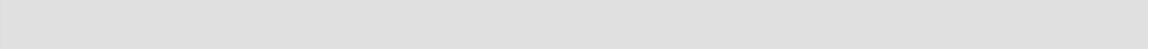


## **CAPÍTULO 3. MODELOS INCLUIDOS EN EL PROGRAMA MODUELO 1**



## ÍNDICE DEL CAPÍTULO

3. MODELOS INCLUIDOS EN EL PROGRAMA MODUELO 1 .....	3-1
3.1. Introducción.....	3-1
3.2. Algoritmo general .....	3-2
3.3. Bloque de producción de residuos.....	3-3
3.4. Bloque de configuración actual del vertedero .....	3-4
3.5. Bloque de clima.....	3-6
3.6. Módulo hidrológico .....	3-7
3.6.1. Balance hidrológico superficial.....	3-7
3.6.2. Flujo entre celdas interiores .....	3-8
3.6.2.1. Flujo horizontal .....	3-9
3.6.2.2. Flujo vertical .....	3-10
3.6.2.3. Limitaciones al flujo .....	3-12
3.6.2.4. Flujo hacia el dren .....	3-12
3.6.2.5. Variación de la capacidad de campo .....	3-13
3.7. Módulo de degradación de los residuos .....	3-13
3.7.1. Introducción.....	3-13
3.7.2. Datos previos .....	3-14
3.7.3. Hidrólisis.....	3-14
3.7.4. Transporte de contaminantes.....	3-18
3.7.5. Biodegradación .....	3-18
3.7.6. Parámetros de contaminación orgánica.....	3-19
3.8. Aspectos mejorados en este trabajo.....	3-20
3.9. Referencias .....	3-21

### 3. MODELOS INCLUIDOS EN EL PROGRAMA MODUELO 1

#### 3.1. INTRODUCCIÓN

Ya se ha comentado en los capítulos anteriores que MODUELO es un programa de simulación dinámica de vertederos de residuos urbanos desarrollado desde 1998 por el Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria. La primera versión del programa fue descrita por Herrero y Montero (1999), que presentan el manual de usuario y la descripción de los modelos empleados y por Lobo *et al.* (2002a y 2002b).

MODUELO está programado en lenguaje C++ (Borland C++. Versión 1). A partir de datos climatológicos, de producción de residuos, configuración del vaso de vertido y explotación del vertedero estima tanto los lixiviados producidos a lo largo del tiempo como su contaminación orgánica y el gas generado en la degradación biológica de los residuos. El programa reproduce la historia de vertido e incorpora además un módulo independiente de simulación de escenarios de gestión de residuos. La simulación con el modelo convenientemente calibrado permite predecir el caudal de líquido lixiviado extraído por la red de drenaje y la contaminación orgánica y el biogás generados diariamente.

Los modelos adoptados surgieron de la consulta de trabajos de modelización de distintos fenómenos propios del vertedero publicados por otros autores (Chynoweth *et al.*, 1979; Demetracopoulos *et al.*, 1986; Guyonnet *et al.*, 1997; Khanbilvardi *et al.*, 1995; Korfiatis y Demetracopoulos, 1984; Pohland y Al-Yousfi, 1995; Raveh y Avnimelech, 1979; Schroeder *et al.*, 1994). El objetivo no era la elaboración de modelos de procesos específicos sino, a partir de la bibliografía existente, haciendo las simplificaciones necesarias, crear uno global destinado al uso directo en diseño y explotación.

En este capítulo se presenta un resumen de los modelos incluidos en esta primera versión del programa, haciendo hincapié en las hipótesis adoptadas, que no quedaron adecuadamente justificadas en su día.

### 3.2. ALGORITMO GENERAL

La descripción matemática del vertedero se basa en una discretización tridimensional. El vertedero se divide en capas formadas por celdas de planta cuadrada.

El algoritmo general del programa se presenta en el esquema de la Figura 3.1. Son necesarios tres tipos de datos: de producción de residuos, definición geométrica y explotación (orden de llenado) del vertedero y datos meteorológicos. Cada tipo es gestionado por el “bloque” correspondiente: de producción de residuos, configuración actual del vertedero y de clima. El programa se ha estructurado en dos módulos principales, cada uno de los cuales da lugar a un tipo de resultados: el módulo hidrológico y el de degradación del residuo.

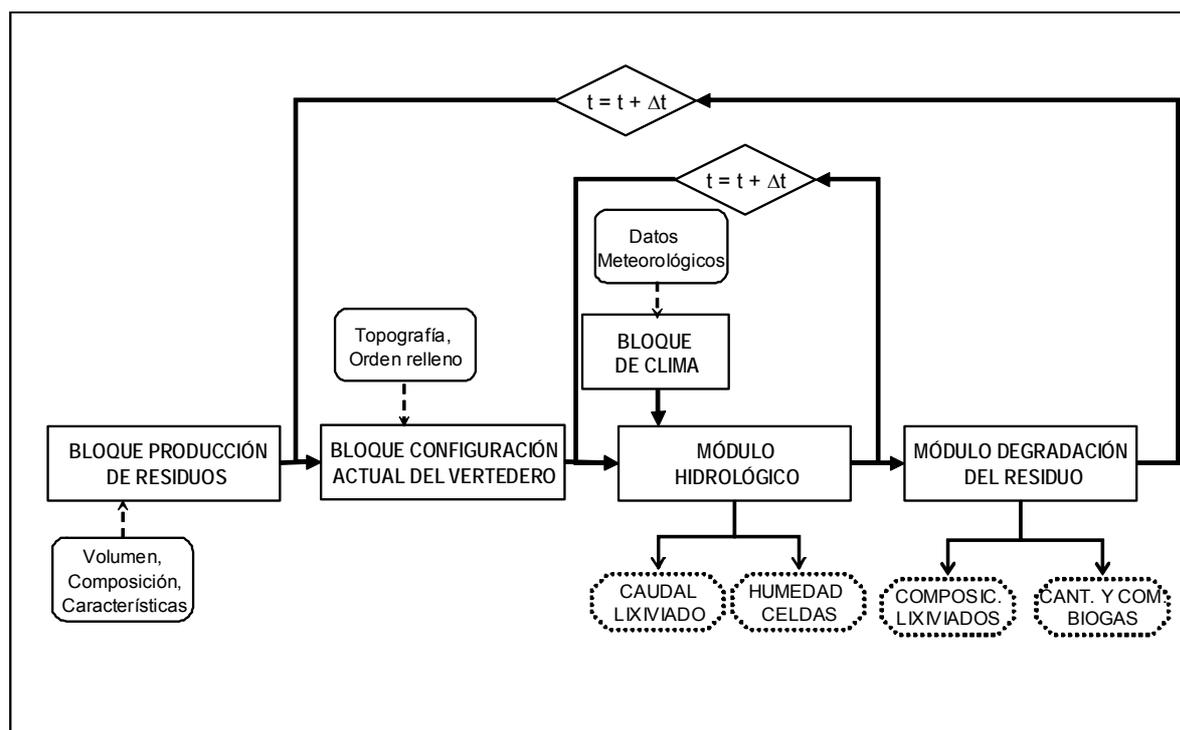


Figura 3.1. Algoritmo general del programa MODUELO 1.

El bloque de producción genera los datos de caracterización del residuo que va llegando al vertedero en cada paso de tiempo (diario). El bloque “configuración actual del vertedero”, basado en los datos topográficos y de explotación y los aportados por el bloque de residuos, establece qué celdas están colocadas durante el ciclo

correspondiente y actualiza sus propiedades (humedad, capacidad de campo, sustancias disueltas en el agua contenida, etc.). A partir de estos datos y los del bloque de clima el “módulo hidrológico” calcula el flujo de agua entre las distintas celdas, su contenido de humedad y el caudal evacuado por el sistema de drenaje. El paso de tiempo del modelo hidrológico es horario, frente al del resto de modelos que es diario.

El módulo de “degradación del residuo” obtiene, a partir de la humedad resultado del bloque hidrológico, la composición del residuo sólido y las sustancias disueltas en cada celda, la materia orgánica disuelta que aparece en el lixiviado, la que permanece como parte del residuo sólido y la convertida en gas.

### **3.3. BLOQUE DE PRODUCCIÓN DE RESIDUOS**

El peso total anual, la composición y características de los residuos que llegan al vertedero anualmente son obtenidos en MODUELO por un bloque que puede ser operado independientemente del resto del programa que se ha denominado “de producción de residuos”.

El “bloque de producción de residuos” calcula la evolución interanual de las cantidades de residuo producidas, su composición y características, a partir de los datos que el usuario le proporciona sobre: población servida por el vertedero y su tasa de evolución interanual, tasa y crecimiento de la producción de residuos, composición de los residuos en determinado año (se permite la clasificación simple, en campos principales, o compleja, distinguiendo en éstos los campos secundarios [Tabla 3.1]), propiedades del residuo (humedad, densidad en vertedero y poder calorífico), proporciones de reciclado, biodegradabilidad y composición química. Las variables que definen las propiedades del residuo y su evolución pueden ser definidas de manera global o particular para cada componente del mismo, según el detalle de los datos de que se disponga. Las tasas de evolución pueden a su vez variar con el tiempo (cada año) o permanecer constantes.

Los resultados de este módulo son almacenados en una base de datos de acceso independiente. Esto permite estudiar el efecto de distintos escenarios de política de minimización y reciclaje sobre el residuo que llega a vertedero y sus características sin necesidad de manejar todos los bloques de cálculo.

Tabla 3.1. Categorías de residuo incluidas en el programa.

CAMPOS PRINCIPALES	CAMPOS SECUNDARIOS
<b>ORGÁNICOS</b>	
Papel	<i>Papel blanco, periódicos, revistas, sucio y RPD*</i>
Cartón	<i>Cartoncillo, cartón , cartón sucio</i>
Residuos de comida	
Poda y siega	
Madera	
Celulosa	<i>Pañales, compresas, salvaslips</i>
Textil	
Goma y cuero	<i>Goma, cuero</i>
Plásticos	<i>PET, PEAD, PVC, PEBD, PP, PS, lámina, otros , RPD*</i>
<b>INORGÁNICOS</b>	
Vidrio	<i>Transparente, topacio, verde, otros, RPD*</i>
Metal	<i>Hojalata, aluminio, papel aluminio, aerosoles, otros, RPD*</i>
Tetrabrik	
Inertes	
Otros	

\* Residuos peligrosos domésticos.

### 3.4. BLOQUE DE CONFIGURACIÓN ACTUAL DEL VERTEDERO

El vertedero queda simplificado para los cálculos del programa en una malla tridimensional, con dimensiones horizontales constantes y verticales variables de unas capas a otras. El programa distingue entre dos tipos de mallas: la empleada para la definición del terreno y la malla de cálculo. La primera se utiliza en el algoritmo de transformación de los planos del vaso de vertido en formato digital (\*.dxf) al formato del programa (\*.mrf), y será más detallada cuanto mayor sea la información de que se disponga. La malla de cálculo es la que define el tamaño de las “celdas” con que se representa el vertedero. Podrá tener menor definición que la anterior para ahorrar tiempo de cálculo: se proponen celdas con longitud de lado del orden de decenas de

metros. El vertedero se va completando celda a celda sobre la definición del vaso. Se dispone de seis tipos de celda:

- *Celda Terreno*. Celda impermeable e inactiva que permite reflejar las irregularidades del terreno bajo las celdas de vertido. Vienen dadas por la cartografía y la discretización establecida. No intervienen en el proceso de relleno ni interaccionan con otras celdas.
- *Celda Vacía*. Aquella que nunca será rellenada. Permite el flujo libre hacia celdas inferiores.
- *Celda Vertedero*. Formada por la basura que va llegando y su cobertura correspondiente. Para definir sus características hidrológicas se introducen los parámetros de Horton, la capacidad de campo inicial del residuo, la humedad de saturación, las permeabilidades vertical y horizontal del residuo y la permeabilidad vertical y la densidad de la cobertura. Estas propiedades son comunes para todas las celdas vertedero del modelo. Inicialmente se define como *Celda Vacía* y no es “rellenada” hasta que “ha llegado” suficiente cantidad de residuos al vertedero.
- *Celda Vertedero Sellado*. Es similar a la celda vertedero, en la que pueden definirse los parámetros propios de la última capa sellada (evapotranspiración).
- *Celdas Relleno*. Formada por un solo material, distinto de la basura (representará caballones, rellenos de tierras, etc.). El usuario puede definir dos tipos de Celda Relleno. Se considera que tienen permeabilidad nula por lo que impiden la circulación de agua a su través: tanto la entrada de agua por infiltración (aspecto a tener en cuenta, pues se reduce la superficie expuesta a la infiltración) como su salida al exterior.
- *Celdas Dren*. Simulan la presencia de rellenos importantes de gravas drenantes, como es el caso de los drenes verticales. Transmiten el agua a las celdas contiguas según la permeabilidad que se les defina. Se introduce el valor de sus permeabilidades vertical y horizontal, sus humedades de saturación y capacidad de campo y la densidad. Pueden definirse, en una misma simulación, dos tipos de Celda Dren con características diferentes.

Cada celda tiene como propiedad su número de orden de llenado, que permite simular el historial de vertido. Las celdas vertedero se “colocan” sucesivamente a medida que van llegando residuos al vertedero, a diferencia de las celdas dren y celdas relleno,

cuya “colocación” es instantánea (no se “espera” a la llegada de basura suficiente para llenar la celda).

La red de evacuación de lixiviados se define en este bloque. Cualquier capa formada por celdas tipo vertedero puede ser definida como “capa de drenaje”. Los parámetros que describen el sistema de drenaje son “Ad”, “ $K_{vdren}$ ”, “ $\beta$ ” y “n”. “Ad” es el “área de drenaje por celda”, que limitará el volumen de agua transportado a través del sistema de drenaje. Se calcula dividiendo la sección de tubería principal de conducción de lixiviados entre el número de celdas que componen la capa. “ $K_{vdren}$ ” es la “permeabilidad equivalente del dren”, un parámetro que permite sustituir la permeabilidad vertical del material principal de la celda (normalmente basura) por otro valor “que tenga en cuenta la curvatura de las líneas de flujo” hacia la tubería de drenaje. “ $\beta$ ” es la pendiente de las conducciones de drenaje y “n” es el parámetro de rugosidad de Manning de las mismas.

### **3.5. BLOQUE DE CLIMA**

Como el programa pretende evaluar los flujos diarios de lixiviado, los datos meteorológicos necesarios (precipitación, temperatura, insolación, velocidad media del viento y humedad relativa del aire) son valores medios diarios, salvo los de precipitación. Para definir con la aproximación necesaria las proporciones de lluvia infiltrada y escurrida es imprescindible disponer de datos horarios de precipitación, que se procesan en cada paso de tiempo del modelo hidrológico. La simplificación del balance de infiltración a la media diaria conduciría a resultados muy alejados de la realidad.

El programa permite cargar los datos directamente desde los ficheros generados por la estación meteorológica correspondiente. Para el estudio predictivo (diseño) proyecta a futuro los datos a partir de la serie introducida, mediante copia de años elegidos aleatoriamente.

Es frecuente que las series horarias de precipitaciones registradas por la estación meteorológica de interés no estén completas. MODUELO permite rellenar los vacíos de la serie añadiendo ceros a la misma (períodos secos) o crear lluvias sintéticas generadas a partir de la serie de lluvias medias diarias y haciéndolos proporcionales a la distribución de las precipitaciones en una estación meteorológica cercana de la que sí se posean datos.

### 3.6. MÓDULO HIDROLÓGICO

El módulo hidrológico toma en cada paso de tiempo (cada hora) los datos de configuración del vertedero, contenido de humedad de las celdas resultante del paso anterior y precipitación. Con ellos calcula, para cada celda, el agua que es transportada vertical y horizontalmente a las celdas contiguas o al sistema de recolección de lixiviados según los distintos “submodelos de flujo”, actualizando su humedad. Previamente, mediante el “balance hidrológico superficial” y tomando el resto de valores de la serie meteorológica, establece la proporción de lluvia infiltrada y evaporada o evapotranspirada, renovando la humedad de las celdas superficiales. El proceso se repite para cada intervalo de tiempo, dando como resultado final los valores acumulados diarios de volumen precipitado sobre el vertedero, volumen infiltrado, evaporado o evapotranspirado, escurrido y el lixiviado total por dren.

#### 3.6.1. Balance hidrológico superficial

Para simular la evapotranspiración (EVT) se contemplaron en el programa tres casos distintos: evaporación sobre suelo desnudo con capa freática cercana a la superficie (a), evaporación sobre suelo desnudo en condiciones por las cuales el transporte de agua desde zonas inferiores es limitante (b) y evapotranspiración sobre el vertedero sellado (c).

A cada caso le corresponde una expresión analítica. El caso (a) se resuelve mediante la fórmula desarrollada por Penman para evaporación (EV) sobre superficies de agua libres. El (b) con la fórmula empírica obtenida por Turc para el cálculo de la evaporación producida en un período de 10 días en función de la precipitación, la temperatura media del aire, la radiación incidente y el tiempo transcurrido sin lluvia antes del período considerado. En el (c) la pérdida de agua se obtiene por el método de Thornthwaite: los valores mensuales de la evapotranspiración potencial (EVTP) se calculan a partir de la temperatura media mensual y la insolación recibida.

La EVTP se compara con la precipitación registrada el mismo mes: si la primera es mayor, el volumen de agua realmente evapotranspirado será igual a la suma de la lluvia más la reserva que contuviera el suelo, mientras que en caso contrario la EVT real es directamente la potencial. Empleando este modelo es necesario hacer los cálculos mensualmente y dividir los valores para calcular con la fracción correspondiente a cada paso de tiempo.

En esta versión el agua que pasa a la atmósfera en cada intervalo de tiempo se calcula en los siguientes pasos:

- .- Si la capa superficial está saturada o llueve se calcula la evaporación potencial (EVP) de Penman, que se compara con el volumen de agua disponible para obtener la EV superficial.
- .- Si esta EV superficial es mayor que la EVP calculada, se aplica la evapotranspiración de Thornthwaite o la evaporación de Turc según el vertedero esté sellado o no. La EV o EVT total será la suma de la obtenida en este apartado y la del anterior.
- .- Si no hay “agua superficial” se aplica directamente Thornthwaite o Turc.

La escorrentía superficial en cada paso de tiempo es el resultado de restar a la precipitación los volúmenes infiltrado (según la ley de Horton) y evapotranspirado. El programa hace un recuento de los volúmenes escurridos durante todo el período de simulación, pero no simula su desplazamiento ni su posible penetración en los sistemas de drenaje o su infiltración en el vertedero en pasos de tiempo posteriores.

### **3.6.2. Flujo entre celdas interiores**

MODUELO 1 surgió para simular simplídicamente vertederos de residuos urbanos gestionados con capas de cobertura intermedias. El modelo adoptado para simular el flujo entre celdas se basa en una hipótesis fundamental: el agua que forma la humedad en cada celda al superar la capacidad de campo se acumula “instantáneamente” sobre la celda inferior formando un espesor saturado a partir del cual se produce el transporte. Se trata de una simplificación de los fenómenos que realmente ocurren en las celdas de residuo apoyadas sobre materiales de permeabilidad mucho menor, que son los que realmente oponen resistencia al paso vertical del agua. El líquido tenderá a acumularse sobre las coberturas, formando alturas saturadas locales (una especie de “acuíferos colgados” en el interior del vertedero) en cada capa horizontal.

El volumen de agua transportada al interior de una celda (por infiltración o flujo desde la celda superior) en un paso de tiempo, se suma a la humedad existente previamente y se acumula instantáneamente sobre la superficie horizontal inferior de la celda dando lugar a una altura saturada  $h$  (3.1). En cada paso de tiempo se calcula

el transporte vertical y horizontal (en las dos direcciones) hacia cada celda y se actualiza su humedad (y con ella la  $h$ ).

$$h(\omega) = \omega.H \quad (3.1)$$

$\omega$ (vol/vol): humedad de la celda;  $H(L)$ : altura de la celda.

Además se considera despreciable la capacidad de retención y aporte de humedad de las capas de cobertura. Se supone que el material que las forma se pone en obra saturado y que esa humedad no es drenada posteriormente. Así, las coberturas intermedias se limitarán a transmitir el líquido entre capas de residuo oponiendo, eso sí, resistencia a este transporte. Esta hipótesis es equivalente a despreciar la diferencia entre humedad de saturación y capacidad de campo del material, lo cual se justifica en el análisis de los valores habituales de estos parámetros: los materiales limosos o arcillosos que se suelen emplear como cobertura presentan humedades de saturación del orden de 0'42 – 0'46 vol/vol, mientras que su capacidad de campo varía entre 0'31 – 0'36 vol/vol. Por tanto, la humedad drenable de estos materiales será del orden del 10% en volumen, frente al 40% que se puede alcanzar en el residuo. Si, además, el volumen de material de cobertura representa una fracción mucho menor que el de residuo en el vertedero, el error derivado de esta simplificación será aun menor.

Como se ha descrito, el transporte del agua en el seno del vertedero es el resultado de una serie de complejos procesos que abarcan desde el flujo a través de caminos preferenciales hasta la propagación de la humedad en zonas no saturadas. Y todos estos fenómenos pueden producirse al tiempo en zonas muy próximas del vertedero, de manera que es muy difícil modelizar precisamente cada uno de ellos. En MODUELO, como en gran parte de los modelos de simulación de vertederos, se adoptaron expresiones simplificadas, variantes de otras existentes y aceptadas previamente. El movimiento del agua se resuelve por separado para el plano vertical y horizontal (lo que se ha llamado tratamiento “desacoplado” de los flujos), en una malla de diferencias finitas centrada en las celdas que forman el vertedero.

### 3.6.2.1. Flujo horizontal

El flujo horizontal de agua entre dos celdas contiguas 1 y 2 durante el paso de tiempo,  $q_{12h}$  ( $L^3.T^{-1}$ ), tendrá lugar a través de una sección mojada de transición y en condiciones saturadas, de manera que se puede aplicar la Ley de Darcy. La expresión

adoptada se muestra en la ecuación (3.2). El transporte ocurre a través de la sección de residuo en el caso de celda de basura con cobertura, por lo que la permeabilidad a considerar,  $K_h$ , es la de éste si el flujo se da entre dos celdas iguales, o una equivalente,  $K_{heq}$  (calculada con la expresión 3.3), si los materiales son distintos.

$$q_{12h} = K_h \cdot \left( \frac{h_1 - h_2}{Rh} + tg\alpha \right) \cdot \frac{h_1 - h_2}{2} \cdot L \tag{3.2}$$

$$K_{heq} = \frac{2 \cdot K_1 \cdot K_2}{(K_1 + K_2)} \tag{3.3}$$

$h_1$  y  $h_2$  (L): alturas de humedad libre en las celdas 1 y 2 respectivamente;  $\alpha$  el ángulo de la pendiente con que se desarrolla el vertedero;  $L$  (L): lado de la celda;  $Rh$  (L): “radio de influencia horizontal”, un parámetro que representa la longitud de transición entre  $h_1$  y  $h_2$  y fue introducido para calibrar el flujo horizontal (ver Figura 3.2). En el flujo hacia una celda vacía se sustituye este parámetro por otro, llamado “radio de influencia horizontal por frente”.

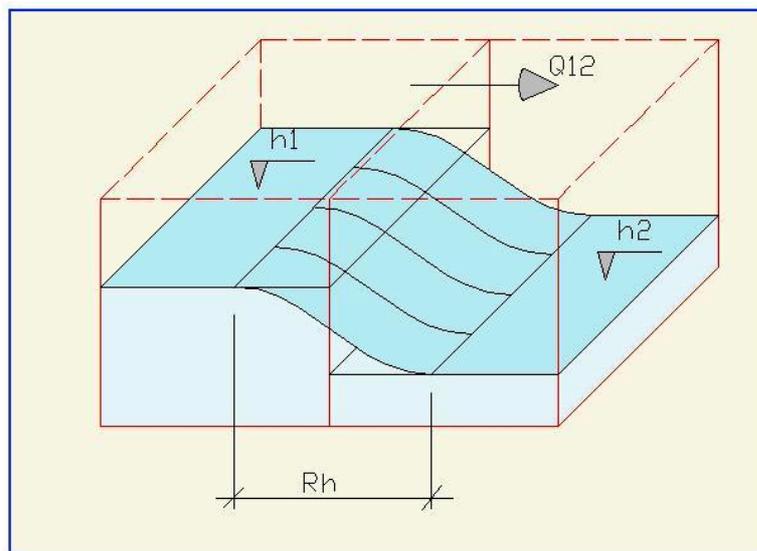


Figura 3.2. Esquema representativo del modelo de flujo horizontal adoptado en MODUELO 1 (Herrero y Montero, 1999).

### 3.6.2.2. Flujo vertical

La expresión que cuantifica el flujo hacia una celda desde la superior no depende de sus condiciones de humedad (saturación o no). Se basa esta simplificación en el hecho de que, si bien según las teorías tradicionales para medio homogéneo el

transporte de humedad en condiciones no saturadas se ve ralentizado por la necesidad de expulsar el aire de los poros entre otros fenómenos, en la masa de residuos la porosidad dista mucho de ser homogénea. En condiciones de no saturación los “canales preferenciales” y/o “macroporos” cobran protagonismo en los procesos de transmisión del agua, acelerándolos, de manera que la influencia de la cantidad de humedad contenida sobre su velocidad de transmisión hacia capas inferiores, estudiado desde una perspectiva global (a nivel de celda, por ejemplo, de 20 x 20 m en planta), perderá importancia. Es muy importante en este caso el efecto de escala: si se analizase el transporte de agua entre volúmenes mucho menores sí debería atenderse a las heterogeneidades del cuerpo del vertedero, modelizando zonas donde se acumula el agua frente a otras donde circula rápidamente, por ejemplo.

El modelo diferencia entre celdas de material homogéneo (que será “mineral” o residuo) y celdas con capa de cobertura (ver Figura 3.3). El movimiento del agua hacia zonas inferiores está condicionado por espesores de materiales poco permeables, tipo arcillas o similares (con  $K$  menores de  $10^{-6}$  m/s), situados entre mantos de residuo. La velocidad de transmisión del agua hacia abajo en esos casos dependerá totalmente de la permeabilidad de la cobertura, mientras que si ésta no existe es el material principal el que limita el flujo.

### Celdas con capa de cobertura

La velocidad del agua está condicionada por el flujo de tipo saturado entre el plano horizontal superior de la cobertura y el inferior, donde se supone que el flujo es libre (altura de presión de agua nula). La expresión es (3.4), donde  $q_v$  ( $L^3.T^{-1}$ ) es el caudal vertical transmitido,  $K_v^c$  ( $L.T^{-1}$ ) la permeabilidad de la cobertura,  $h_1$  (L) el espesor saturado en la celda superior,  $e_c$  (L) el espesor de la cobertura y  $A_h$  ( $L^2$ ) el área horizontal de la celda.

$$q_v = K_v^c \cdot \frac{h_1 + e_c}{e_c} \cdot A_h \quad (3.4)$$

### Celdas “homogéneas”

El flujo vertical hacia una celda saturada se simula por aplicación directa de la Ley de Darcy entre las superficies horizontales extremas de la celda (ecuación 3.5). El

gradiente piezométrico en este caso es la unidad y la permeabilidad que gobierna la del material que conforma las celdas ( $K_v$ ).

$$q_v = K_v \cdot A_h \tag{3.5}$$

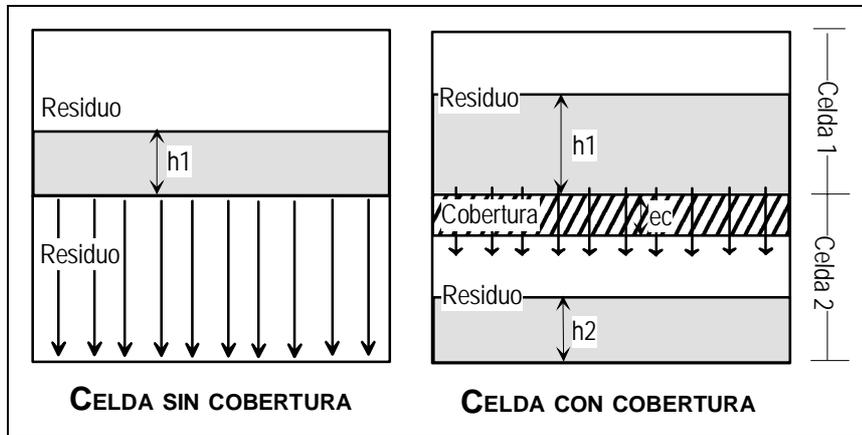


Figura 3.3. Casos considerados en el modelo de flujo vertical.

### 3.6.2.3. Limitaciones al flujo

El flujo calculado según las fórmulas señaladas está limitado por dos condiciones:

- el volumen de agua disponible para transporte desde una celda es el correspondiente a lo que se ha denominado “humedad disponible”: humedad total menos capacidad de campo.
- el volumen máximo de agua presente en una celda es el correspondiente a la humedad de saturación.

### 3.6.2.4. Flujo hacia el dren

El modelo de drenaje calcula el volumen que llega a las conducciones a través de cada celda,  $q_{dren}$  ( $L^3 \cdot T^{-1}$ ), según la ley de Darcy, aplicando un gradiente unitario (flujo vertical) y una permeabilidad  $K_{vdren}$  (expresión 3.6). La cantidad de agua drenada se limita superiormente por dos condiciones. Por una parte no se puede extraer más humedad que la disponible hasta alcanzar la capacidad de campo de la celda. Y por otro lado el flujo transportado en los drenes será igual o inferior a su capacidad de transporte a sección llena, que se calcula en este caso según la expresión (3.7).

$$q_{dren} = K_{vdren} \cdot A_h \quad (3.6)$$

$$q_{dren,MAX} = 1'98 \cdot \frac{\sqrt{tg\beta}}{\left( n \cdot \frac{4}{\pi \cdot A_d} \right)^{5'34}} \quad (3.7)$$

n: coeficiente de rozamiento de Manning de la conducción;  $A_d(L^2)$ : área de drenaje equivalente;  $\beta$ : ángulo de la conducción con el plano horizontal.

### 3.6.2.5. Variación de la capacidad de campo

En el módulo hidrológico de MODUELO 1 se incluye el modelo de variación de la capacidad de campo de la masa de residuos propuesto por Huitric *et al.* (1980), que tiene en cuenta los efectos de compactación por efecto del peso de las celdas superiores (ecuación 2.18). Las tres constantes que definen el modelo y que dependen de las características del residuo, CCa, CCb y CCc, son definidas en cada caso.

## 3.7. MÓDULO DE DEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS

### 3.7.1. Introducción

El módulo de “degradación del residuo” o “de biodegradación” de MODUELO 1 calcula, a partir de la humedad en cada celda, la materia orgánica disuelta en el lixiviado (expresada como contenido en C, H, N, O y S en forma de materia biodegradable y no biodegradable,  $NH_3$  procedente de la degradación del nitrógeno orgánico y los parámetros DBO y DQO), la que permanece como parte del residuo y el volumen de biogás generado, desglosado en  $CH_4$  y  $CO_2$ . Los valores diarios de estas variables durante el período de simulación se escriben en el fichero de resultados.

Los fenómenos de descomposición se simplificaron en dos, ambos con cinética de primer orden: la disolución de la materia orgánica sólida hidrolizable y la degradación biológica anaerobia de la materia disuelta biodegradable. La materia que aparece contaminando el lixiviado está constituida por sustancias que han sido disueltas pero no degradadas hasta biogás, bien por ser no biodegradables, bien por no haber transcurrido tiempo suficiente.

### 3.7.2. Datos previos

En la materia orgánica que constituye el residuo se diferencian tres fracciones, atendiendo a su capacidad de hidrolización (“inertes”, “lentamente hidrolizables” y “rápidamente hidrolizables”). Para cada componente primario (papel, cartón, residuos de comida, madera, textiles, goma y cuero, residuos de poda y siega, materiales celulósicos, plásticos, vidrio, metales y otros inorgánicos) ha de definirse la proporción que representa respecto al volumen total anual, su “fórmula química” (contenido en C, H, N, O, S y cenizas), la naturaleza de su “degradabilidad” (si es lenta o rápidamente hidrolizable o, por el contrario, inerte) y las fracciones de residuo total que son hidrolizables (“ $f_{hidro}$ ”) y biodegradables (“ $f_{bio}$ ”). Éste último factor establece la parte que finalmente puede ser convertida en biogás, por lo que parece más adecuado hablar de parte “gasificable” más que “biodegradable” (la fracción que puede hidrolizarse, tal y como se definió, lo será precisamente porque puede ser degradada biológicamente).

Se proponía para cada componente la fórmula química publicada por Tchobanoglous *et al.* (1994) y unas fracciones  $f_{hidro}$  y  $f_{bio}$  obtenidas por calibración, sin fundamento teórico o práctico.

### 3.7.3. Hidrólisis

Bajo el nombre de “hidrólisis” se reúnen todos los fenómenos que dan lugar a la disolución de la materia sólida que conforma el residuo inicialmente. Esta fase se simula con una expresión de primer orden aplicada a cada clase de material biodegradable presente en la celda. La masa de material sólido (SM) de tipo “ij” ( $SM_{ij}$ ; “i” = “rápidamente”, “lentamente hidrolizable”; “j” = “biodegradable”, “no biodegradable”) que es descompuesta en material disuelto (DM) de tipo “j” ( $DM_j$ ) durante un paso de tiempo ( $\Delta t$ ) en la celda número “k”, dependerá de la cantidad total de materia sólida de tipo “j” que queda en ella ((3.8).

$$\Delta DM_{jHID}(k;t) = - \sum_i \Delta SM_{ij}(k;t) = \sum_i kh_i' \cdot SM_{ij}(k;t) \cdot \Delta t \quad (3.8)$$

$$SM_{ij}(k;t+\Delta t) = SM_{ij}(k;t) - \Delta SM_{ij}(k;t) \quad (3.9)$$

$\Delta DM_{jHID}(k;t)$  (M): incremento de material disuelto tipo “j” en la celda “k” debido a la hidrólisis en el tiempo t;  $\Delta SM_{ij}(k;t)$  (M): incremento del material sólido de tipo “ij” debido a la hidrólisis en t;  $kh_i'$ : tasa efectiva de hidrólisis correspondiente a las características de hidrolización “j”. La velocidad de hidrólisis varía con la humedad y la temperatura.

$kh_j' = kh_j.FW.FT$ , donde  $kh_j$  = máxima tasa de hidrólisis, “ $kh_r$ ” para sustancias rápidamente hidrolizables y “ $kh_l$ ” para sustancias lentamente hidrolizables, ambas a introducir en cada caso; FH = factor de influencia de la humedad (para el que se proponen los valores de la Tabla 3.2, obtenidos en el vertedero de Meruelo por Arias *et al.* (1995); FT = factor de influencia de la temperatura, no implementado en esta versión.

Tabla 3.2. Valores del factor de influencia de la humedad sobre la hidrólisis (Arias *et al.*, 1995)

Humedad (porcentaje en peso seco)	Coefficiente FH
$0 < \omega < 20$	0
$20 < \omega < 35$	$(H-15)/80$
$35 < \omega < 65$	$0.25 + (H-35)/60$
$65 < \omega < 75$	$0.75 + (H-65)/100$
$75 < \omega$	1

Se incluye además otro parámetro a valorar, el “tiempo de activación” ( $t_{act}$ ), que retrasa el comienzo de la degradación en cantidades diferentes para la materia rápidamente y la lentamente hidrolizable.

Finalmente en el modelo original se incluyen dos parámetros de calibración más, “ $k_{hidro}$ ” y “ $k_{bio}$ ”, que representan “las fracciones que, siendo hidrolizables o biodegradables, llegan a hidrolizarse o biodegradarse” frente a las que permanecen inalteradas por su situación específica en el vertedero.

Para simplificar los cálculos se acepta que la hidrólisis afecta proporcionalmente a todos los elementos que componen cada sustancia  $j$  (C, H, O, N, S y cenizas). Su fórmula química (la fracción de masa total correspondiente a cada elemento) permanece constante. Esto evita la necesidad de elegir un compuesto como representante de las sustancias disueltas. La masa de sustancias disueltas, degradables y no biodegradables, será la suma de las masas de los elementos (C, H, O, N, S y cenizas) de cada tipo (Figura 3.4). Así todas las expresiones que desarrollan la transformación (hidrólisis y gasificación) y transporte de los residuos ((3.8, 3.9, 3.10, 3.11, 3.12) pueden aplicarse en global (a las masas biodegradable y no biodegradable) o elemento a elemento.

En la Figura 3.4 se presenta un esquema de las trayectorias seguidas por los materiales que componen el residuo según los procesos de degradación propuestos en MODUELO 1.

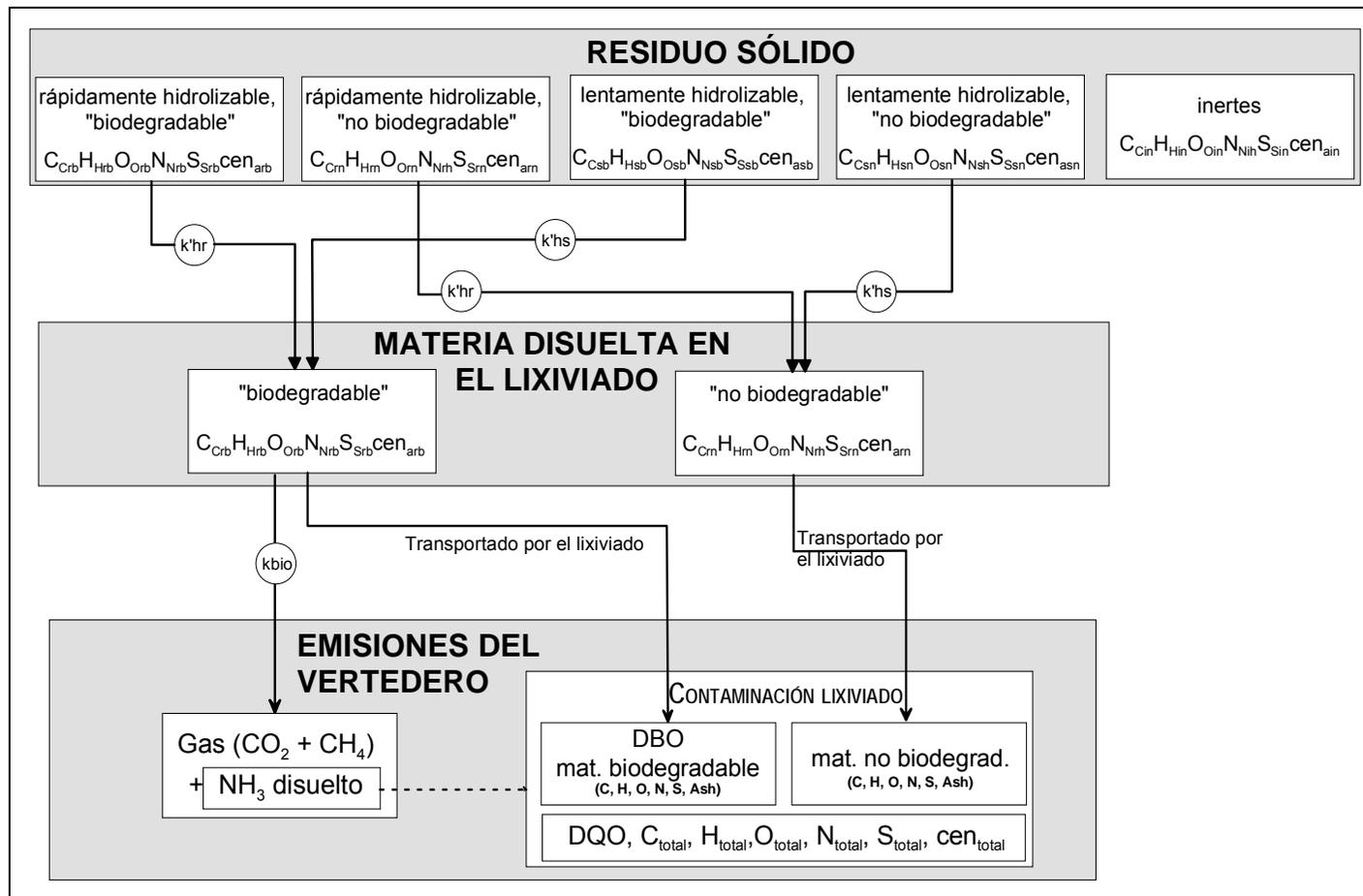


Figura 3.4. Diagrama de flujos de las distintas sustancias en su proceso de degradación según MODUELO 1.

### 3.7.4. Transporte de contaminantes

Los fenómenos de propagación de los contaminantes se simplifican despreciando fenómenos como la difusión y las reacciones químicas a que pueden dar lugar. El movimiento de sustancias disueltas en el modelo se produce por advección con el líquido intercambiado, produciéndose la mezcla instantánea en cada celda destino. Se acepta que cada elemento de los considerados en las fórmulas químicas de los residuos se encuentra en forma libre, sin formar moléculas y distribuido homogéneamente en cada celda.

Considerando una celda “k”, conocidos los volúmenes de agua afluentes desde las seis celdas adyacentes “i” en el tiempo t, “ $Q_{ik}(t)$ ”, la masa transportada de cada componente disuelto (se consideran doce componentes (C, H, O, N, S y cenizas, cada uno “biodegradable” y “no biodegradable”) será “ $\Delta DM_{TT}(k;t)$ ” (3.10).

$$\Delta DM_{TT}(k;t) = \sum_i [ Q_{ik}(t) \cdot \Delta t \cdot DM(i;t) / (V \cdot \omega(i;t)) ] \quad (3.10)$$

$\Delta t$ : paso de tiempo;  $\omega(i;t)$  (vol/vol): contenido de humedad de la celda i en el instante t, calculado por el modulo hidrológico;  $V(L^3)$ : volumen de la celda.

El cambio total en la masa de contaminantes disueltos en la celda i será el resultado de la suma de este término de transporte,  $\Delta DM_{TT}(k;t)$ , y los de transformación por hidrólisis [ $\Delta DM_{jHID}(k;t)$ ] y gasificación [ $\Delta DM_{bGAS}(k;t)$ ].

### 3.7.5. Biodegradación

La descomposición de la materia biodegradable disuelta (DMb) a gas (BM) sigue una cinética de primer orden (3.11) con velocidad,  $k_{bio}$ , constante e igual para todas las sustancias biodegradables.

$$\Delta DM_{bGAS}(k;t) = - k_{bio} \cdot DM_b(k;t) \cdot \Delta t \quad (3.11)$$

$$\Delta BM(t) = - \sum_k \Delta DM_{bGAS}(k;t) \quad (3.12)$$

$\Delta DM_{bGAS}(k;t)$ : incremento en el contenido de sustancia biodegradable disuelta en la celda k debido a su conversión en biogás.

La degradación se lleva a cabo completamente: toda la materia biodegradable hidrolizada ( $C_{Cb}H_{Hb}O_{Ob}N_{Nb}$ ) se transforma en dióxido de carbono, metano y amonio,

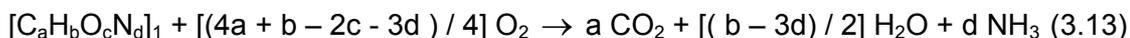
según (2.24). Se observa en esta expresión que la cinética de degradación final (ecuaciones 3.11 y 3.12) sólo es aplicable a la fracción biodegradable del carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno (azufre y cenizas no sufren degradación final).

Tanto el metano como el dióxido de carbono se gasifican de manera inmediata y son extraídos directamente, mientras el  $\text{NH}_3$  permanece disuelto en el lixiviado: no se consideran por tanto los fenómenos de disolución de gas en el lixiviado, migración del mismo en las capas del vertedero, etc. La materia orgánica que ha sido hidrolizada pero no degradada aparece como contaminación en el líquido infiltrado.

Con las simplificaciones presentadas se estiman las cantidades globales de biogás y contaminantes que serán emitidos por el vertedero con una precisión temporal siempre menor que diaria (en plazos mayores) porque no se incluyen los fenómenos que retardan el movimiento de gas en su salida al exterior. Así por ejemplo la cantidad mensual de biogás emitido podría conocerse con aproximación aceptable (suponiendo que al cabo del tiempo sale todo el gas generado), pero no la que emana del vertedero día a día.

### 3.7.6. Parámetros de contaminación orgánica

El resultado directo del modelo presentado son las cantidades diarias de materia orgánica hidrolizada no biodegradable y de materia biodegradable remanente (que todavía no ha sido gasificada) en el lixiviado. Para expresar estos valores de contaminación orgánica según parámetros ampliamente utilizados en el campo de la calidad del agua como son DBO y DQO, el modelo realiza las operaciones de cuantificación del oxígeno consumido en las reacciones (3.13) y (3.14), respectivamente.



Donde el subíndice "1" en  $\text{C}_a\text{H}_b\text{O}_c\text{N}_d$  indica "materia orgánica biodegradable disuelta" y el subíndice "2" la "suma de materiales orgánicos disueltos biodegradables y no biodegradables".

### 3.8. ASPECTOS MEJORADOS EN ESTE TRABAJO

Analizando las conclusiones de los trabajos descritos en el apartado “Antecedentes” del capítulo introductorio y tras un estudio pormenorizado posterior, los aspectos a mejorar en la primera versión del modelo pueden resumirse en los diecinueve que se enumeran a continuación.

#### CONFIGURACIÓN DEL TERRENO

1. Mejorar de los programas de discretización del terreno, que presentan problemas de ejecución.
2. Facilitar la introducción de datos de configuración del vertedero (no sólo “celda” a “celda”).
3. Modificar totalmente la definición de la red de drenaje, de acuerdo con el nuevo modelo de flujo al dren que se proponga.

#### BLOQUE DE CLIMA

4. Añadir la posibilidad de introducir series meteorológicas “simplificadas”, según los datos disponibles en el vertedero.
5. Para predicción realizar la proyección de los datos con base estadística, en lugar de la simple repetición.

#### BLOQUE DE RESIDUOS

6. Posibilitar la introducción de producciones discretas (por ejemplo mensuales), no sólo anuales.
7. Hacer posible la definición del vertedero a partir de su situación en determinado momento (no siempre desde su historial): lo que se ha denominado definición en “foto fija”.
8. Redefinir las características de biodegradabilidad del residuo para una descripción “real”.

#### BLOQUE HIDROLÓGICO

9. Perfeccionar los modelos de balance superficial existentes.
10. Incluir el recuento de la escorrentía superficial conectada a la red de recogida de lixiviados.
11. Reformular el modelo de flujo horizontal.

12. Implementar correctamente el modelo de flujo vertical.
13. Replantear el modelo de flujo al dren.
14. Considerar la variación en el vertedero de otros parámetros hidrológicos.
15. Incluir las infiltraciones y exfiltraciones a través del vaso.

#### BLOQUE BIODEGRADACIÓN

16. Reformular el modelo de hidrólisis
17. Reformular el modelo de mecanización

#### OPERATIVIDAD DEL PROGRAMA

18. Crear de ficheros intermedios de simulación para poder interrumpir y continuar las simulaciones en distintos tiempos.

Ante este diagnóstico inicial, y siendo el objetivo la puesta a punto de los modelos contemplados en MODUELO y no la optimización de la programación, en este trabajo se ha abordado la consecución de las metas recogidas en los puntos 3, 4, 8 a 14, 16 y 17. En el capítulo siguiente se recogen los nuevos modelos propuestos.

### 3.9. REFERENCIAS

- ARIAS, A.; GIL, J. L.; SANCHEZ, J. M.; TEJERO, I.; SZANTO, M.; FANTELLI, M. y PALMA, J. (1995). "Estimating material losses in sanitary landfills through biological degradation". 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. 203-208.
- CHYNOWETH, D. P.; GHOSH, S. y PACKER, M. L. (1979). "Anaerobic processes". Journal WPCF, 51(6), pp. 1200-1215.
- DEMETRACOPOULOS, A. C.; SEHAYEC, L. y ERDOGAN, H. (1986). "Modeling leachate production from municipal landfills". Journal of Environmental Engineering, 112(5), pp. 849-866.
- GUYONNET, D.; DIDIER-GUELORGET, B.; PROVOST, G. y FEUILLET, C. (1998). « Accounting for water storage effects in landfill leachate modelling". Waste Management and Research, 16(3), pp. 285-295.

- HERRERO, J. y MONTERO, O. (1999). *MODUELO. Modelo hidrológico, biológico y de producción para el diseño de vertederos. Manual de usuario y documentación técnica*. Grupo de Ingeniería Ambiental. Universidad de Cantabria. Documento de uso interno.
- HUITRIC, R. L.; RAKSIT, S. y HAUG, R. T. (1980). *Moisture retention of landfilled solid waste*. County Sanitation Districts of Los Angeles County, Los Angeles, Estados Unidos.
- KHANBILVARDI, R. M.; AHMED, S. y GLEASON, P. J. (1995). "Flow investigation for landfill leachate (FILL)". *Journal of Environmental Engineering*, 121 (1), pp. 45 – 57.
- KORFIATIS, G. P.; DEMETRACOPOULOS, A. C.; BOURODIMOS, E. y NAWY, E. G. (1984). "Moisture transport in a solid waste column". *Journal of Environmental Engineering*, 110 (4), pp. 780 - 796.
- LOBO, A.; HERRERO, J.; MONTERO, O.; FANTELLI, M. y TEJERO, I. (2002a). "Modeling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfills (Part 1: Hydrology)". *Waste Management and Research*, 20(2), pp. 198 – 210.
- LOBO, A.; HERRERO, J.; MONTERO, O.; FANTELLI, M. y TEJERO, I. (2002b). "Modeling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfills (Part 2: Biodegradation)". *Waste Management and Research*, 20(6), pp. 514 – 528.
- POHLAND, F. G. y AL-YOUSFI, B. (1995). "Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production". *Water Science and Technology*, 30(12), pp 117-124.
- RAVEH, A. y AVNIMELECH, Y. (1979). "Leaching of pollutants from sanitary landfill models". *Journal WPCF*, 51(11), pp. 2705 – 2716.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H. y VIGIL, S. (1994). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw Hill, Madrid.