es un vertedero para “residuos no peligrosos”, según la clasificación establecida en el Real Decreto 1481/2001. A él llegan residuos de procedencia urbana e industrial de tipo “no especial”.

El sistema de recogida de residuos domésticos en su área de influencia, que da servicio a alrededor de 300000 habitantes, incluye los siguientes aportes:

- Recogida selectiva de papel y cartón.
- Recogida selectiva vidrio.
- Recogida selectiva en contenedor de envases.
- Recogida selectiva de pilas.
- Recogida selectiva de poda.
- Recogida selectiva de voluminosos.
- Recogida selectiva de residuos especiales.
- Recogida de materia orgánica y residuos no reciclables.

Al vertedero llegan directamente los residuos recogidos en el contenedor de materia orgánica y no reciclables, los de limpieza viaria, residuos de depuradora (desbaste y desarenado), residuos industriales asimilables a urbanos y escombros, y en el mismo vertedero se incorporan los rechazos de la planta de reciclaje existente. La empresa encargada de la explotación lleva una contabilidad detallada de todo ello, de manera que se dispone de información pormenorizada sobre las cantidades de cada tipo de material vertido en las celdas.

Tabla 7.1. Período de explotación, residuos depositados, área superficial y características de los “volúmenes unitarios” de las celdas de vertido en X (I).

	Período vertido	Peso residuos (T peso seco)	Nº“V.U.” tipo VERTEDERO	Nº“V.U.” tipo DREN	Nº“V.U.” tipo RELLENO	Nºde orden “V.U.” INICIAL	Nºde orden “V.U.” FINAL	Área superficial (m ²)	Nº“V.U.” en SUPERFICIE
CELDA A	jun-92 a 22-en-93	70127	215	12	55	1	282	8000	41
CELDA B	22-en-93 a 10-feb-94	107458	330	12	45	283	669	12000	61
CELDA C	11-feb-94 a 29-may-95	134012	411	12	9	670	1101	16000	82
CELDA D	30-may-95 a 13-may-96	94341	290	12	15	1102	1418	11000	56
CELDA E	14-may-96 a 9-abr-97	90269	277	12	0	1419	1707	12000	61
CELDA F	10-abr-97 a 14-ene-98	82938	255	3	83	1708	2048	10000	51
CELDA G		129964		3				14000	71
	15-ene-98 a 1-feb-99	123135	378	3	1	2049	2430		
	18-sep-99 a 7-oct-99	6829	21		1	3050	3071		

“V.U.”: volúmenes unitarios, celdas en el modelo MODUELO.

Tabla 7.2. Período de explotación, residuos depositados, área superficial y características de los “volúmenes unitarios” de las celdas de vertido de X (II).

	Período vertido	Peso residuos (T peso seco)	Nº“V.U.” tipo VERTEDERO	Nº“V.U.” tipo DREN	Nº“V.U.” tipo RELLENO	Nºde orden “V.U.” INICIAL	Nºde orden “V.U.” FINAL	Área superficial (m ²)	Nº“V.U.” en SUPERFICIE
CELDA H	2-feb-99 a 17-mar-00	136103	418	3	1	2431	2852	16000	82
CELDA I		133290						10000	51
	18-mar-00 a 17-sep-00	62828	193	3	1	2853	3049		
	8-oct.00 a 25-mar-01	56432	173		1	3072	3245		
	18-jun-01 a 31-jul-01	14030	43		1	3335	3378		
CELDA J		126927						24000	122
	25-mar-01 a 18-jun-01	27735	85	2	2	3246	3334		
	1-ago-01 a mayo 02	99192	302		3	3379	3683		

“V.U.”: volúmenes unitarios, celdas en el modelo MODUELO.

7.1.3. El clima

La región en que se asienta el vertedero X se caracteriza por un clima submediterráneo, entre atlántico y mediterráneo. Su pluviometría oscila entre los 500 y los 800 mm anuales. La precipitación anual media ente los años 1971 y 2000 fue de 721 mm. El número medio anual de días con precipitación mayor que 1 mm fue de 95, siendo el número de días con precipitación en forma de nieve de 10. Las mayores precipitaciones suelen producirse en primavera. Las temperaturas medias anuales se sitúan entre 12 y 15°C, (la temperatura media anual en los años señalados fue de 12'5°C) siendo enero y febrero los meses más fríos. El mes de julio es seco y agosto subseco.

La evapotranspiración potencial, calculada según la fórmula de Thornthwaite, está comprendida entre 700 y 800 mm anuales.

7.1.4. Otras características notables

Como en la mayoría de los vertederos de residuos uno de los principales elementos con que se ha enfrentado el explotador ha sido el agua de lluvia. A pesar de haber previsto las cunetas perimetrales de protección del área de explotación, éstas han sido, en ocasiones, insuficientes para desviar todo el agua de escorrentía de las laderas adyacentes antes de su penetración en la zona de vertido. Además de estas cunetas provisionales que se construyen alrededor de la celda que recibe los residuos en cada momento, en X se construyeron dos zanjas revestidas de hormigón de protección global del área de la primera fase de vertido, en el lado norte y en el este. Entre ambas cunetas iniciales quedó un área sin servir por la que se han ido introduciendo aguas de escorrentía hasta la reciente construcción del tramo restante.

Por otro lado, como es habitual en vertederos de construcción no tan reciente, es probable que existan entradas de agua procedente de corrientes subsuperficiales.

Prueba de estas circunstancias son los registros del volumen de agua conducido por el colector principal de lixiviados, en ocasiones mayor que el volumen de agua de lluvia incidente de modo directo en el área de explotación. Estos caudales registrados aumentan además desde verano de 2000 por la incidencia de la escorrentía evacuada junto al lixiviado.

En los primeros años de explotación, hasta 1996, el caudal de aguas residuales de la planta de recepción y tratamiento de los residuos era conducida hacia la E.D.A.R. cercana a través del mismo colector de lixiviados.

7.2. EL MODELO

7.2.1. Introducción. Información disponible.

Siendo X uno de los vertederos mejor caracterizados a los que ha tenido acceso la autora de este trabajo, la información disponible dista de ser la ideal para un estudio de modelización, como se verá en los apartados que siguen.

7.2.2. Datos meteorológicos

Siguiendo las indicaciones de los técnicos del vertedero, se recurrió inicialmente a los datos registrados en una estación cercana al vertedero (a 3'5 km), propiedad del Instituto de Meteorología del país correspondiente. De esta estación se han obtenido los valores medios diarios de temperatura, humedad relativa y velocidad del viento y los valores horarios de precipitación a lo largo del período de estudio. Estas series se han completado, por indicación de los propios técnicos encargados de la estación, con valores de otra estación situada a 45 km de la primera, de la que se han tomado directamente además los valores de insolación.

Para completar las series en días de ausencia de datos en la serie inicial, se adopta la precipitación diaria acumulada registrada en la segunda multiplicada por el factor $1/1'37$, que relaciona ambas series en el período 1992 - 2002. Con el valor de precipitación acumulada en el día se busca en la serie inicial el día con precipitación acumulada más parecida y de él se toman los valores del resto de variables, adoptando también su forma de distribución horaria de las lluvias.

Más adelante se describe cómo los resultados obtenidos en la simulación empleando las series meteorológicas elaboradas de esta manera demuestran que las mismas no representan adecuadamente las precipitaciones que ocurren realmente en el vertedero.

Por otro lado, y una vez iniciados los trabajos de modelización, la empresa gestora del vertedero facilitó los datos de precipitación acumulada diaria medidos en el vertedero desde enero de 1999. Comparando esta nueva información con la disponible con anterioridad se comprobó que efectivamente las series manejadas inicialmente no

tienen calidad adecuada para modelizar los fenómenos hidrológicos en el vertedero, pues no sólo presentan una ausencia de datos frecuente sino también datos erróneos en períodos largos, que son imposibles de depurar si no existen otras fuentes de información. En la Figura 7.4 puede comprobarse la desviación entre la serie elaborada a partir de datos de las estaciones cercanas y la registrada por la empresa.

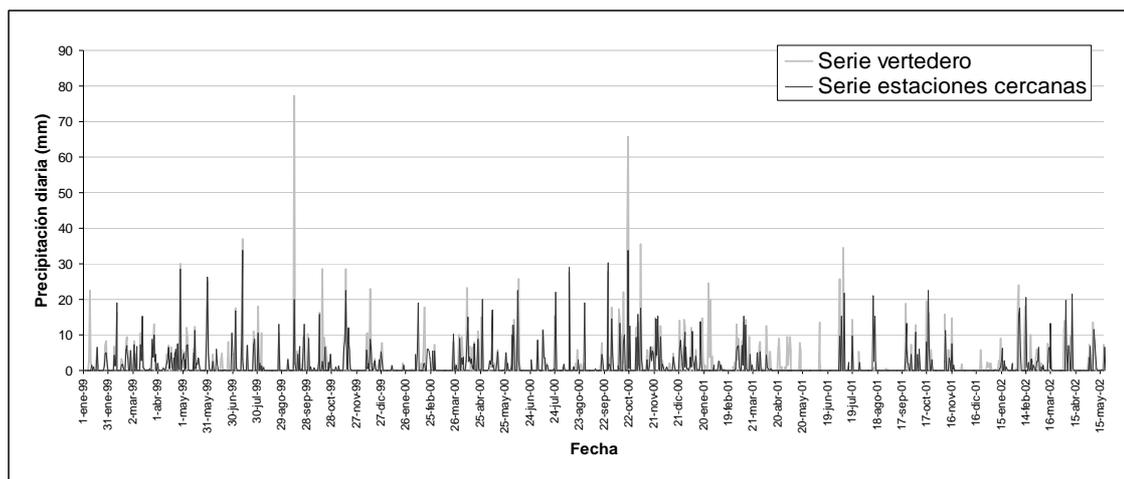


Figura 7.4. Comparación entre las series de precipitación diaria acumulada obtenida a partir de los datos de las estaciones situadas en poblaciones cercanas al vertedero y la facilitada por la empresa gestora del vertedero.

Ante esta situación, extendiéndose las series proporcionadas por los gestores del vertedero sólo desde 1999, se incorporó esta información a las series elaboradas previamente sustituyendo los valores de precipitación diaria acumulada desde enero de 1999 por los nuevos. La precipitación horaria correspondiente a cada día se modificó proporcionalmente al cambio en el valor diario, a falta de más datos.

7.2.3. El terreno

Siendo la tipología de X de “vertedero en celdas”, la configuración de su área de vertido es diferente a la de Meruelo o cualquier otro vertedero “en cantera”. Por este motivo, estando MODUELO concebido en su origen para facilitar la representación de vertederos de este tipo, han sido necesarios varios artificios para modelizar las celdas de explotación. Para ello se ha contado con abundante cartografía recopilada por técnicos de la empresa explotadora del vertedero: planos de la topografía original del área de vertido al principio de explotación de la CELDA A, plantas y perfiles de emplazamiento y definición de la excavación inicial de las distintas celdas y sus diques

de separación, planta topográfica de la situación actual del área y planta general de distribución de celdas del plan de explotación elaborado en junio 2002. De estos documentos se deduce aproximadamente la superficie ocupada por cada celda, las cotas de excavación y relleno, y alguna información sobre la disposición del sistema de drenaje. La calidad de definición del vertedero a partir de estos datos es diferente entre unas celdas y otras, por lo que ha habido que buscar, al definir el terreno en el programa, un compromiso entre el grado de definición deseado y la información disponible.

Con estos condicionantes, se ha definido el vertedero en planta a partir de una malla cuadrada sobre la cual se perfilan las superficies ocupadas por cada celda de vertido. El "volumen unitario" del modelo (en otros capítulos llamado "celda", pero aquí daría lugar a confusión con las "celdas de vertido") tiene 14 x 14 m de lado y una altura de 2'7 m, correspondiente a 2'5 m de altura de residuo con 20 cm de cobertura intermedia. Las celdas se han ido configurando a partir de estos "volúmenes unitarios", disponiéndolos ordenadamente sobre la superficie horizontal delimitada en los planos consultados. La cantidad de residuos depositada en cada celda y su densidad media, conocidas, permite ajustar la superficie ocupada, superando la incertidumbre debida por un lado a la falta de precisión en alguno de los planos disponibles y por otro a la aproximación que permite el modelo, limitada por el tamaño de malla.

En el modelo se admite que el funcionamiento hidráulico (y por supuesto el biológico) de las celdas del vertedero es independiente, de manera que podrían estudiarse por separado si se dispusiera de datos desglosados. El problema es que la información disponible sobre lixiviados y biogás producidos está agregada, pues se toma en colectores que recogen el fluido generado en todas las celdas. Por eso no se han estudiado una a una.

Todas las celdas se han apoyado sobre la misma cota para facilitar la definición del sistema de drenaje (situado en la misma capa y con las mismas características). Así, en todo el vertedero la capa inicial de residuos es la capa 1, bajo la cual se sitúa el sistema de drenaje inferior, y en cada celda del modelo se alcanzan distintas alturas según la relación volumen de residuo / área superficial ocupada.

El sistema de drenaje inferior se ha "idealizado" a partir de la red tipo representada en la figura de la página 7-3. Teniendo en cuenta el área de influencia de cada conducto, las secciones drenantes condicionantes son la "A" (colector

principal de cada celda, que la conecta con el general del vertedero) y la “C”, cuyas características adoptadas se resumen en la Tabla 7.3.

Tabla 7.3. Características de las secciones drenantes empleadas en la definición del sistema de drenaje inferior en X.

	Sección A	Sección C
Diámetro / área	160 mm	0'3 m ²
Coeficiente Manning / Permeabilidad	0'013	0'01 m/s
Pendiente	3%	3%
Caudal máximo (m ³ /d)	2707	8
Nº celdas (volúmenes unitarios) en que se sitúa	8	56
Caudal unitario (m ³ /d)	338'38	0'14
Área equivalente dren por celda (m ²)	0'0040500	0'0001097

La superficie media de las celdas de explotación en X es de 12100 m², que equivale aproximadamente a 8 x 8 “volúmenes unitarios” del modelo. Si se dispone de un colector “A” central (ocuparía 8 celdas centrales), cada dren “C” da servicio a 4 celdas, teniendo una capacidad de extracción en cada una de $Q_C/4$ (Q_C siendo la capacidad máxima de transporte de la sección). Como en el modelo de drenaje de MODUELO todo el agua que llega al dren es evacuada (no se considera el transporte entre drenes) la capacidad total de extracción de las celdas con dren “A” se calcula disminuyendo su caudal máximo por el caudal “evacuado” en los drenes “C”. De esta manera se ha definido el sistema de drenaje, que afecta a todos los volúmenes unitarios de la capa 1 y tiene las características reunidas en la Tabla 7.4.

Puesto que no se puede variar la dirección de los drenes de una celda a otra y dado que el modelo de drenaje considera sólo el flujo proveniente de las celdas situadas a la derecha del dren según su dirección, la distribución de cada tipo de dren en las celdas no responde directamente a la disposición real sino al intento de reproducir la capacidad de evacuación en cada caso. Por eso los drenes principales de las celdas se sitúan en las líneas de “volúmenes unitarios” situadas más al sur, y en

el resto se definen drenes tipo “SECUNDARIO 1” salvo en las columnas más orientales que “albergan” drenes “SECUNDARIO 2”.

Tabla 7.4. Características de los drenes en la capa 1 del modelo de X.

	PRINCIPAL	SECUNDARIO 1	SECUNDARIO 2
Área tubería por celda (m ²)	0'0040500		0'0001097
Pendiente tubería (%)	3		3
Ángulo hacia el dren (grados)	2'3		2'3
Dirección del dren (grados)	180	90	270
Longitud de influencia (m)	20	20	20

Un elemento que condiciona el comportamiento hidráulico del vertedero son los muros drenantes del perímetro de las capas inferiores de cada celda. Estas cortinas han funcionado como cunetas perimetrales, acelerando la transmisión del agua hacia abajo. El agua es transmitida más lentamente a través de las capas horizontales inferiores hacia los drenes, con el consecuente crecimiento de los espesores saturados sobre el fondo. Simular estos efectos en MODUELO se ve facilitado por la definición en el programa de “celdas dren” formadas por material más permeable que el residuo y sin cobertura (descritas en el capítulo 3 de esta memoria). Sólo hay que adaptar las dimensiones reales del dren a la división en volúmenes unitarios de MODUELO.

La celda de explotación tipo que ha servido para definición del sistema de drenaje tiene una sección drenante hacia capas inferiores de 134 m² por sección horizontal (8x4 celdas de 14 m de perímetro por 0'3 m de anchura del muro). Esto equivale a menos de un volumen unitario (área horizontal de 196 m²), pero se ha preferido disponer cuatro “volúmenes unitarios” tipo dren (uno por lado) en cada capa de residuos para simular adecuadamente la facilidad de flujo vertical que aporta a todo el perímetro. Para que la capacidad de transporte no sea muy diferente a la real se modifica la permeabilidad vertical del material (se reduce al 0'17 de la real, justo en la proporción en que se encuentra el área real respecto a la modelizada). Estas celdas dren se extienden en altura a lo largo de las 3 capas inferiores de cada celda, que representan la altura media alcanzada en el vertedero (recuérdese que los muros dren sólo afectan la parte de la celda que queda por debajo de la rasante del terreno). A partir de la CELDA F, en que el muro dren perimetral pasa a construirse únicamente

en el lado de la celda exterior al recinto de vertido, en el modelo sólo se sitúa un “volumen unitario” tipo “dren” por capa.

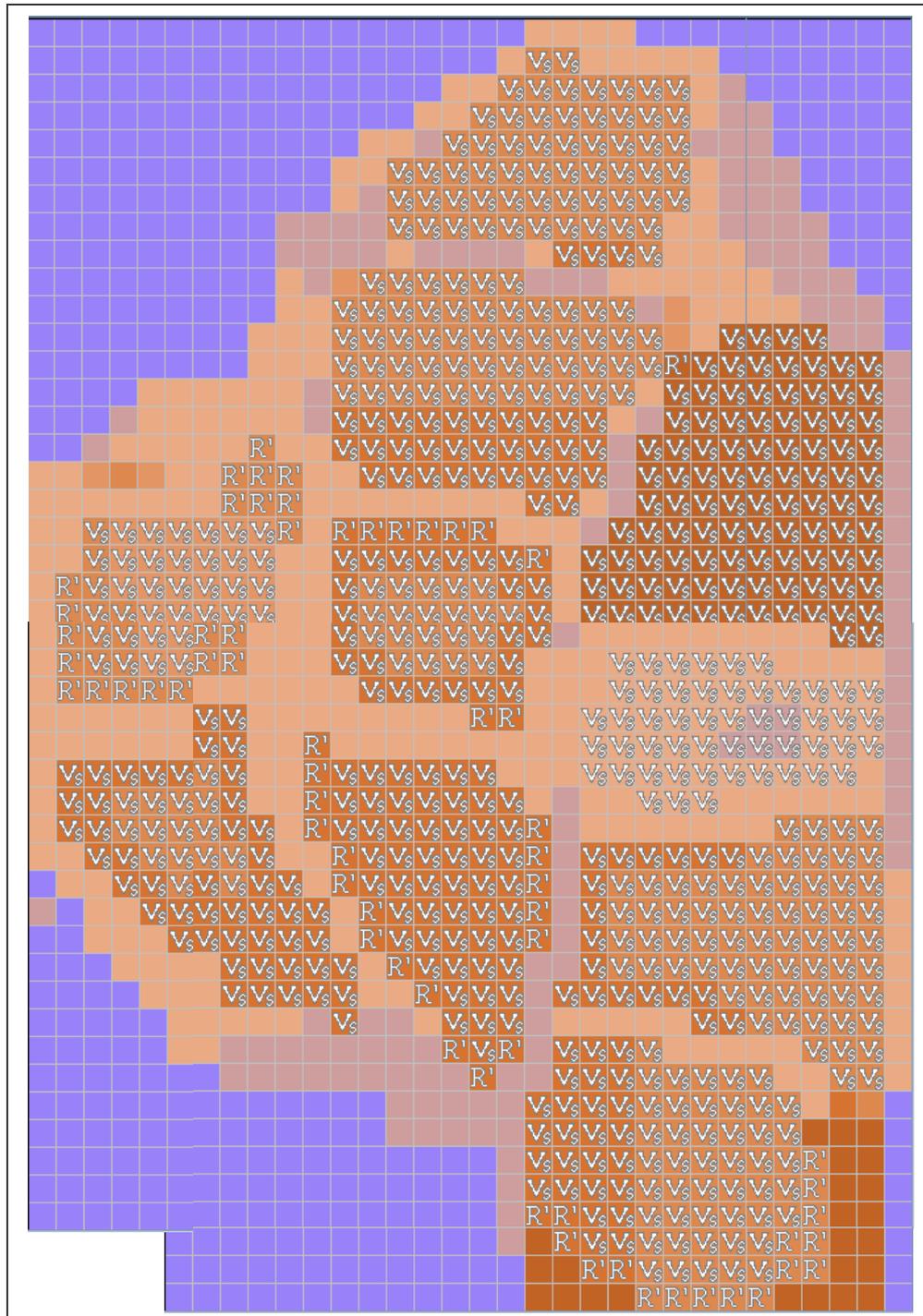


Figura 7.5. Modelo de la configuración espacial del vertedero de X en MODUELO.

Todos los “volúmenes unitarios” de coronación de las celdas de explotación son de tipo “vertedero sellado”. Puesto que no ha sido posible definir distinto espesor en la cobertura final, al formar parte de capas donde también existen “volúmenes unitarios” tipo “vertedero”¹, el efecto de un mayor espesor de cobertura (50 – 60 cm frente a 20 – 30 cm) se ha simulado variando parámetros hidráulicos. Al tratarse de áreas superficiales el material de cobertura ralentiza la infiltración por una parte y permite un aumento en el volumen de evaporación por otra (crece el efecto de capilaridad). El cambio de estos factores está directamente asociado a la variación en la resistividad de la capa (K/L) que, al mantenerse la permeabilidad, depende sólo de su espesor. Por este motivo la modificación de los parámetros hidráulicos se ha concretado en reducción de las velocidades de Horton y la permeabilidad en la proporción en que aumentan los espesores (2'5 veces aproximadamente).

Las características hidrológicas de los “volúmenes unitarios” o celdas del modelo se recogen en la Tabla 7.5, donde se incluye también un comentario de justificación de los valores adoptados. Para el modelo de evaporación, que presenta las dificultades comentadas en el capítulo 5, se tomaron valores de calibración iguales a los elegidos en Meruelo I ($H_{EVA} = 0'76$ m y $H_{limite} = 94\%$).

¹ Recuérdese que el espesor puede variar entre capas, pero no en celdas de la misma capa.

Tabla 7.5. Características hidrológicas asignadas a las celdas del modelo de X.

PROPIEDAD	CELDA VERTEDERO	CELDA VERTEDERO SELLADO	CELDA DREN	COMENTARIO
Capacidad de campo (%peso seco)	45 (0'3 vol/vol)	45 (0'3 vol/vol)	10	Valor medio en bibliografía*
Humedad saturación (%peso seco)	75 (0'5 vol/vol)	75 (0'5 vol/vol)	50	Valor medio en bibliografía*
Permeabilidad horizontal (m/s)	calibración		10 ⁻³	Rangos bibliográficos*
Permeabilidad vertical de la cobertura (m/s)	2.10 ⁻⁶	2.10 ⁻⁶	–	Limos – arcillas meteorizadas (Jiménez y Justo, 1975)
Variación de la permeabilidad del residuo con la sobrecarga (m ³ /T)		0'264	–	Extrapolación de los valores obtenidos por Rowe y Nadarajah (1996)
Variación permeabilidad de la cobertura con la sobrecarga (m ³ /T)		0'075	–	
Densidad de la cobertura (T/m ³ , peso húmedo)	1'9	1'9	0'9	Arcilla media (Jiménez y Justo, 1975)
fc Horton (mm/h)	3'8	1'5	–	Limo arenoso – limo arcilloso Huber y Dickinson (1988)
f0 Horton (mm/h)	76	30	–	Limo arenoso – limo arcilloso Huber y Dickinson (1988)
k Horton (h ⁻¹)	4'14	4'14	–	Valor recomendado en Huber y Dickinson (1988)

* Valores reunidos en la Tabla 2.3.

7.2.4. Residuos vertidos

La modelización de los residuos que han ido depositándose en X desde 1992 se ha realizado a partir de información aportada por los gestores del centro y la disponible en la página web de la administración correspondiente.

La primera reúne las cantidades de material que han ido vertiéndose en cada celda a lo largo del tiempo, desglosadas en los siguientes tipos: B. Orgánica, R. Orgánica, Selectiva, B. Viaria, B. Industrial, B. Hospital, B. Depuradora–Lodos, Neumáticos, B. Voluminosos, R. Compact, R. Botes, R. Limpieza Planta, Escombros, Gravas Drenaje y Tierra tap. Estos datos, reagrupados por años, se muestran en las tablas de las páginas 7-22 y 7-23. Por otro lado la publicación de la administración muestra las cantidades y composición (papel-cartón, brik, plástico, vidrio, metales, textiles, voluminosos, otros productos, papel sucio, pañales, materia orgánica) del residuo doméstico producido y reciclado en la región, datos que permiten pasar de las tablas anteriores a la información requerida por MODUELO, cuya clasificación por componentes no coincide exactamente con la empleada en el vertedero.

A continuación se describe cada corriente contemplada en el seguimiento de los residuos en el vertedero y las operaciones realizadas para su descripción en los términos propuestos en el modelo. Las tablas 7.8 y 7.9 resumen estas consideraciones.

- “B. Orgánica” (basura orgánica)

Residuos orgánicos y no reciclables. Lo acumulado en los contenedores de recogida no selectiva.

Su composición según las categorías de la administración se obtiene de la siguiente manera: se suman las columnas B. Orgánica, R. Orgánica, Selectiva, B. Voluminosos, R. Voluminosos, R. Botes, R. Compact. y R. Limpieza Planta que aparecen en las tablas con las cantidades recicladas de papel y cartón, vidrio, plásticos, metal y brik correspondientes al año considerado. Así se obtiene la producción total de residuos domésticos, a la que corresponden los datos de composición disponibles. Con estos porcentajes se establecen las cantidades producidas de cada categoría (papel y cartón, plásticos, vidrio, metales, etc.). Restando la cantidad reciclada de cada una se obtienen las cantidades de cada componente que, de origen doméstico, llegan a vertedero.

- “R Orgánico” (rechazo orgánico)

Rechazo de la planta de reciclaje correspondiente a la “fracción orgánica” del tromel (lo cribado en una malla de 60 mm). Además de materia orgánica incluye otros elementos pequeños.

- “Selectiva”

Conjunto de residuos acumulados en los contenedores azules: papel y cartón, vidrio, envases.

- “B. Viaria” (basura de recogida viaria)

Residuos recogidos en la limpieza viaria. Junto con la fracción asimilable a urbana de los residuos industriales y los hospitalarios se ha supuesto que tienen una composición similar a la de los residuos domésticos.

- “B. Industrial” (basura industrial)

Residuos industriales. En el proyecto original del vertedero se preveía la llegada de un 41% de residuos inertes y un 59% de asimilables a urbanos dentro de esta corriente. Se han aplicado estas mismas proporciones para asignar la cantidad que aparece en la columna B. Industrial a las distintas categorías contempladas en MODUELO.

- “B. Hospital” (basura hospitalaria)

Residuos asimilables a urbanos recogidos en centros hospitalarios.

- “B. Depuradora – residuos sólidos urbanos y arenas”

Residuos separados del agua residual en los pretratamientos (desbaste y desarenado) de las estaciones depuradoras de la comarca. Los fangos generados en las mismas no son vertidos sino convertidos en compost en la planta depuradora.

El 70% de los mismos se asigna a la clase “inertes”, mientras que el 30% restante se considera materia orgánica.

- “Neumáticos”

Los neumáticos están formados básicamente por un cuerpo de caucho y negro de humo reforzado por cables metálicos y textiles. Aunque su composición cuantitativa varía con el tipo de neumático, aproximadamente el 65% suele ser volátil (Lund, 1996).

En la modelización de este residuo para tener en cuenta su posible biodegradabilidad se ha tomado un 65% de goma frente a un 35% de material inerte.

- “B. Voluminosos”

Residuos recolectados en la recogida selectiva de residuos voluminosos. Comprenden muebles, colchones, etcétera.

- “R. Voluminosos”

Rechazo de la planta de reciclaje compuesto por los residuos voluminosos (muebles, maderas, colchones, etc.) que llegan a la misma.

- R. “Compact.”

Rechazo final de la planta de reciclaje, compuesto por todo el material que ha entrado y no ha sido seleccionado o rechazado.

- “R. Botes”

Residuos resultantes de la limpieza de los botes metálicos en su proceso de reciclado. Contiene bolsas, etiquetas, botes.

- “R. Limpieza Planta”

Residuos recogidos en la limpieza de la planta de reciclaje.

- Escombros

- Gravas Drenaje

Gravas empleadas en la construcción de los sistemas de drenaje de las celdas.

- “Tierra tap.”

Material empleado en la cobertura de los residuos.

Obtenidas las producciones por componentes del residuo doméstico según la clasificación empleada por la administración de la región ha de operarse para obtener los valores de generación según la clasificación establecida en MODUELO. Para ello se han realizado las siguientes hipótesis, tomando como base la caracterización de los residuos sólidos de Cantabria realizada por el Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria (1998) y elaborada por Muñoz (2001) y la caracterización de

los residuos producidos en España publicada por el Ministerio de Medio Ambiente (2001).

.- Las proporciones de papel y de cartón en la clase “papel-cartón”, que en MODUELO aparece disgregada, son similares a las encontradas en el residuo de Cantabria (75% de papel y 25 % de cartón).

.- La clase “otros” de X se corresponde con las clases “madera”, “goma y cuero” e “inertes” en MODUELO, en las proporciones 17, 14 y 69 %, de acuerdo con las halladas en España (caso de la “madera”) y Cantabria (se ha empleado la proporción que la fracción “goma y cuero” representa respecto a la suma “madera”, “goma y cuero” e “inertes” en esta región).

.- La clase voluminosos, en la que participan maderas, colchones, etc., se compone de un 70% de inertes (metales y otros), un 5% de textiles y un 25% de madera.

.- La clase materia orgánica se divide en residuos de comida y de poda y siega. Las proporciones de éstas últimas, tomadas de la clasificación en Cantabria, son del 97% y 3% respectivamente.

El resultado de la transformación aplicada se muestra en la Tabla 7.7. Para calcular la humedad del residuo, que se introduce de forma global para toda la mezcla, se considera la composición inicial de la misma. Aplicando los valores típicos de humedad de cada clase publicados por Tchobanoglous *et al.* (1994) se obtiene un valor del 42% expresado en peso seco.

Teniendo en cuenta que el vertedero sirve a una población aproximadamente estable de 300000 habitantes la tasa unitaria de “producción” de residuos expresada en peso seco (kilogramos de residuos seco que llegan al vertedero por cada habitante y día) es de 1 kg/hab/d (que equivale a una tasa bruta de generación de 1'42 kg/hab/d). Con esta tasa y las proporciones iniciales de cada clase de residuo se obtienen las tasas de evolución año a año de las mismas que se recogen en la Tabla 7.7, que son valores que se introducen directamente en el programa.

Al elaborar el estudio no se disponía de datos de producción y reciclaje para el año 2002, y por ese motivo se adoptaron los mismos valores del año anterior.

Tabla 7.6. Toneladas de residuos de cada clase (según la clasificación de la empresa gestora) depositados en X desde 1992.

Año	B. Orgánica	R. Orgánica	Selectiva	B. Viaria	B. Industrial	B. Hospital	B. Depur - Lodos	Neumáticos	B. Voluminosos	R. Voluminosos	R. Compact.	R. Botes	R. Limpieza Planta	Escombros	Gravas Drenaje	Tierra tap.
1992	46035	7990	0	393	18012	284	834	0	153	0	0	0	0	16981	3889	0
1993	79065	6157	0	577	30533	1086	1854	0	538	531	7852	318	0	18071	4565	0
1994	78941	5358	0	703	34517	1239	2548	0	537	614	9241	442	0	17193	4706	0
1995	78908	6213	0	1001	34808	1315	3507	0	642	695	9259	459	75	9767	3614	0
1996	79882	6544	580	1015	32704	1267	3173	0	661	731	10803	377	0	6534	4882	0
1997	79510	6955	0	986	40017	1359	3148	1850	729	835	11813	1	0	11145	6263	0
1998	81242	6943	0	9814	43403	1622	2775	81	774	919	12312	30	0	12069	5010	0
1999	86360	6949	0	1085	46310	1704	3001	80	925	970	12924	4	0	14260	6979	0
2000	88503	7102	0	1375	49867	1720	3392	15	820	860	13977	0	0	15427	7948	0
2001	73671	6140	0	2037	38682	1460	3429	0	543	712	12270	0	0	13126	6219	0

Tabla 7.7. Toneladas de residuos de cada clase (según la clasificación empleada en MODUELO) depositados en X desde 1992.

AÑO	PAPEL	CARTÓN	COMIDA	PODA Y SIEGA	MADERA	CELULOSA	TEXTIL	GOMA Y CUERO	PLÁSTICO	VIDRIO	METALES	BRIK	INERTES
1992	8440	2843	9769	403	1537	2451	1470	1062	4774	5993	1291	766	23191
1993	14658	4938	17020	1755	2673	4261	2556	1846	8299	10415	2243	1332	29821
1994	15359	5174	17697	1824	2770	4417	2649	1914	8608	10844	2348	1382	29877
1995	16313	5495	17991	1855	2804	4470	2681	1937	8708	10629	2311	1391	23673
1996	14017	4722	18666	1924	2773	4245	2311	1919	8464	12667	2710	1379	20285
1997	16266	5480	19420	2002	2824	5571	2281	3186	9202	12063	2390	1369	25590
1998	18158	6117	20938	2159	3330	6307	3857	2379	11132	10779	2555	1650	27715
1999	18075	6089	20512	2115	3913	5147	3537	2897	10157	11463	2073	1751	32633
2000	20572	6930	22149	2283	3466	5600	3618	2222	10677	11756	2297	1878	31524
2001	20548	6922	22444	2314	3165	4070	3136	2064	10381	12202	1923	1762	28164

Tabla 7.8. Descripción de los residuos depositados en X. Equivalencia entre clases manejadas en el vertedero y los componentes del modelo MODUELO (I).

DENOMINACIÓN EN LAS TABLAS	DESCRIPCIÓN	CARACTERÍSTICAS EN EL MODELO
B. Orgánica	Residuo recogido en masa (no seleccionado)	Las del total menos lo recuperado
R. Orgánica	Rechazo de la planta de reciclaje procedente del trómel. Fracción cribada a través de malla de 60 mm: basura orgánica y algún pequeño elemento como latas, etc.	Forman parte del residuo doméstico
Selectiva	Residuos recogida selectiva	Materiales recogidos selectivamente
B. Viaria	Residuos de la limpieza viaria	Similar a residuo doméstico
B. Industrial	Residuos industriales “asimilables a urbanos”	Similar al urbano sin recogida selectiva (para tener en cuenta en cierta forma un mayor contenido en plásticos, papel, cartón, etc.)
B. Hospital	Residuos de hospitales asimilables a urbanos	Similar a residuo doméstico
B. Depuradora - Lodos	Residuos y fangos de depuradora	70% inerte 30% materia orgánica

Tabla 7.9. Descripción de los residuos depositados en X. Equivalencia entre clases manejadas en el vertedero y los componentes del modelo MODUELO (II).

DENOMINACIÓN EN LAS TABLAS	DESCRIPCIÓN	CARACTERÍSTICAS EN EL MODELO
Neumáticos		65 % Goma 35% Inertes
B. Voluminosos	Residuos de la recogida selectiva de voluminosos: madera, colchones.	Forman parte del residuo doméstico
R. Voluminosos	Rechazo voluminoso de la planta: muebles, maderas,...	Forman parte del residuo doméstico
R. Compact.	Rechazos a la salida de la planta: todo el material no seleccionado o rechazado.	Forman parte del residuo doméstico
R. Botes	Residuos de la limpieza de latas metálicas: bolsas, etiquetas y alguna lata.	Forman parte del residuo doméstico
R. Limpieza Planta	Residuos de limpieza de la planta de reciclaje	Forman parte del residuo doméstico
Escombros		Inertes
Gravas Drenaje		Celdas dren, no residuo
Tierra tap.	Tierra de cobertura	No se tiene en cuenta como residuo

Tabla 7.10. Composición inicial y tasas evolución de cada clase de residuos a lo largo del tiempo introducidas en MODUELO para representar el tipo de residuos vertido a lo largo del tiempo en X.

AÑO	PAPEL	CARTÓN	COMIDA	PODA Y SIEGA	MADERA	CELULOSA	TEXTIL	GOMA Y CUERO	PLÁSTICO	VIDRIO	METALES	BRIK	INERTES
1992	13%	4%	15%	1%	2%	4%	2%	2%	7%	9%	2%	1%	36%
1993	0,01	0,01	0,02	1,54	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	-0,25
1994	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04	0,00
1995	0,06	0,06	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	-0,02	-0,02	0,01	-0,21
1996	-0,14	-0,14	0,04	0,04	-0,01	-0,05	-0,14	-0,01	-0,03	0,19	0,17	-0,01	-0,14
1997	0,16	0,16	0,04	0,04	0,02	0,31	-0,01	0,66	0,09	-0,05	-0,12	-0,01	0,26
1998	0,12	0,12	0,08	0,08	0,18	0,13	0,69	-0,25	0,21	-0,11	0,07	0,21	0,08
1999	0,00	0,00	-0,02	-0,02	0,17	-0,18	-0,08	0,22	-0,09	0,06	-0,19	0,06	0,18
2000	0,14	0,14	0,08	0,08	-0,11	0,09	0,02	-0,23	0,05	0,03	0,11	0,07	-0,03
2001	0,00	0,00	0,01	0,01	-0,09	-0,27	-0,13	-0,07	-0,03	0,04	-0,16	-0,06	-0,11

7.2.5. Información sobre emisiones producidas

Los datos sobre caudales y calidad del lixiviado y biogás manejados en este estudio, todos aportados por la empresa gestora del vertedero, son los siguientes:

- Gráficas de volúmenes mensuales acumulados de lixiviados y lluvias desde 1992 hasta mayo 2001 y gráficas de caudal diario de lixiviado y lluvia desde mayo 2000 a marzo 2001.
- Archivos de recopilación de datos desde enero de 1999 por parte de la empresa, que incluyen caudales diarios de lixiviado y resultados del análisis de calidad (color, temperatura, pH, DBO, DQO y nitrógeno total Kjeldahl totales y decantados, amonio, conductividad y sólidos suspendidos), de una muestra puntual de los mismos tomada habitualmente cada semana.
- Datos diarios sobre la potencia importada y exportada, horas de funcionamiento del motor y la bomba de biogás desde julio de 1997.

Para contrastar los resultados del modelo se han elaborado las dos informaciones mencionadas en último lugar, bajo la hipótesis, ya empleada en el caso de Meruelo, de que las medidas registradas a lo largo de un mes son representativas de las condiciones medias del mismo. Así se evita la gran dispersión de la serie de datos discontinuos y puntuales que no permite un tratamiento matemático fiable en la calibración.

Se ha considerado además que el valor representativo de cada situación de emisión líquida es la carga registrada en el momento de la medida, que se calcula multiplicando la concentración por el caudal instantáneo. El valor promedio de los datos disponibles en cada mes será el empleado en los ajustes y comparaciones de los resultados del modelo. Es importante tener presente en todo momento la forma de obtención de estos datos, pues al distar de efectuarse idealmente (a partir de muestras integradas y de manera más frecuente) el contraste y ajuste de resultados no puede ser muy preciso (no tendría sentido).

Los datos de obtención de energía a partir del biogás permiten estimar un límite mínimo de generación de metano. Al no haber sido facilitados caudales de extracción ni datos sobre composición la serie no podrá ser empleada para ajuste de parámetros. Para transformar la información de energía (kWh generados) en caudal de metano se ha aplicado el factor $3'6 \text{ kWh/Nm}^3\text{CH}_4$ resultante de

multiplicar el poder energético del gas (10 kWh/Nm^3), por el rendimiento habitual alcanzado en los motores de obtención de energía eléctrica (36%). Este valor se corresponde bien con el aconsejado por los técnicos de la empresa gestora del vertedero, que asocian la producción de 725 kWh a la quema de 500 Nm^3 de biogás (el factor entonces sería $1'45 \text{ kWh/ Nm}^3$ de biogás).

7.3. CALIBRACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO

7.3.1. Metodología

Como se comenta en los apartados de descripción, en los lixiviados generados en el vertedero X hay que tener en cuenta la aportación de aguas provenientes de los terrenos circundantes, vertientes al regato que circula por el eje Este – Oeste del área de vertido. Estas aguas alcanzan el residuo vertido por escorrentía superficial y posterior infiltración a través de la cobertura o bien por corrientes subsuperficiales.

MODUELO permite modelizar estos fenómenos mediante varios artificios, que han sido los empleados para calibrar el modelo de X:

- El mayor aporte de agua de lluvia a la zona de vertido se cuantifica con un factor multiplicador de las lluvias realmente registradas, "FLL".

- La lluvia caída puede provocar cierto encharcamiento e infiltración diferida que queda representado por el parámetro "dp" (profundidad de encharcamiento) del modelo.

- La afección directa de las aguas de escorrentía se evalúa añadiendo al caudal que alcanza el sistema de lixiviados a través de la masa de residuos el resultante de multiplicar la intensidad de lluvia por un factor de escorrentía (aquí llamado "FE") que respondería al producto entre el tradicional coeficiente de escorrentía y el área de drenaje directo.

El contraste del modelo hidráulico en el vertedero de X se ha basado en los datos de caudal diario desde enero de 1999, aportados por la empresa gestora. A fecha de elaboración de este estudio se disponía de datos completos de la explotación del vertedero hasta mayo de 2002, en que trabajaba en la CELDA J. Por este motivo el período de estudio se limita hasta ese mes, de manera que se abarca la fase final de explotación de la CELDA G (enero de 1999 y septiembre y octubre de 2000) y toda la etapa de vertido de residuos en las CELDAS H (febrero 1999 a marzo 2000), I (marzo

– septiembre 2000, octubre 2000 – marzo 2001 y junio – julio 2001) y J (marzo – junio 2001 y agosto 2001 – mayo 2002). Se ha dividido en dos fracciones: los datos registrados hasta diciembre de 2000 inclusive se emplearon en el proceso de calibración, mientras que los restantes, desde enero de 2001 hasta junio de 2002 sirvieron de contraste de validación del modelo ajustado.

Para la modelización de caudales lixiviados, dada la importancia en los mismos de la gestión de las aguas de escorrentía en cada momento, se dividen estos dos años y medio en tres etapas de explotación:

.- ETAPA 1: hasta marzo de 2000, en que se abre la CELDA I.

.- ETAPA 2: entre marzo de 2000 y marzo de 2001, fecha en que comienza la explotación de la CELDA J.

.- ETAPA 3: hasta mayo 2002.

Una vez contruidos los modelos de “terreno” y “residuos” del vertedero, descritos previamente, se ha procedido a su calibración hidráulica con variación de las permeabilidades del residuo y los tres parámetros comentados hasta obtener una reproducción aproximada de los datos medidos.

Observada la serie de caudales disponible se detectan dos posibles componentes en el lixiviado total registrado, como ocurría en Meruelo I: un caudal “de fondo”, debido a la infiltración del agua a través de los residuos, que marca los mínimos de cada período y varía suavemente a lo largo del tiempo al que se suman cambios bruscos debidos a la lluvia directamente incorporada a las conducciones sin atravesar los residuos. Estos sumandos deben ajustarse por separado pero sucesivamente, pues no son independientes. En primer lugar se establece el caudal base, “de fondo”, y seguidamente se aproxima la suma, determinando el componente de escorrentía. En cada fase se calibran unos parámetros. El caudal de fondo se aproxima variando la permeabilidad del residuo dentro del rango habitualmente observado, “FLL” y “dp”, y finalmente se modifica “FE” para aproximar las oscilaciones diarias sobre el mínimo.

La elección del mejor ajuste al caudal de fondo se realiza por contraste visual de las series “caudales simulados” y “caudales dato”, procurando reproducir aproximadamente en la primera los mínimos registrados. En este caso es difícil emplear un criterio cuantitativo que evalúe los errores de distintas simulaciones porque no se puede establecer a priori qué puntos pertenecen a la línea base y cuáles por el

contrario corresponden al caudal base más escurrentía. Una vez determinado el caudal de fondo (establecidos KRU, dp y FLL) se calibra FE distinguiendo entre etapas de explotación, pues sus valores dependen de cómo se hayan evacuado las aguas no infiltradas directamente en el residuo o exteriores: de la disposición de las cunetas de protección de la celda de vertido. Para esta labor sí se ha recurrido a la minimización de la suma de errores cuadrados en cada etapa como criterio de calibración.

Siendo los “períodos homogéneos” (cada etapa de explotación) de tan corta duración no hay opción de validación de FE, pero sí de contrastar los otros parámetros.

7.3.2. Comentarios sobre significado y sensibilidad de los parámetros

7.3.2.1. La permeabilidad inicial

Variando el valor de KRU0 se calibran las oscilaciones anuales del caudal de fondo simulado. En la Figura 7.6 se observa cómo a mayor permeabilidad el caudal recogido en la red de drenaje oscila con mayor amplitud entre estaciones y también entre días secos y de lluvia, aumentando los caudales mínimos y máximos observados durante el período de estudio. Permeabilidades menores producen el efecto contrario, atenuando las variaciones anuales y a corto plazo del mismo.

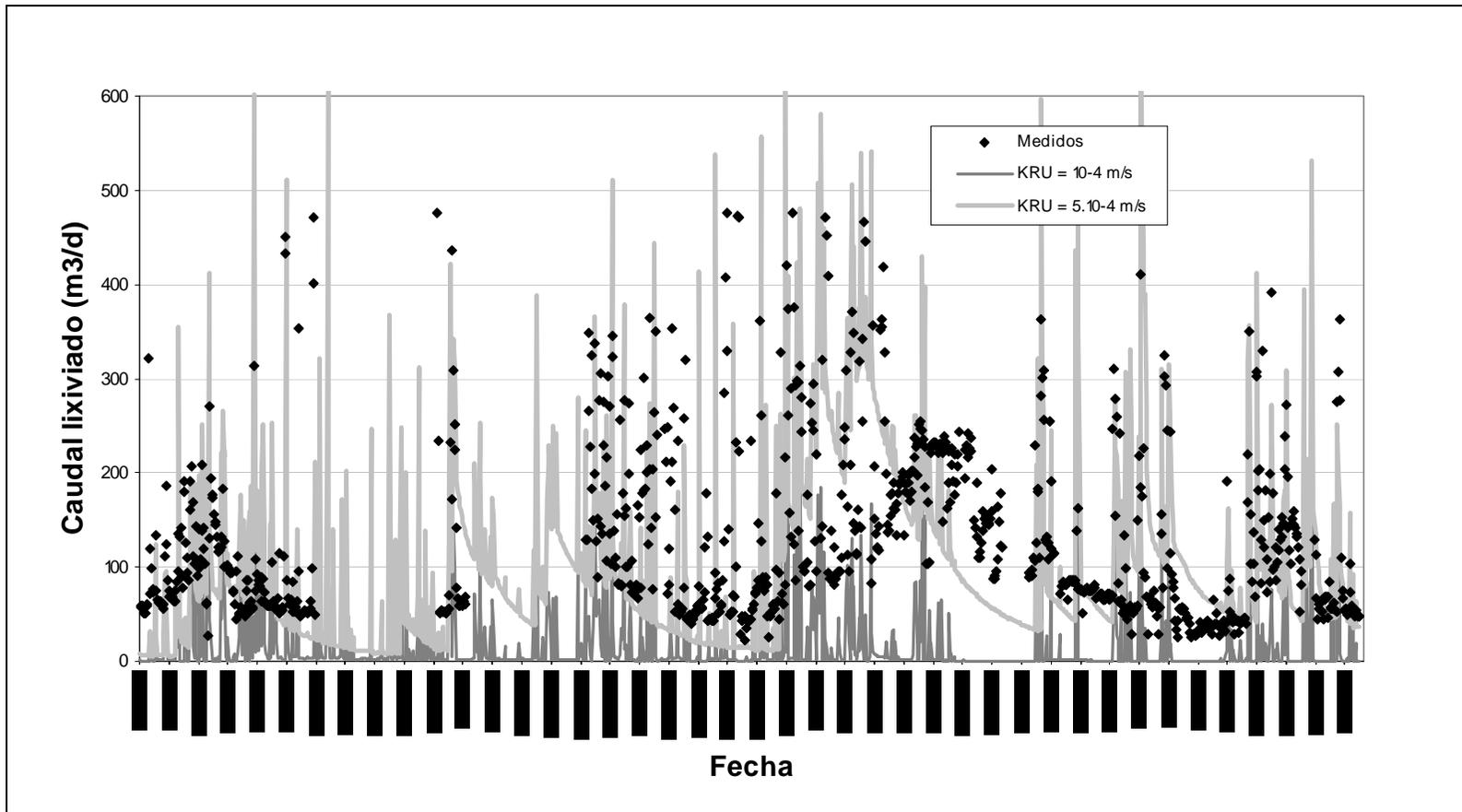


Figura 7.6. Comparación entre caudales medidos y simulados con $KRU_0 = 10^{-4}$ m/s y $KRU_0 = 25 \cdot 10^{-4}$ m/s durante todo el período de estudio del modelo de X.

7.3.2.2. Los parámetros de incremento de la infiltración, FLL y dp .

FLL representa la superficie aneja a la zona de vertido cuyas aguas de escorrentía alcanzan inmediatamente la misma, pasando a infiltrarse. Modificando este parámetro junto con dp se “actúa” sobre la cantidad de agua que atraviesa el residuo. Con ambos es posible simular con cierta aproximación las entradas de agua por llegada directa de escorrentías (entradas preferentemente superficiales), que depende de la capacidad de infiltración del mismo en cada momento. El parámetro dp permite retener el agua en superficie y por tanto una infiltración “diferida” en el tiempo.

Ambos parámetros han de ser calibrados simultáneamente, pues tanto uno como otro modifican el caudal infiltrado y la forma de las curvas de evolución del mismo.

La entrada de aguas externas al residuo varía a lo largo de la vida del vertedero, pues depende de los modos de operación (¿las cunetas de protección evitan la entrada de escorrentía externa?, ¿se produce encharcamiento sobre los residuos?, etc.), pero también de lo que ocurra en zonas en las que, aunque ya no se vierta residuo, continúa la “actividad hidrológica” y la generación de lixiviados (¿se intercepta alguna corriente subsuperficial?, ¿se dispone de cunetas perimetrales?).

Durante el período que se ha estudiado no hubo grandes cambios en el sistema de evacuación de aguas exteriores (construcción de cunetas perimetrales, por ejemplo). Por otro lado, no se dispone de información que permita cuantificar a priori los aportes externos de agua en cada etapa de explotación, y por eso se ha preferido mantener una calibración única que aproxime lo mejor posible todo el período.

El agua puede alcanzar el área de vertedero, sufrir infiltración o no y seguidamente ser evacuada, o, por el contrario, permanecer estancada sobre los residuos de forma que se vaya produciendo la infiltración a lo largo del tiempo. En cualquier caso se darán ambas formas de acceso, pero según cómo haya sido explotada cada zona el efecto de encharcamiento puede cobrar importancia. Precisamente la forma de las celdas en X puede favorecer que el agua quede estancada sobre los residuos cuando éstos todavía se vierten bajo la rasante del terreno (profundidades inferiores de cada celda) si las pendientes hacia el muro drenante vertical no son suficientemente pronunciadas, o éste no tiene suficiente capacidad de transporte. E incluso puede darse este efecto sobre los taludes elevados respecto a la rasante si no se ha previsto una evacuación adecuada (ver Figura 7.7).

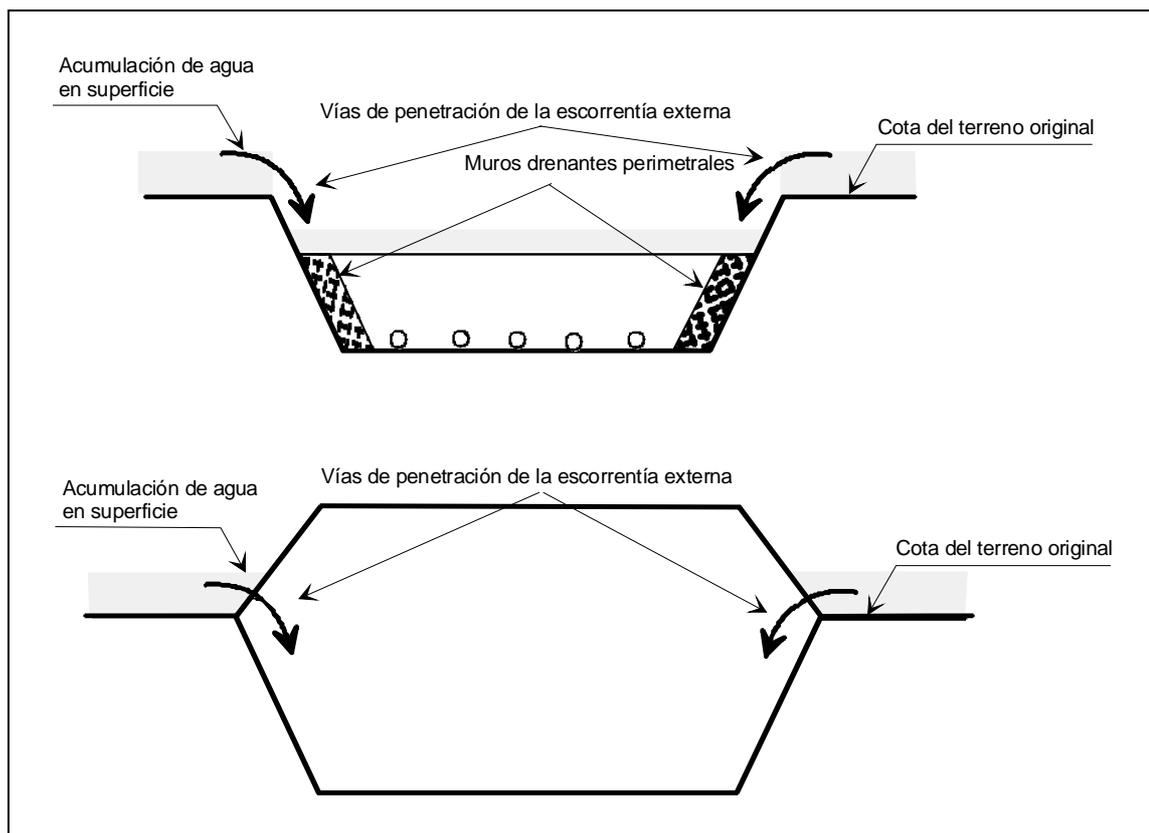


Figura 7.7. Esquema de posibles entradas de escorrentía externa en las celdas de vertido de X.

La cuenca vertiente al arroyo central que cruza la primera fase del vertedero comprende una superficie de 592200 m², mientras que la sección horizontal del área ocupada por los residuos en el modelo es de 135600 m². La relación entre ambas, 4'4, es una cota superior para "FLL".

A mayor valor de FLL y dp el caudal de lixiviado de fondo crecerá, de un modo retardado en el caso de dp. Sus efectos se aprecian en la Figura 7.8, donde se presentan las series completas de caudal resultantes de dos simulaciones con distintos valores de los dos parámetros. La línea de caudales mínimos en el caso de menor aporte de agua con efecto de acumulación (mayor dp) sufre descensos más suaves en los períodos secos. Los ascensos son más acentuados en una u otra curva según se trate de una temporada corta de precipitaciones (entonces la curva de mayor llegada de agua sin estancamiento crece más rápidamente, como en las lluvias de febrero de 2000) o esta temporada se alargue (caso del invierno 2000 – 2001).

7.3.2.3. El factor de escorrentía.

A lo largo de la vida del vertedero, según la celda que se ha ido explotando, han penetrado en el sistema de lixiviados aguas escurridas de distintas zonas y por tanto el factor de escorrentía, FE, también va cambiando. Precisamente durante el período elegido para calibración, en junio de 2000, aumenta la escorrentía directa que llega al colector de lixiviados y esto debiera manifestarse en un factor de escorrentía FE mayor.

7.3.3. Resultados obtenidos y discusión

Inicialmente se realizó una calibración del modelo hidrológico de X empleando las series meteorológicas elaboradas a partir de los datos de la estación situada en la población cercana (modificados según se describe en el apartado 7.2.2). El resultado se muestra en la Figura 7.8. En ella se incluyen dos curvas resultado de simulación con distintos parámetros y los datos medidos. Tras comparar los resultados de una serie de simulaciones con los datos se eligieron las dos curvas mostradas, obtenidas una con $FLL = 2.5$ y $dp = 0$ mm y con $FLL = 2$ y $dp = 50$ mm la otra. Observando esta figura se detectaba un mayor ajuste de la segunda curva a los datos de las etapas 1 y 3, y a los de la 2 la primera. Esto parecía indicar que al irse abriendo áreas de explotación la llegada de aguas de escorrentía exterior al vertedero cambia de manera importante (FLL varía) y que además el encharcamiento tiene más influencia cuando se está vertiendo en unas celdas que en otras. Pero este razonamiento no se corresponde con la realidad. Tanto el incremento de lluvia dado por FLL como dp se aplican a toda la superficie del vertedero, y por eso no cabe esperar que al aumentar la superficie total del vertedero en un 18% (23900 m² de la CELDA J frente a los 135600 m² totales), por ejemplo, los fenómenos que se produzcan en esa nueva área cambien tanto la respuesta hidráulica global que provoque la modificación de estos parámetros. Tampoco se justifica que la entrada de aguas de escorrentía en el volumen de residuos crezca al abrir la CELDA I y disminuya de nuevo con la CELDA J, como estaría indicando el modelo.

Por otro lado al intentar reproducir los caudales punta provocados por la escorrentía directa se observó gran número de datos de caudal con seguridad influenciados directamente por la lluvia (valores más o menos aislados por encima de la “línea base”) que no pueden asociarse a las precipitaciones recogidas en la serie

empleada. Un ejemplo son las puntas registradas entre los días 19 y 28 de agosto de 2000, ó las del 16 a 19 de marzo de 2001 (Figura 7.8).

Comparando la serie de lluvias manejada hasta entonces con la proporcionada por la empresa gestora del vertedero (en adelante series “P” y “V”) se observan (ya se ha comentado) grandes diferencias. Además de datos, casi todos, de valor no coincidente y grandes períodos sin medida en la serie P, existen temporadas en las que según ésta no existe precipitación, y sin embargo tanto la serie V como los registros de caudal indican lo contrario. Por este motivo se optó por realizar una nueva calibración con V como dato, habiendo comprobado previamente que los días de lluvia sí coinciden mejor con los caudales punta. Esta información se incorporó a los ficheros de MODUELO como se describe en el apartado correspondiente.

Los resultados de esta nueva calibración del modelo, separando la componente del caudal que se ha denominado de fondo (“LIX DREN”) de la suma de ésta con la de escorrentía (“LIX TOTAL”) se muestran en las gráficas de la Figura 7.9 (período de calibración) y Figura 7.10 (período de validación) y la Tabla 7.11, donde se recoge el valor de los parámetros calibrados.

Tabla 7.11. Valores de los parámetros de calibración del modelo hidráulico de X.

Parámetro	Valor de calibración
KRU0 (m/s)	$2 \cdot 10^{-4}$
FLL	2'5
dp (mm)	0
FE ETAPA 1 (m ²)	4000
FE ETAPA 2 (m ²)	3000
FE ETAPA 3 (m ²)	3000

KRU0: permeabilidad inicial de los residuos, sin sobrecarga;
 FLL: factor de incremento del volumen de lluvia que alcanza el vertedero (lluvia simulada / lluvia real); dp: profundidad de encharcamiento; FE: factor de escorrentía, superficie impermeable equivalente que aporta escorrentía directa al colector de lixiviados

La permeabilidad inicial del residuo (sin sobrecarga) obtenida es mayor que el valor general de referencia (10^{-5} m/s), pero no entra en contradicción con el mismo, puesto que se ha simulado su variación en profundidad. De hecho el valor mínimo en el vertedero, en el residuo más profundo, a 21 m de la superficie, es de $6'4 \cdot 10^{-7}$ m/s. La permeabilidad en la capa donde se sitúa el sistema de drenaje, que determina las condiciones de afluencia hacia el mismo varía entre unas celdas y otras según cuál sea su profundidad. A la profundidad media en el modelo del terreno, de seis capas, le corresponde un valor de permeabilidad de $2'5 \cdot 10^{-6}$ m/s.

En este caso un solo valor de los parámetros FLL y dp reproduce adecuadamente todo el período. En el caso anterior la infiltración por encharcamiento (dp) que parecía haber en alguna etapa resultaba en realidad de la “necesidad” de sucesos de lluvia más frecuentes para ajustar los datos, que en la nueva serie de precipitación se confirman. El valor de dp (cero) indica que la acumulación de aguas en la superficie del vertedero es poco significativa frente a la entrada de aguas exteriores que acaban infiltrando. FLL = 2'5 implica que la superficie que acaba drenando sobre el vaso de vertido es una vez y media mayor que la estrictamente ocupada por los residuos (unos 335000 m²), incluyendo tanto las zonas sin residuo (caballones de separación, celdas no explotadas, etc.) como áreas de la cuenca cuya escorrentía no es interceptada por las cunetas de resguardo o por corrientes subsuperficiales inmediatas.

El ajuste del parámetro FE, basado en el método de mínimos cuadrados, conduce a valores que no son óptimos para reproducir adecuadamente lo que ocurre, a juicio de la autora. Al haber días de lluvia en la serie meteorológica que no coinciden realmente con precipitación sobre el vertedero X al evaluar el cuadrado de la desviación entre resultado y dato en esos puntos se registra un valor alto que desvirtúa el método empleado. Por eso se obtienen valores de FE menores que los que reproducirían adecuadamente los caudales de escorrentía producidos, al dar gran peso a esos sucesos “irreproducibles” a partir de los datos disponibles. Realizando el ajuste a los caudales punta con criterio puramente visual (sin apoyo estadístico sino por comparación directa de las series temporales dibujadas), intentando aproximar los puntos que efectivamente se corresponden con lluvias medidas, se obtienen valores de 6000 y 7000 m² para la primera etapa y segunda y tercera etapas respectivamente. Estos valores implican que la superficie que aporta escorrentía directa al sistema de drenaje se mantiene en torno al 5 – 6% del total, y conducen a una simulación más fiel de los máximos caudales esperables (ver Figura 7.9).

Aunque no se haya diferenciado en la calibración, a la vista de los datos sí se detecta el aumento en los caudales de escorrentía recogidos en el sistema de drenaje. De todas maneras tampoco se ha pretendido afinar el ajuste de los mismos por dos motivos. El principal es que la escorrentía sobre los terrenos adyacentes depende del estado de humedad de los mismos, su pendiente, etc. Como no se ha modelizado la infiltración en esas zonas, que además pueden tener características diferentes, no es posible ajustar con detalle las variaciones en la escorrentía. Por otro lado el agua que va a influir en los procesos de degradación es sólo la infiltrada a través del residuo, así que de cara al estudio de la contaminación ésta es la principal.

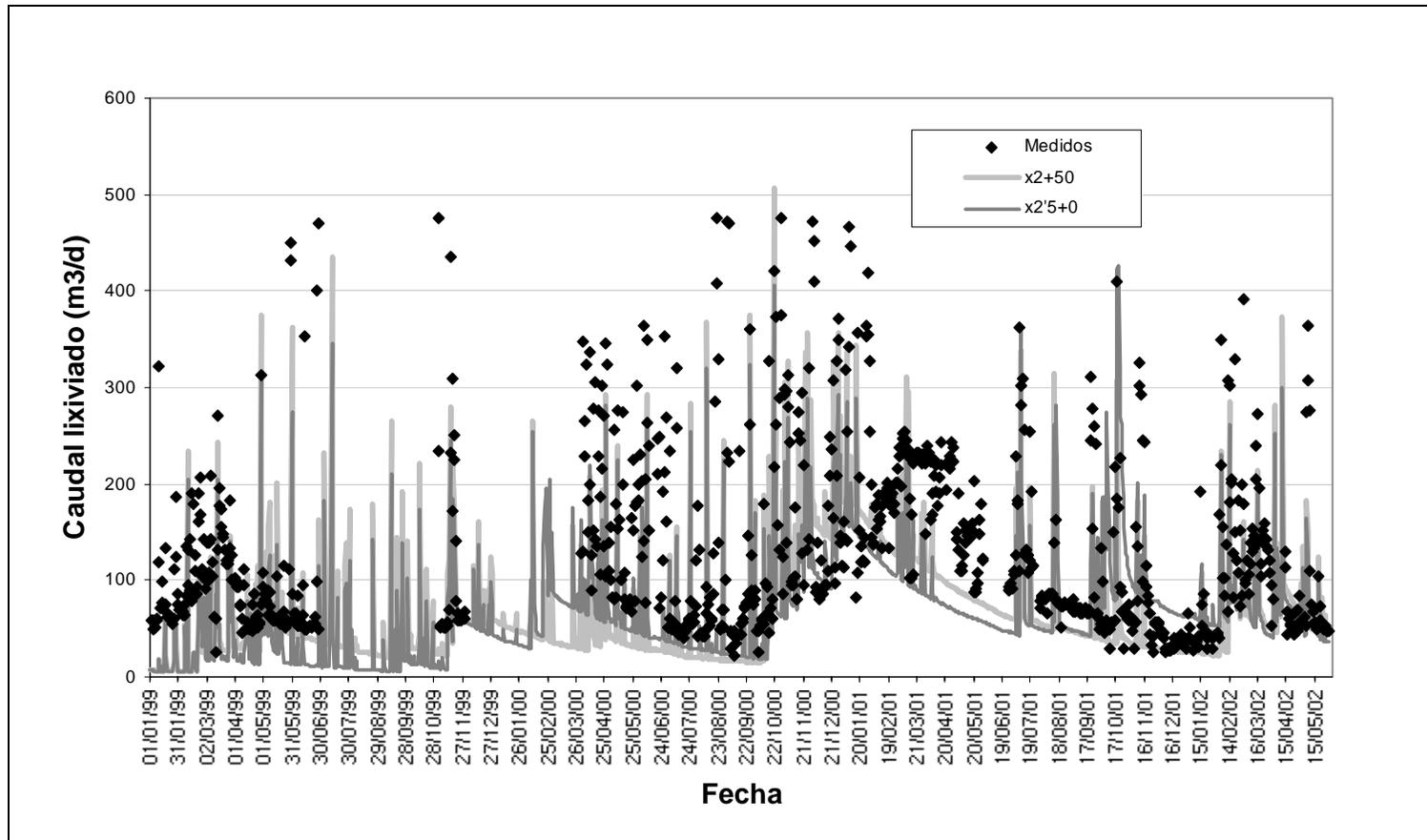


Figura 7.8. Comparación entre caudales medidos y simulados con FLL = 2'5 y dp = 0 mm ("x2'5+0") y FLL = 2 y dp = 50 mm ("x2+50"), en ambos casos con las series de precipitación de la población cercana, durante todo el período de calibración y validación del modelo de X.

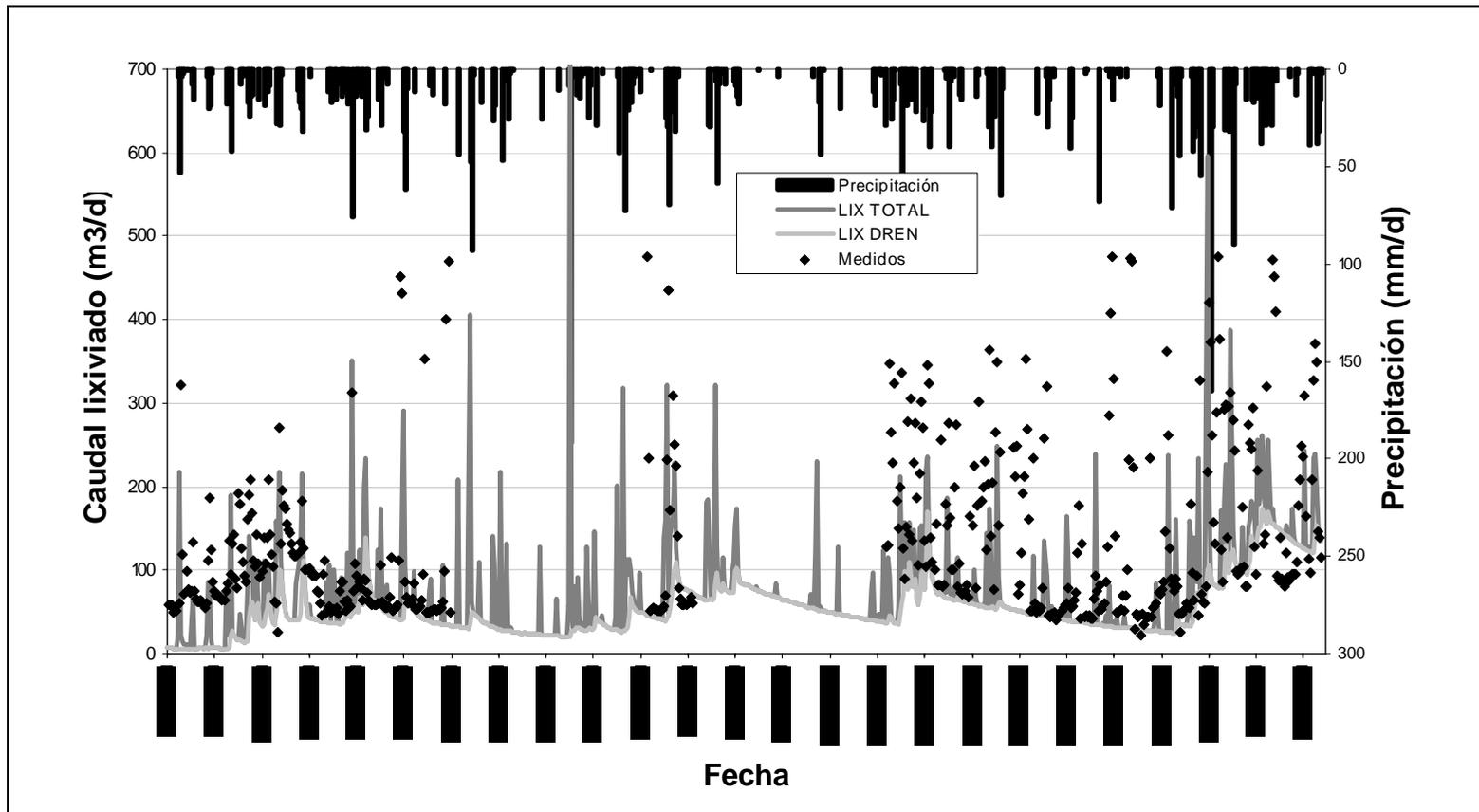


Figura 7.9. Resultados de la simulación hidrológica del vertedero X calibrada a partir de las series de lluvias registradas en el vertedero y FE determinado con el criterio de minimización de los errores cuadrados. Período de calibración.

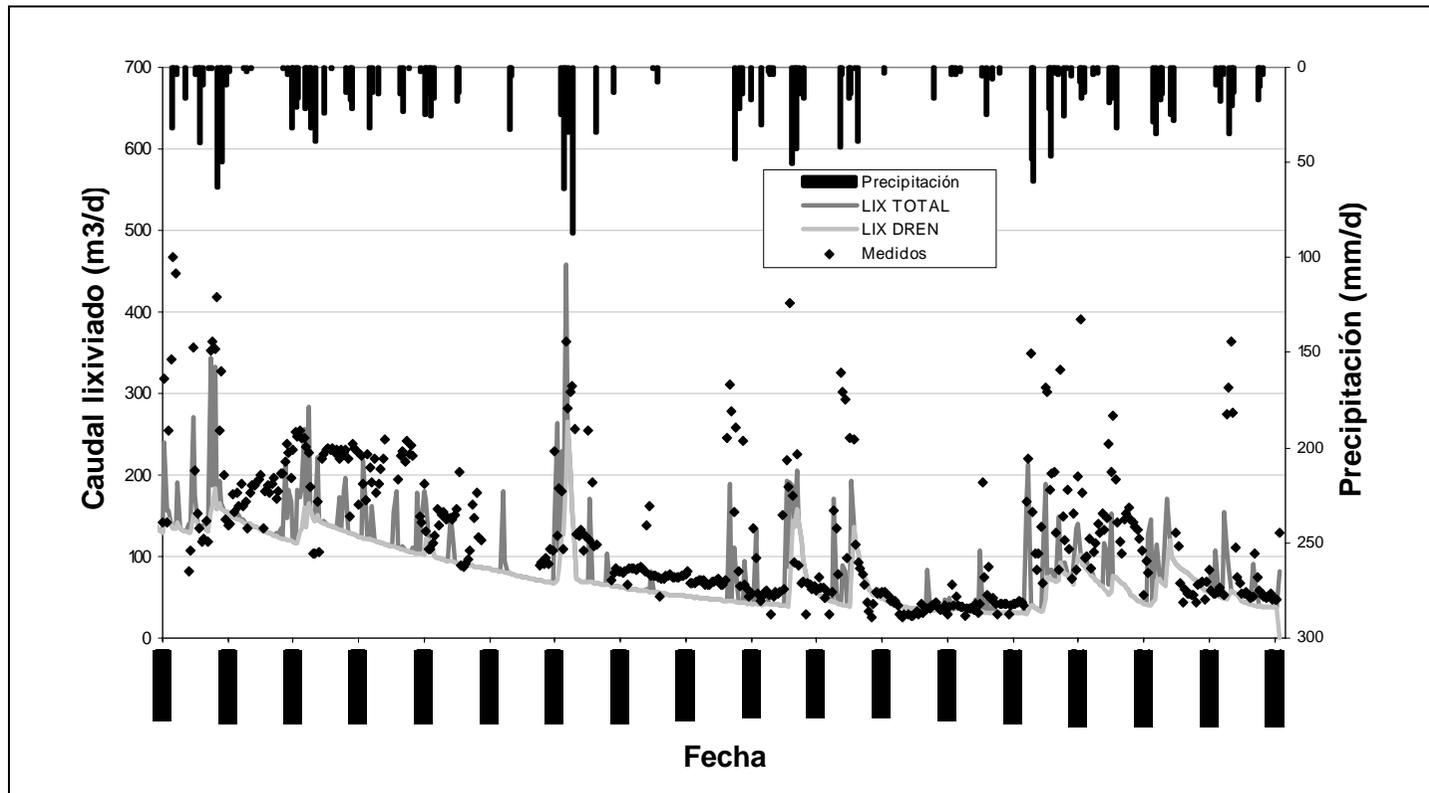


Figura 7.10. Resultados de la simulación hidrológica del vertedero X calibrada a partir de las series de lluvias registradas en el vertedero y FE determinado con el criterio de minimización de los errores cuadrados. Período de validación.

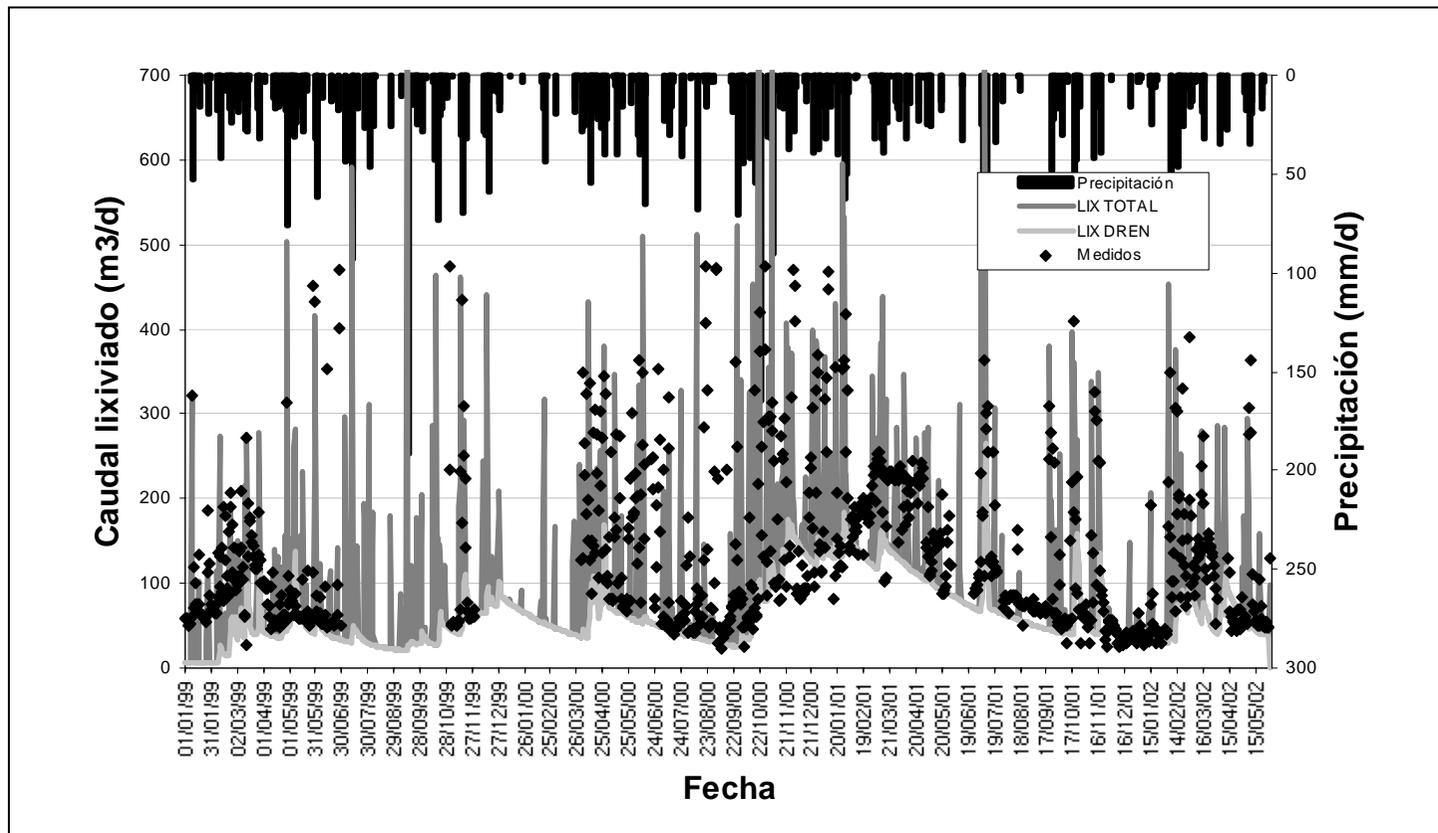


Figura 7.11. Resultados de simulación del vertedero X en todo el período de estudio con todos los parámetros calibrados “visualmente”.

Promediando los caudales medios diarios medidos y multiplicándolos por el número de días del período de estudio (1244) puede estimarse el volumen total de lixiviado recogido durante el mismo, que es de 161100 m³ (no se puede realizar directamente la suma porque existen puntos sin dato). Haciendo lo mismo con los datos de simulación se obtienen volúmenes de 101500 m³ (un 40% menor) cuando el ajuste de FE se realiza por mínimos cuadrados y lógicamente mayor, de 123200 m³ (un 23 % inferior), en la calibración final. En cualquier caso no se logrará una aproximación mucho mejor mientras se manejen series de lluvias incompletas.

Las figuras presentadas sugieren una tendencia cíclica anual en los caudales medidos que el modelo también reproduce. Esta tendencia se desplaza unos meses en el tiempo según el régimen de lluvias de cada año, pero se caracteriza de un modo general por un ascenso del caudal infiltrado a través del residuo en los meses de invierno que alcanza sus valores máximos a finales de esta estación para luego descender suavemente a partir de la primavera.

También se observa claramente el efecto ya comentado de no captación de algunas puntas aisladas, que tiene la mala calidad de los datos de partida que todavía puede influir en los resultados de la última calibración (Figura 7.9). Hay que recordar que en la serie V también aparecen días sin dato de precipitación con cierta frecuencia (mayor en el año 1999), aunque no se extiendan a temporadas tan largas como en la serie P.

En la fase de calibración, mostrada en la Figura 7.9, existen dos zonas, la inicial y la final, donde el ajuste conseguido parece menos aproximado. Durante los dos primeros meses de 1999 se continúa vertiendo en la CELDA G hasta que se abre la H. Esto podría provocar un cambio en el volumen de aguas entrante pero, como se razonó anteriormente, este cambio no debería ser significativo. Por otro lado si se atiende al caudal total (escorrentía más infiltración) la mayoría de puntos quedarían ajustados de existir lluvia en los días donde teóricamente la escorrentía cesa. Y precisamente muchos coinciden con “vacíos” en la serie de precipitación (5, 6, 15, 21, 22, 30 y 31 de enero, 1, 2, 5, 15, 19 y 28 de febrero, etc.).

Entre diciembre 2000 y marzo 2001 la simulación calibrada aproxima la tendencia media de los caudales diarios así como sus puntas, pero no así los valores mínimos. En el resto del período de validación la aproximación del caudal de fondo sí parece adecuada.

Ante la incertidumbre de los datos meteorológicos se hace difícil extraer conclusiones sobre el ajuste del modelo al comportamiento del vertedero. Existen “zonas” (febrero, finales de marzo y agosto de 2001 y finales de marzo de 2002) donde el descenso de caudales de infiltración parece producirse más gradualmente que lo simulado. Este efecto podría deberse a la llegada de alguna corriente subsuperficial de “descarga” del agua acumulada previamente en terrenos circundantes, ó a sucesos de lluvia con escorrentía directa no registrados. En este caso los puntos no se corresponden con vacíos en la serie de precipitación, lo que inclina a confirmar la primera opción e incluso, en las zonas de invierno (febrero, marzo), la posibilidad de influencia de la precipitación en forma de nieve, que en MODUELO no se simula y puede provocar una infiltración o/y escorrentía retardadas.

Globalmente la aproximación lograda se considera suficiente, sobre todo teniendo en cuenta la incertidumbre en los datos manejados. Los volúmenes de lluvia descritos por las distintas fuentes consultadas (gráficas, listados del Instituto de Meteorología y archivos de la empresa explotadora) presentan importantes diferencias, como en todos los casos las medidas del caudal están condicionadas por el instrumento de medida, cuyos datos pueden “derivarse” como consecuencia de la acumulación de depósitos en el canal, por ejemplo.

En cuanto a los datos de lluvia se ha puesto de manifiesto, durante el proceso de calibración que se ha llevado a cabo para el vertedero X, la importancia de un estudio previo de la información disponible que confirme la calidad de los mismos. Esto no implica que si existe incertidumbre en las series no se pueda simular el vertedero, sino que es conveniente tener claro las posibles fuentes de error para evaluar correctamente las aproximaciones logradas con el modelo.

Los resultados obtenidos, que se consideran adecuados, no delatan grandes errores en la modelización del “terreno” y de las características y producción de los residuos.

La aproximación realizada muestra que en el funcionamiento hidráulico del vertedero X ante las precipitaciones aparecen dos fenómenos principales, que son:

- Las respuestas “de fondo” consecuencia del paso de la lluvia a través de la masa de residuos (infiltración).
- Un caudal de “cortocircuito” o “flujo preferencial” formado por agua de escorrentía que se introduce directamente en el sistema de lixiviados.

El caudal de agua infiltrada registrado aumenta respecto al de un vertedero ideal. Según el resultado obtenido están llegando al vertedero aguas provenientes de áreas cercanas que suman una superficie de unas 20 Ha. Pero este valor es sólo orientativo, pues no puede olvidarse que el efecto conjunto de los parámetros FLL y dp es un aumento del agua disponible para infiltración en el residuo que puede llegar por otras vías. Este volumen aportado es atribuible en principio a escorrentías superficiales no interceptadas, pero podría también deberse a corrientes subsuperficiales de activación rápida con la lluvia que atravesen zonas de gran permeabilidad.

A este respecto cabe esperar que hoy en día estas aportaciones se hayan reducido de manera importante, con la ejecución del tramo que faltaba entre las cunetas perimetrales este y norte y la sur.

MODUELO es capaz de simular los dos términos comentados, incluso con lo efectos de aumento de aportación de agua a infiltrar añadiendo dos nuevos parámetros a la calibración, FLL (factor multiplicador de las lluvias que realmente caen sobre el área de vertido) y FE (“factor de escorrentía”).

Las curvas de simulación obtenidas una vez calibrado el modelo denotan la presencia de zonas de descenso “atenuado” del caudal, que podrían corresponder a un tercer término en la suma de caudales: la posible entrada de una corriente subsuperficial activada con las lluvias que atravesen terrenos circundantes al vertido y que llega retardada a las conducciones de drenaje inferior. Para representar éste fenómeno en MODUELO sería necesario incorporar un modelo de flujo subterráneo en el terreno o adaptar una posible entrada de agua en cada celda que pueda ser calculada por alguno de los modelos ya existentes (como MODFLOW).

7.4. EL MODELO BIOLÓGICO

7.4.1. Metodología

Calibrado el modelo hidrológico se procede a determinar los valores de los parámetros que mejor aproximen los datos disponibles de calidad de lixiviado. El proceso es similar al empleado en la calibración preliminar de Meruelo. Tomando como referencia los datos de caracterización del lixiviado procesados hasta obtener los valores medios mensuales de flujo de $N-NH_4^+$, NTK, DQO y DBO se realizan sucesivas simulaciones en las que, a partir de un vector paramétrico de valores iniciales, se van variando sus componentes uno a uno hasta obtener los que cumplen

el criterio elegido. El criterio de calibración es la minimización de la suma de errores cuadráticos, y se aplica a diferentes series de datos según cuál sea el parámetro objetivo. Las constantes de hidrólisis (cuya interrelación se conserva) se determinan ajustando así las series N-NH_4^+ medido - simulado. Calibrando simultáneamente k_A y k_{AC} se puede aproximar la DBO. Seguidamente, se varía f_{ar} hasta encontrar el que mejor reproduce las series DQO y NTK. Finalmente podría determinarse el mejor k_{H_2} si se dispusiera de datos detallados sobre producción de biogás. Sólo se dispone de una cota inferior de la generación de metano (es la información que proporcionan las series de energía generada a partir del biogás) así que su contraste con los resultados del programa puede servir para estimar las pérdidas producidas, pero no para ajustar parámetros.

7.4.2. Resultados obtenidos y discusión

Los valores de los parámetros resultantes de la calibración del modelo de degradación del residuo en X se muestran en la Tabla 7.12.

Los resultados medios mensuales de simulación del vertedero con estos valores, en contraste con las series medidas entre enero de 1999 y mayo de 2002, se muestran en las figuras de las páginas 7-47, 7-48 y 7-49. Se observa que todos los resultados de flujo contaminante en el lixiviado comparados (DBO, DQO, N-NH_4^+ y NTK) se mueven en un rango de valores muy similar al de los medidos (ver Tabla 7.13).

En las gráficas de evolución temporal de los contaminantes se observa una tendencia general común para todos (se alcanzan valores máximos en el período octubre 2000 – mayo 2001 y luego las cargas vuelven a descender) que la simulación reproduce. En cualquier caso para analizar cada valor independientemente debe procederse con cautela, recordando que los valores “medidos” surgen de promediar dos o tres datos de muestras obtenidas instantáneamente, lo que introduce una incertidumbre que supera con creces el error inherente a la forma de medida. Esta incertidumbre se pone de manifiesto en las figuras de las páginas 7-50, 7-51 y 7-52, que muestran los valores de flujo contaminante obtenidos para cada muestra puntual analizada junto a su media mensual y los valores diarios resultantes del modelo. Se observan muchos valores puntuales alejados de la media que se ha tomado como referencia, lo que es lógico si se considera la forma de obtención de la muestra y la gran variabilidad de los caudales de lixiviado, que acentúa las oscilaciones de

concentración (varía con el aporte de aguas externas, no contaminadas) y flujo. A falta de información más detallada (series más largas con puntos “más próximos” y de muestras integradas sería lo ideal) se consideran estos valores representantes de la media diaria de cada mes, pero no es aconsejable extraer conclusiones más allá del orden de magnitud en que aparece en el lixiviado el contaminante en cuestión. En todo caso en las mismas gráficas se observa que los valores simulados quedan en el rango de los medidos aunque éstos muestran mayores oscilaciones, lo que es normal dado su carácter puntual frente al carácter diario de los simulados.

Tabla 7.12. Parámetros resultantes de la calibración del modelo de biodegradación de X.

Parámetro	Valor de calibración
kh_r (d ⁻¹)	0,00023
kh_l (d ⁻¹)	0,00003
k_A (d ⁻¹)	0,010
k_{AC} (d ⁻¹)	0,020
kH_2 (d ⁻¹)	500
f_{ar}	0'05

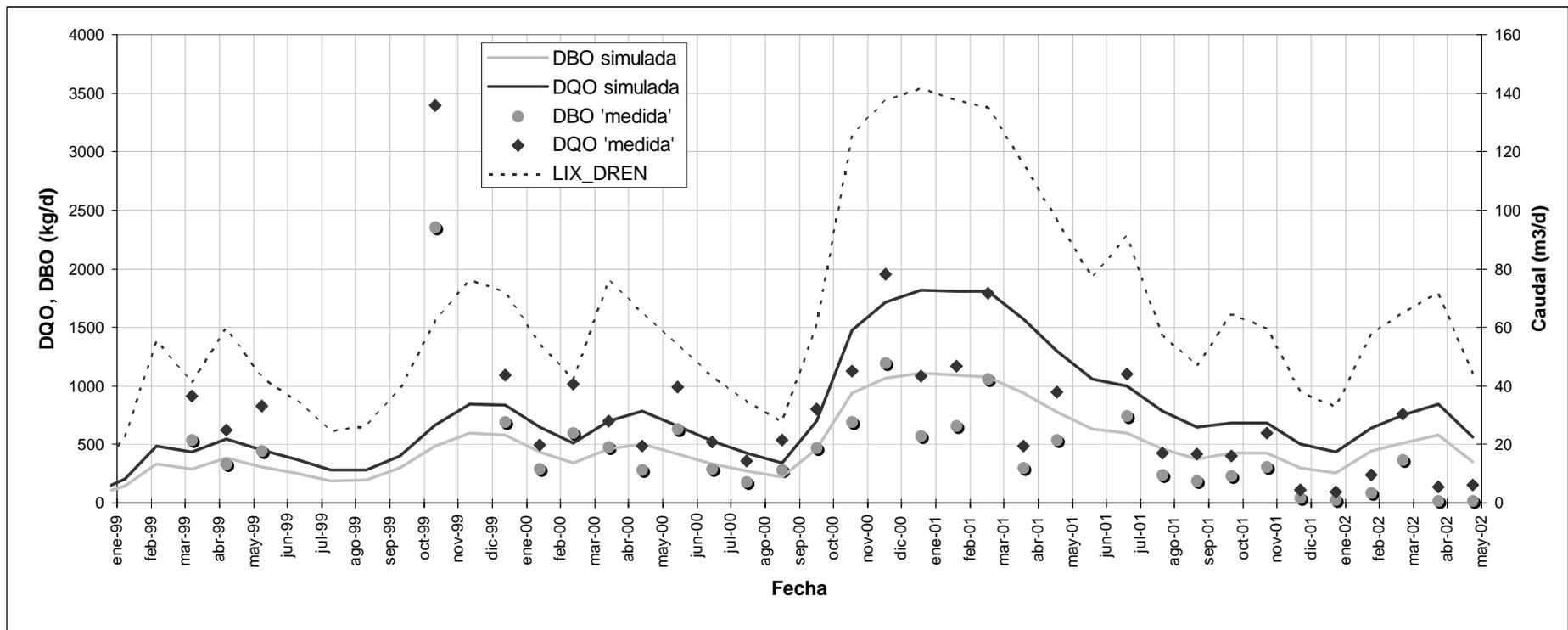


Figura 7.12. Comparación de los resultados de simulación de X calibrado con las series medidas. Carga de contaminantes (DBO y DQO) y caudal medio diario de lixiviado correspondientes a cada mes.

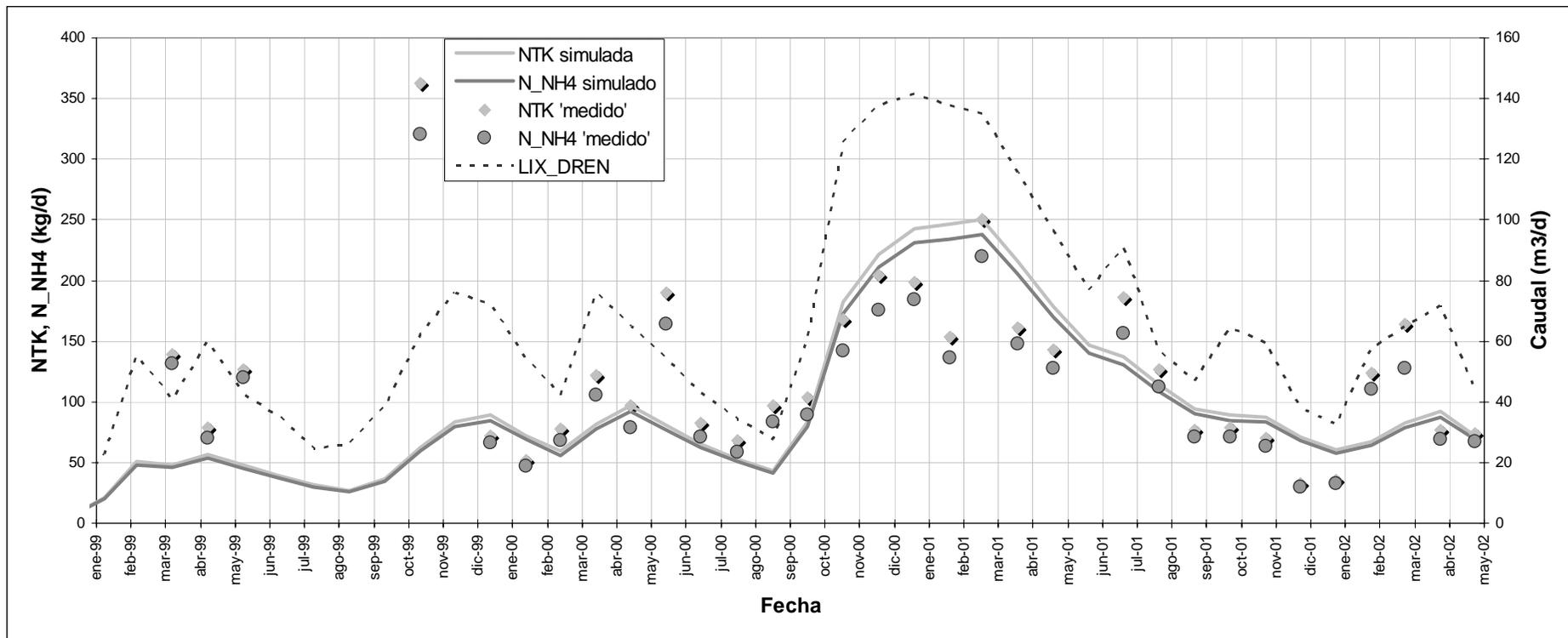


Figura 7.13. Comparación de los resultados de simulación de X calibrado con las series medidas. Carga de contaminantes (NTK y N-NH₄⁺) y caudal medio diario de lixiviado correspondientes a cada mes.

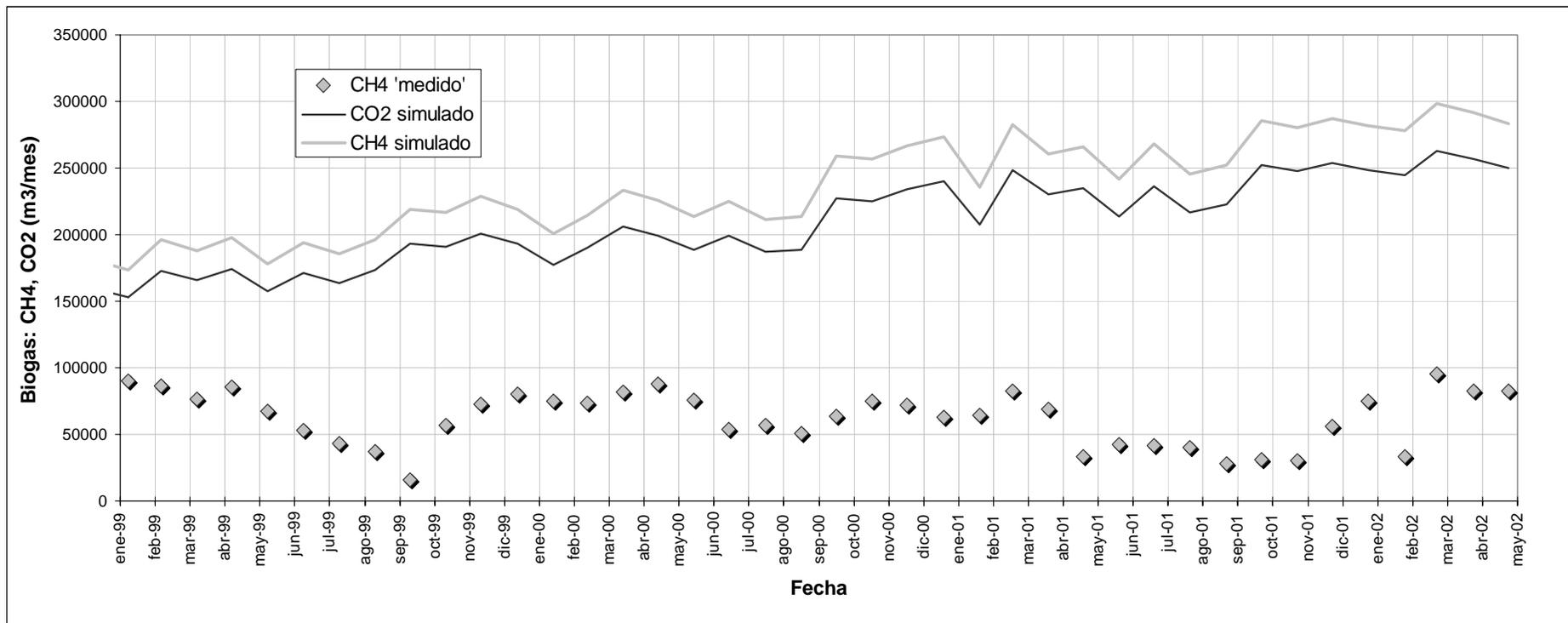


Figura 7.14. Comparación de los resultados de simulación de X calibrado con las series medidas. Biogás generado cada mes.

Tabla 7.13. Rango de variación y valor medio del período abril 1999 – mayo 2002 de las series de contaminación medida y simulada con el modelo de X.

Serie	Medido	Simulado
N-NH ₄ ⁺ (kg/d)	30 – 320 (110)	26 – 238 (95)
NTK (kg/d)	33 – 363 (125)	27 – 250 (100)
DBO (kg/d)	18 – 2356 (472)	186 – 1107 (510)
DQO (kg/d)	98 – 3397 (805)	279 – 1816 (803)

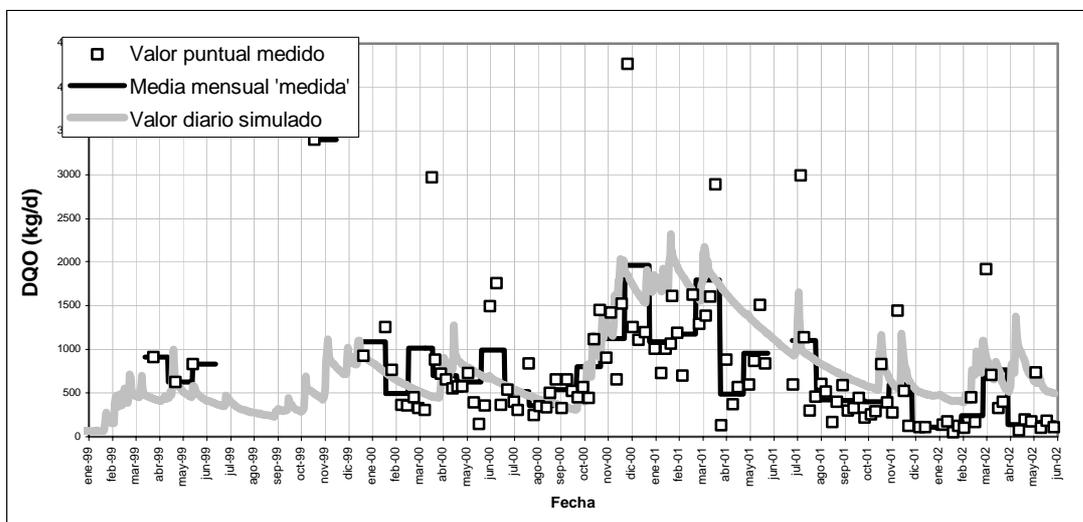


Figura 7.15. Valores puntuales y medias mensuales de flujo de DQO obtenidos a partir de los datos de campo de X y flujos diarios resultantes de la simulación.

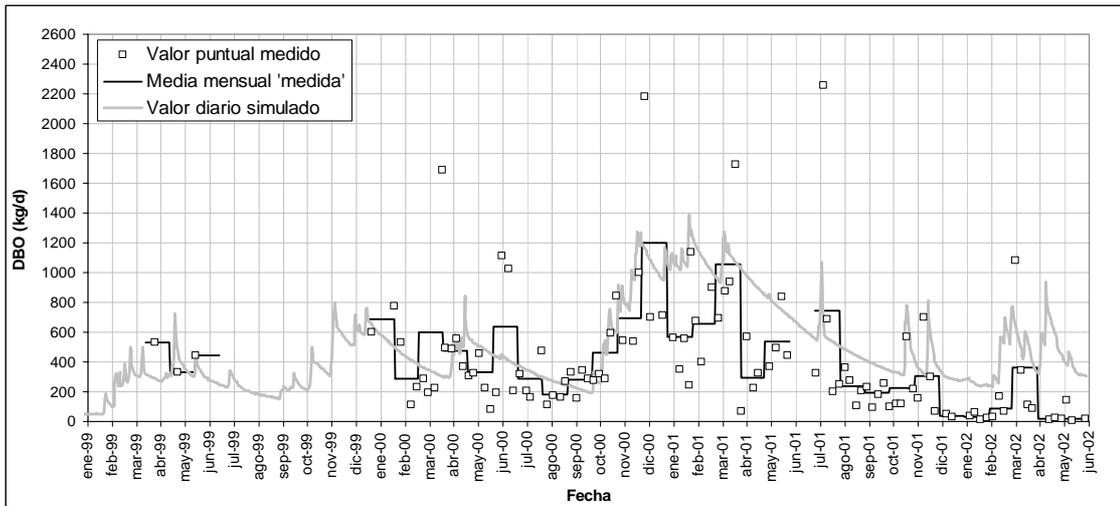


Figura 7.16. Valores puntuales y medias mensuales de flujo de DBO obtenidos a partir de los datos de campo de X y flujos diarios resultantes de la simulación.

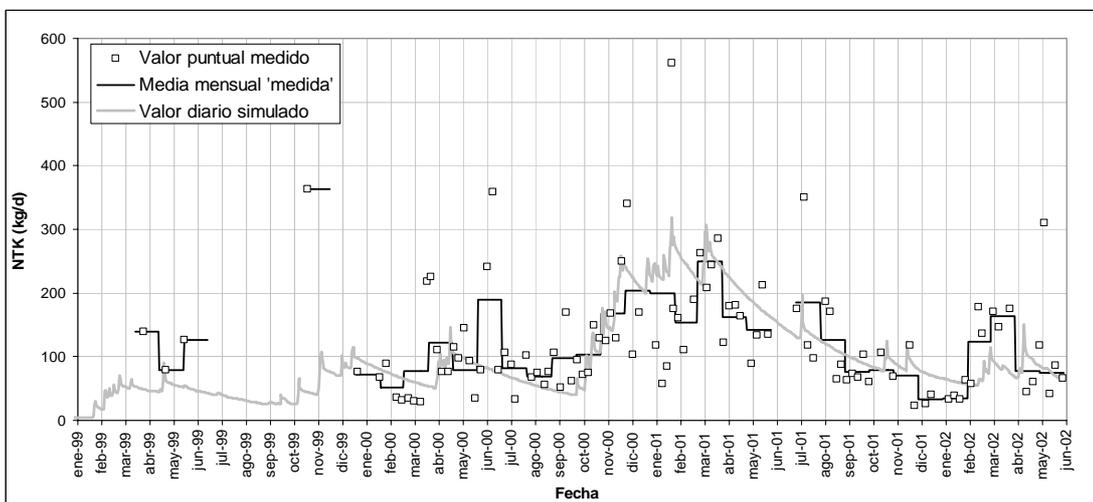


Figura 7.17. Valores puntuales y medias mensuales de flujo de NTK obtenidos a partir de los datos de campo de X y flujos diarios resultantes de la simulación.

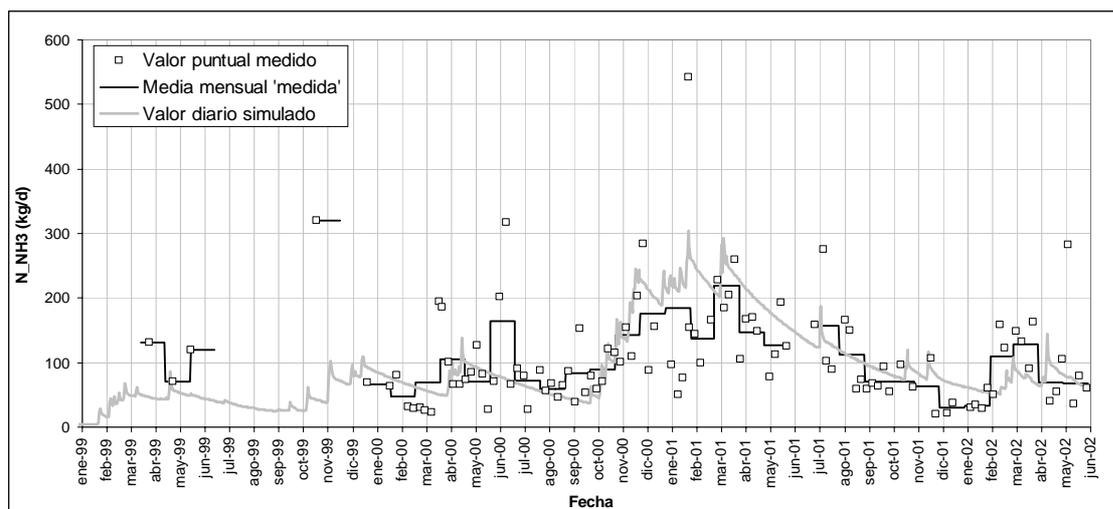


Figura 7.18. Valores puntuales y medias mensuales de flujo de $N-NH_4^+$ obtenidos a partir de los datos de campo de X y flujos diarios resultantes de la simulación.

La Tabla 7.14 recoge los errores medios absolutos, porcentuales y la suma de los errores cuadráticos cometidos en la estimación de cada serie de flujo de contaminante dato para los períodos de calibración (hasta enero de 2001) y validación, que se aprecian cualitativamente en la Figura 7.19 (DBO y DQO) y Figura 7.20 (NTK y $N-NH_4^+$).

Frente a la aproximación lograda para los flujos de nitrógeno, que se mantiene en el período de validación, los errores cometidos en la estimación de los flujos de DQO y DBO son mucho mayores en el período de validación, sobre todo para estos últimos. En un proceso de calibración – validación habitual este hecho indicaría bien que la serie de datos empleada en calibración no es suficiente para obtener los valores correctos de los parámetros k_A , k_{AC} , bien que el modelo no es adecuado (en ese caso podría deberse a la formulación planteada, a la idealización de la composición del residuo y sus fracciones biodegradables, etc.). Estas hipótesis sólo pueden ser contrastadas con el apoyo de nuevos datos de caracterización del vertedero o/y de las emisiones generadas.

En la Figura 7.12 se observa claramente la tendencia a sobreestimar la DQO y DBO emitidas con el lixiviado en el período final de simulación, sobre todo los meses finales de 2001 y en el año 2002. La sobreestimación de estos flujos se debe fundamentalmente a los valores de las concentraciones simuladas, que son mayores que las medidas (ver Figura 7.21). La concentración medida en el lixiviado es el resultado de la mezcla entre la corriente contaminada (agua que se ha infiltrado a

través de los residuos) y los aportes de escorrentía directa. Para obtener los valores simulados se divide el resultado del programa entre el caudal total correspondiente (lixiviado más escorrentía). Volviendo a los resultados de la simulación hidrológica se recuerda que el volumen total acumulado calculado a partir de los datos medidos es mayor que el simulado (en concreto durante el período de validación lo supera en un 16%, siendo 65880 m³ los medidos frente a 55220 m³ los simulados), debido a una simulación no adecuada de la lluvia que provoca escorrentía y a un probable aporte de aguas de infiltración externa. Estas fuentes podrían estar diluyendo la contaminación arrastrada por el lixiviado, reduciendo así las concentraciones medidas. Si a eso se une que el momento de toma de muestras puede coincidir con períodos de punta hidráulica, que hace disminuir las concentraciones, la carga calculada procesando así los datos puede ser diferente a la se está produciendo en realidad.

Tabla 7.14. Desviaciones entre las series resultantes de la simulación calibrada y las medidas de flujo de contaminante en X (error medio, error porcentual medio y suma de errores cuadráticos).

Serie	Calibración	Validación
N-NH ₄ ⁺	-17 kg/d	-6 kg/d
	-14 %	12 %
	26840 kg ²	114509 kg ²
NTK	-27 kg/d	10 kg/d
	-21 %	17 %
	33968 kg ²	30166 kg ²
DBO	-24 kg/d	247 kg/d
	3 %	447 %
	365620 kg ²	1794376 kg ²
DQO	-112 kg/d	334 kg/d
	-9 %	131 %
	1149363 kg ²	3604127 kg ²

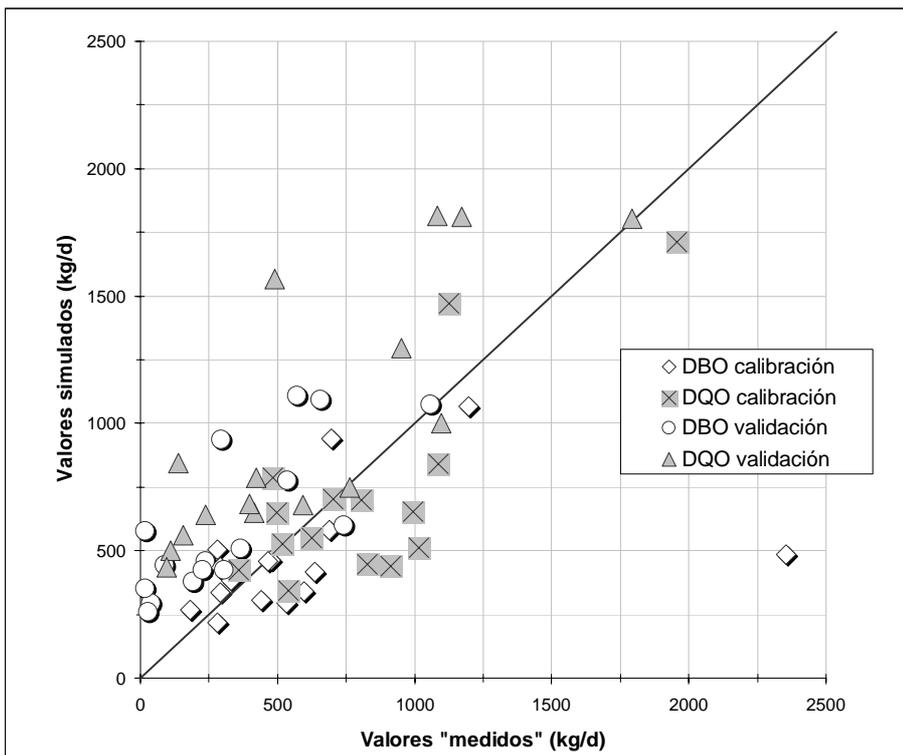


Figura 7.19. Contraste de los resultados de simulación de X calibrado con los datos de referencia. Cargas (DQO y DBO) medias diarias correspondientes a cada mes del período de calibración y validación.

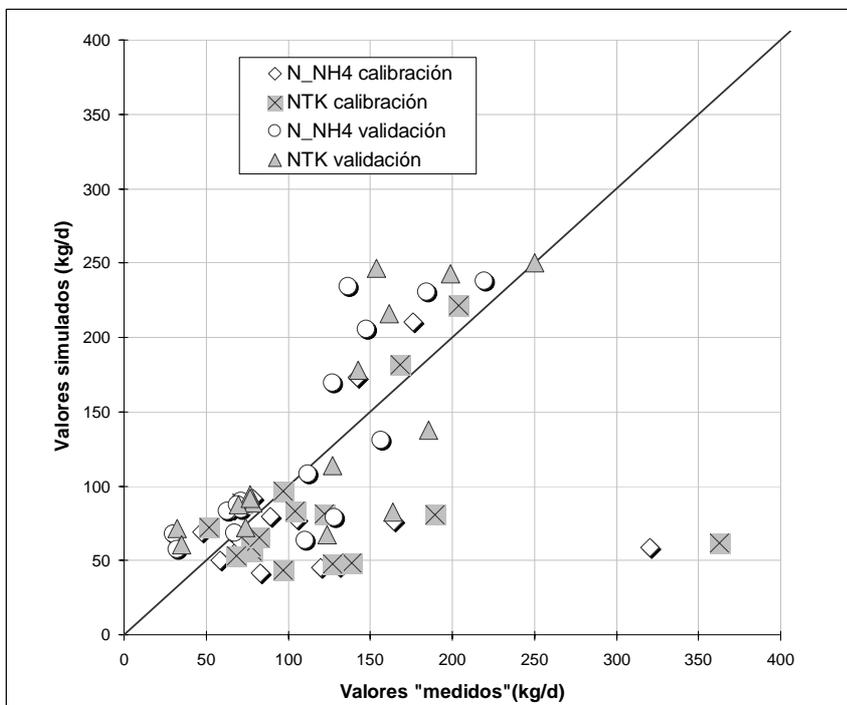


Figura 7.20. Contraste de los resultados de simulación de X calibrado con los datos de referencia. Cargas (NTK y N-NH₄⁺) medias diarias correspondientes a cada mes del período de calibración y validación.

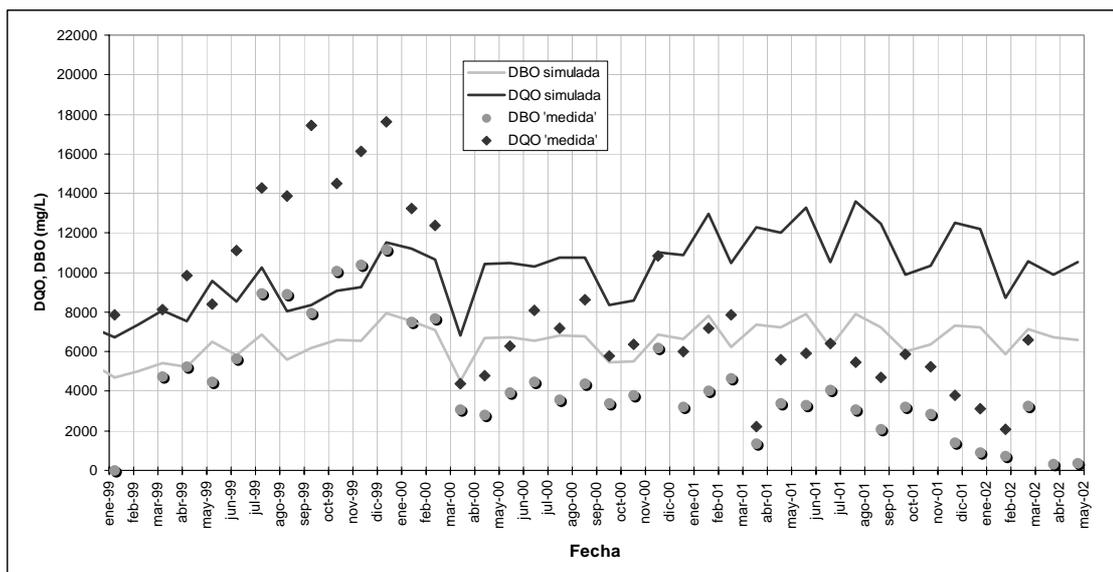


Figura 7.21. Comparación entre las concentraciones medias mensuales de DQO y DBO en los lixiviados de X obtenidas a partir de la serie de datos medidos y las simuladas.

7.4.2.1. Biogás

Para comparar los resultados de biogás emitido es preciso recordar que la serie de referencia, obtenida a partir del registro diario de energía generada a partir del biogás captado, está condicionada por numerosos factores entre los que destacan los siguientes:

- La extracción se efectúa por depresión en la red de captación. Intervienen en la misma tanto la disposición de la red como la decisión del explotador en el manejo de las soplantes.
- La presencia del gasómetro regulador del volumen de biogás utilizado y la antorcha para quema del excedente.
- La existencia de chimeneas no conectadas a la red de extracción donde se quema el biogás afluente.
- La influencia del agua en los pozos de extracción, que puede impedir en algunos momentos la extracción del gas.

La simulación se realiza suponiendo condiciones homogéneas de presión atmosférica en todos los poros y liberación instantánea del biogás “sobrante” en cada paso de tiempo. El resultado del modelo estima el volumen máximo extraíble (en caso de no haber emisiones en superficie y/o pérdidas por contorno) que luego podría ser almacenado en el gasómetro para emplearlo en el motor y/o quemarlo. El volumen medio de metano “extraíble” entre julio de 1997, fecha de comienzo del registro de caudales y mayo de 2002, final de la simulación, se estima en 207100 Nm³/mes frente a los 57500 Nm³/mes registrados. Esto implica un volumen medio mensual de metano no aprovechado de 149700 Nm³, lo que supone un 72% del generado según la estimación, que será quemado en la antorcha, en las chimeneas no conectadas, o emitido por el vertedero.

Como es habitual, no se dispone de un registro de los volúmenes quemados “in situ”, por lo que no se pueden obtener conclusiones sobre el balance general de biogás (qué parte es quemada y cuál emitida por el contorno del vertedero).

Suponiendo que no se produce quema del biogás fuera del motor puede obtenerse una cota superior de las emisiones en superficie del vertedero, para lo que hay que aceptar que el terreno es suficientemente impermeable. El área superficial media del vertedero entre julio de 1997 y mayo de 2002 es de 104000 m². Y la tasa máxima de emisión de metano sería por tanto de $148100 \text{ Nm}^3 / 104000 \text{ m}^2 = 1'44 \text{ Nm}^3/\text{m}^2/\text{mes}$ ó $1'31 \text{ g/m}^2/\text{h}$, dentro del rango medio de los valores publicados para distintos vertederos (Tabla 7.15). Las emisiones reales serán en todo caso menores, como se ha señalado.

7.4.2.2. Los parámetros

Los valores paramétricos obtenidos (Tabla 7.12), en relación a los de calibración de Meruelo I, son propios de un vertedero donde la degradación del residuo es más lenta. De hecho las tasas de producción de biogás a que conducen también los son (ver Tabla 7.16).

Al ser las reacciones de degradación del residuo de primer orden respecto al sustrato, la constante de cada proceso engloba el efecto sobre la velocidad de consumo de una mayor o menor presencia de biomasa activa. El valor de las constantes de hidrólisis en el modelo de X (un tercio las del Meruelo I) indica un crecimiento más lento de los organismos descomponedores: hay menos biomasa en

contacto con el residuo nuevo y por eso lixivia más lentamente. En consecuencia la materia biodegradable aparece en disolución más gradualmente, lo que hace que la relación sustrato / microorganismos en este caso sea menor. De ahí las tasas de acetogénesis y metanización, más elevadas. Al no disponer de información de referencia sobre generación de gas no ha sido posible calibrar kH_2 , pero sería de esperar un valor mayor que en Meruelo I por la misma razón.

Tabla 7.15. Estimaciones de las emisiones totales de metano por superficie en vertederos de residuos urbanos. (Muñoz *et al.*, 2003)

Vertedero	Área (Ha)	Emisiones (gCH ₄ /m ² /h)	Referencia
Lübars, Alemania	29	1'9	Jager y Peters, 1985
Moscú, Rusia	60	0'60	Nozhevnikova <i>et al.</i> , 1993
Tokio, Japón	200	8'3	Tohjima y Wakita, 1993
Desconocido, Francia	3	0'44	Pokryszka <i>et al.</i> , 1995
Oak Ridge, EE.UU.	7	0'27	Hovde <i>et al.</i> , 1995
Nashua, EE.UU.	24	2'58, 2'80	Mosher <i>et al.</i> , 1996
18 vertederos en Holanda	1.7-30	0'05-10'2	Oonk y Boom, 1995
Hagby, Suecia	0.4	0'90	Börjesson, 1997
Nauerna, Holanda	60	0'375	Scharff y Hensen, 1999
Randy-Condé, Francia	8	0'06-3'7	Trégourès <i>et al.</i> , 1999
Falköping, Suecia	3	1'25	Galle <i>et al.</i> , 2001

Estas hipótesis se reflejan en la realidad. Por un lado la explotación en X, con celdas aisladas que van rellenándose sucesivamente, retardaría la degradación del residuo. Y el desarrollo en superficie más que en profundidad también puede favorecer el retraso. En Meruelo I, con desarrollo fundamental en altura y continuo, la colonización de los microorganismos adaptados al tipo de residuo puede verse favorecida por contacto con las zonas más antiguas, y en X no es así. Pero hay que tener en cuenta que en ambos lugares se interpone una capa de cobertura de espesor

importante entre capas de residuo, lo que atenúa estos efectos. Por otra parte, la presencia de una mayor proporción de residuo biológicamente inerte² en el segundo vertedero (55% del residuo vertido frente al 17% en Meruelo) dificulta la extensión de las colonias en el residuo degradable.

Tabla 7.16. Volumen anual de biogás (suma de dióxido de carbono y metano) emitidos en el vertedero X durante los años de simulación según el programa.

Año	Nm³ biogás emitido	RU medio en vertedero (T)	Nm³/T RU
1992	23023	31938	0,7
1993	409079	114793	3,6
1994	998132	218155	4,6
1995	1565381	320947	4,9
1996	2209470	419628	5,3
1997	2746630	522095	5,3
1998	3354370	635233	5,3
1999	4431180	755014	5,9
2000	5154690	878996	5,9
2001	5985060	1002249	6,0
2002	2695900	1087314	2,4

En cuanto al último parámetro de calibración, f_{ar} , no puede establecerse diferencia con el que corresponde a Meruelo. Al calibrar el modelo de este último se obtuvo un valor de 0'2, cuatro veces el determinado para X, pero el criterio empleado entonces fue puramente teórico y condujo muy probablemente a un valor demasiado elevado. Aunque los resultados obtenidos en esa ocasión quedan plenamente justificados por la literatura consultada (la relación DBO/DQO se mueve en los rangos publicados) las concentraciones de DQO a que conducía pueden estar sobreestimadas, a juzgar por lo observado en X. Es cierto que la proporción de DBO en la DQO disminuye más

² El residuo denominado aquí "biológicamente inerte" incluye las fracciones "inerte", "plástico", "metal", "tetrabrik" y "vidrio".

rápido al parar el aporte de materia biodegradable y en X sin embargo éste continúa, pero de cumplirse la relación resultante en Meruelo a los diez años de simulación debería notarse un distanciamiento mayor entre ambos parámetros. El valor obtenido ahora en base a la información experimental (se calibra ajustando las series de DQO y NTK) parece más adecuado incluso para aplicar en aquella ocasión, aunque en otros casos puede variar si lo hiciese significativamente la naturaleza del residuo.

7.5. REFERENCIAS

- BÖRJESSON, G. (1997). "Methane Oxidation in Landfill Cover Soils". Tesis doctoral, Uppsala, Sweden.
- Grupo de Ingeniería Ambiental (1998). *Diseño de Programas de Gestión de Residuos Sólidos en Cantabria*. Informe Final. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y Medio Ambiente, Universidad de Cantabria. Santander.
- GALLE, B.; SAMUELSSON, J.; SVENSSON, B.H. y BÖRJESSON, G. (2001). "Measurements of methane emissions from landfills using a time correlation tracer method based on FTIR absorption spectroscopy". *Environmental Science and Technology* 35(1), pp. 21-25.
- HOVDE, D. C.; STANTON, A. C.; MEYERS, T. P. y MATT D. R. (1995). "Methane emissions from a landfill measured by eddy correlation using a fast response diode laser sensor." *Journal Atmos. Chem.* 20, pp. 141-162. Citado en Börjesson *et al.* (2000).
- HUBER, W. C. y DICKINSON, R. E. (1988). *Storm water management model, version 4*. Environmental Protection Agency, Estados Unidos.
- JAGER, J. y PETERS, J. (1985). "Messung der Oberflächenemission von Deponiegas". (En alemán) *Stuttgarter Berichte Abfallwirtschaft* 19, pp.337-345. Citado en Börjesson *et al.* (2000).
- JIMÉNEZ, José Antonio y JUSTO, José L. de (1975). *Geotecnia y cimientos. I Propiedades de los suelos y de las rocas*. Editorial Rueda D.L. Madrid (2ª edición).
- LUND, Herbert F. (1996). *Manual McGraw-Hill de reciclaje*. McGraw Hill, España
- Ministerio de Medio Ambiente (2001). *Memoria: El Medio Ambiente en España*. Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental.
- MOSHER, B. W.; CZEPIEL, P. C.; SHORTER, J.; ALLWINE, E.; HARRISS, R. C.; KOLB, C. E. y LAMB, B.K. (1996). "Mitigation of methane emissions at landfill sites in New England, USA". *Energy Convers. Mgmt.* 37, pp. 1093-1098. Citado en Börjesson *et al.* (2000).

- MUÑOZ, J. (2001). *Diseño de una metodología de caracterización de residuos sólidos domésticos*. Tesina de Máster. Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.
- MUÑOZ, J.; LOBO, A.; SZANTO, M. y TEJERO, I. (2003). "Daily evolution of the biogas emissions in the Meruelo landfill (Spain)" aceptado en el congreso Sardinia 2003, 9th International Landfill Symposium. 6 -10 de octubre de 2003, Cagliari, Cerdeña (Italia).
- NOZHEVNIKOVA, A.; LIFSHITZ, A.B.; LEBEDEV, V.S. y ZAVARZIN, G.A. (1993). "Emission of methane into the atmosphere from landfills in the former USSR". *Chemosphere*, 26, pp. 401-417. Citado en Börjesson *et al.* (2000).
- OONK, J. y BOOM, A. (1995). "Dutch national research programme on global air pollution and climate change. LFG formation, recovery and emissions". Report 410 100 036, TNO/IMET, Apeldoorn, Holanda. Citado en Börjesson *et al.* (2000).
- POKRYSZKA, Z.; TAUZIEDE, C. y CASSINI, P. (1995). "Development and validation of a method for measuring biogas emissions using a dynamic chamber". Actas del congreso "Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium". 2 – 6 de octubre de 1995, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 495-506.
- Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. (BOE nº25 de 29/01/2002).
- ROWE, R. K. y NADARAJAH, P. (1996). "Estimating leachate drawdown due to pumping wells in landfills". *Canadian Geotechnical Journal*, 33(1), pp. 1-10.
- SCHARFF, H. y HENSEN, A. (1999). "Methane emission estimates for two landfills in the Netherlands using mobile TDL measurements". Actas del congreso "Sardinia 99, Seventh International Landfill Symposium" CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. 4-8 de Octubre de 1999. pp. 71-78.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H. y VIGIL, S. (1994). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw Hill, Madrid.
- TOHJIMA, Y. y WAKITA, H. (1993). "Estimation of methane discharge from a plume: A case of landfill". *Geophys. Res. Lett.* 20, pp. 2067-2070. Citado en Börjesson *et al.* (2000).
- TRÉGOURÈS, A.; BENEITO, A.; BERNE, P.; GONZE, M.A.; SABROUX, J.C.; SAVANNE, D.; POKRYSZKA, Z.; TAUZIEDE, C.; CELLIER, P.; LAVILLE, P.; MILWARD, R.; ARNAUD, A.; LEVY, F. y BURKHALTER, R. (1999). "Comparison of seven methods for measuring methane flux at a solid waste landfill site". *Waste Management and Research*, 17, pp. 453-458.