



**UNIVERSIDAD DE MURCIA**

**Programa de Doctorado en Tecnología, Administración y  
Gestión del Agua**

PREDICCIÓN DE LIXIVIADOS EN VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS  
URBANOS EN AMBIENTES SEMIÁRIDOS. APLICACIÓN DEL MODELO HELP EN  
EL VERTEDERO DE FUENTE ÁLAMO (MURCIA).

Memoria de investigación para optar al  
grado de Doctor presentada por Javier Senent  
Aparicio bajo la dirección del Dr. José Miguel  
Martínez Paz.

Fdo.: Javier Senent Aparicio

**Facultad de Biología**

**Murcia, 2012**





UNIVERSIDAD DE  
**MURCIA**

D. JOSE MIGUEL MARTINEZ PAZ, Profesor Titular de Universidad del Área de ECONOMIA APLICADA en el Departamento de ECONOMIA APLICADA, AUTORIZA:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada "PREDICCIÓN DE LIXIVIADOS EN VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN AMBIENTES SEMIARIDOS. APLICACIÓN DEL MODELO HELP EN EL VERTEDERO DE FUENTE ALAMO (MURCIA).", realizada por D. JAVIER SENENT APARICIO, bajo mi inmediata dirección y supervisión, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a 20 de JUNIO de 2012



# Índice de capítulos

|  |     |
|--|-----|
| Capítulo I<br>Introducción.  | 1   |
| Capítulo II<br>Residuos y vertederos.  | 9   |
| Capítulo III<br>Balance hídrico en un vertedero de residuos sólidos urbanos. El modelo HELP. | 67  |
| Capítulo IV<br>Descripción del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo.        | 109 |
| Capítulo V<br>Datos y metodología.   | 133 |
| Capítulo VI<br>Resultados y discusión.   | 175 |
| Capítulo VII<br>Conclusiones y recomendaciones.  | 201 |
| Referencias bibliográficas.  | 205 |
| Anejos.  | 225 |
| Índice de tablas.  | 247 |
| Índice de figuras.   | 249 |
| Índice de fotografías.   | 253 |



# Índice de contenido.

---

## Capítulo 1

|                      |          |
|----------------------|----------|
| <b>Introducción.</b> | <b>1</b> |
|----------------------|----------|

---

## Capítulo 2

|                               |          |
|-------------------------------|----------|
| <b>Residuos y vertederos.</b> | <b>9</b> |
|-------------------------------|----------|

---

|   |    |
|---|----|
| II.1. Generalidades   | 9  |
| II.2. Tipos de residuos   | 12 |
| II.2.1. Residuos sólidos urbanos  | 12 |
| II.2.2. Residuos industriales   | 13 |
| II.2.3. Residuos inertes  | 13 |
| II.2.4. Residuos peligrosos   | 14 |
| II.2.5. Residuos agrarios   | 16 |
| II.2.6. Residuos hospitalarios  | 17 |
| II.2.7. Residuos radioactivos   | 18 |
| II.3. Los residuos sólidos urbanos  | 21 |
| II.3.1. Composición de los residuos sólidos urbanos                         | 21 |
| II.3.2. Propiedades físicas y químicas de los residuos sólidos urbanos      | 25 |
| II.3.2.1 Propiedades físicas  | 25 |
| II.3.2.2 Propiedades químicas   | 27 |
| II.3.3 Contaminación provocada por los residuos sólidos urbanos             | 29 |
| II.3.4. Gestión de los residuos sólidos urbanos                             | 32 |
| II.3.4.1 Recogida selectiva o Pre-recogida                                  | 36 |
| II.3.4.2 Recogida   | 37 |
| II.3.4.3 Transporte   | 38 |
| II.3.4.4 Sistemas de transferencia de residuos                              | 39 |
| II.3.4.5 Métodos de tratamiento de los residuos sólidos urbanos             | 40 |
| II.3.4.5.1 Transformación: compostaje y biometanización                     | 40 |
| II.3.4.5.2 Eliminación: incineración y vertederos controlados               | 42 |
| II.3.4.5.3 Otros métodos de tratamiento                                     | 46 |
| II.3.5. Principales problemas de los vertederos de residuos sólidos urbanos | 47 |
| II.3.5.1 Lixiviados   | 47 |

|  |    |
|--|----|
| II.3.5.2 Biogás  | 50 |
| II.3.6. Producción de residuos sólidos urbanos en España y Europa        | 52 |
| II.3.7. Ecoeficiencia e intensidad de residuos sólidos urbanos           | 55 |
| II.3.7.1 Especialización regional  | 56 |
| II.3.7.2 Evolución de la ecoeficiencia                                   | 59 |
| II.4. Legislación sobre residuos y vertederos                            | 62 |
| II.5. Perspectivas futuras de los vertederos de residuos sólidos urbanos | 62 |

### Capítulo III

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Balance hídrico en un vertedero de residuos sólidos urbanos. El modelo HELP.</b>      | <b>67</b> |
| III.1. Balance hídrico en un vertedero de residuos sólidos urbanos                       | 67        |
| III.2. Antecedentes del modelo HELP  | 71        |
| III.3. Modelo HELP   | 75        |
| III.3.1. Desarrollo conceptual del modelo HELP   | 76        |
| III.3.2. Datos necesarios para la aplicación del modelo                                  | 79        |
| III.3.2.1. Datos climatológicos  | 80        |
| III.3.2.2. Datos sobre las características de los materiales vertidos.                   | 82        |
| III.3.2.3. Datos sobre el diseño del vertedero   | 84        |
| III.3.3. Métodos de cálculo de los parámetros del modelo HELP                            | 85        |
| III.3.3.1. Generación sintética de datos climáticos                                      | 85        |
| III.3.3.2. Parámetros de retención de humedad  | 88        |
| III.3.3.3. Conductividad hidráulica  | 89        |
| III.3.3.4. Índice de área foliar y profundidad de la zona de evaporación                 | 90        |
| III.3.3.5. Escorrentía   | 91        |
| III.3.3.6. Evapotranspiración potencial  | 93        |
| III.3.3.7. Infiltración  | 96        |
| III.3.3.8. Drenajes  | 97        |
| III.3.4. Hipótesis de partida del modelo HELP  | 99        |
| III.3.5. Limitaciones del modelo HELP  | 100       |
| III.4. Evolución y perspectivas de los modelos de predicción de lixiviados en vertederos | 101       |
| III.4.1. Método BASE   | 102       |
| III.4.2. MODUELO   | 103       |
| III.4.3. Estudios de validación del modelo HELP  | 105       |

|                    |     |
|--------------------|-----|
| III.5. VISUAL HELP | 107 |
|--------------------|-----|

## **Capítulo IV**

### **Descripción del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo. 109**

---

|  |     |
|--|-----|
| IV.1. Situación geográfica   | 110 |
| IV.2. Características del medio físico                                     | 111 |
| IV.2.1. Geología   | 112 |
| IV.2.2. Geomorfología  | 113 |
| IV.2.3. Hidrología   | 114 |
| IV.2.4. Hidrogeología  | 115 |
| IV.2.5. Geotecnia  | 116 |
| IV.2.6. Climatología   | 117 |
| IV.3. Características específicas  | 118 |
| IV.3.1. Historia, extensión, capacidad, vida útil y municipios servidos    | 118 |
| IV.3.2. Características técnicas   | 119 |
| IV.3.2.1. Acondicionamiento del vaso                                       | 119 |
| IV.3.2.2. Impermeabilización   | 120 |
| IV.3.2.3. Sistema de drenaje de los lixiviados                             | 121 |
| IV.3.2.4. Balsa de lixiviados  | 122 |
| IV.3.2.5. Red general de drenaje para las aguas de escorrentía superficial | 123 |
| IV.3.2.6. Talud frontal  | 124 |
| IV.3.2.7. Infraestructuras   | 125 |
| IV.3.3. Explotación del vertedero  | 127 |
| IV.3.3.1. Descarga de vehículos  | 129 |
| IV.3.3.2. Forma de disposición   | 130 |
| IV.3.4. Tipología de los residuos a tratar. Previsiones.                   | 131 |

---

## **Capítulo V**

### **Datos y metodología. 133**

---

|  |     |
|--|-----|
| V.1. Análisis de los lixiviados generados durante la fase de explotación del vertedero           | 134 |
| V.1.1. Datos climatológicos introducidos al modelo HELP  | 134 |
| V.1.1.1. Estación meteorológica propia del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo | 134 |
| V.1.1.2. Estación meteorológica "CA91" perteneciente a la red agrometeorológica del IMIDA        | 136 |

|   |            |
|---|------------|
| V.1.1.3. Completado de series meteorológicas diarias  | 137        |
| V.1.1.4. Precipitación, temperatura y radiación solar   | 140        |
| V.1.1.5. Humedad  | 142        |
| V.1.1.6. Velocidad del viento   | 142        |
| V.1.2. Datos de explotación del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo         | 143        |
| V.1.2.1. Fases de explotación del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo       | 144        |
| V.1.2.2. Perfiles anuales introducidos al modelo HELP   | 145        |
| V.1.2.3. Datos sobre los tipos de materiales utilizados                                       | 150        |
| V.1.2.4. Parámetros de diseño del vertedero utilizados para la aplicación del modelo HELP     | 152        |
| V.2. Evaluación de distintos tipos de sellado mediante la aplicación del modelo HELP          | 153        |
| V.2.1. Datos climatológicos introducidos al modelo HELP                                       | 154        |
| V.2.2. Definición de los sistemas de sellado modelados en HELP                                | 156        |
| V.2.3. Parámetros de diseño del vertedero utilizados para la aplicación del modelo HELP       | 162        |
| V.2.4. Análisis Coste - Eficacia (ACE)  | 163        |
| V.2.4.1. Selección y caracterización de las alternativas de sellado                           | 166        |
| V.2.4.2. Eficacia de las alternativas   | 166        |
| V.2.4.3. Costes de las medidas  | 169        |
| V.2.4.4. Cálculo de los Ratios Coste - Eficacia   | 172        |
| <br>  |            |
| <b>Capítulo VI</b>  |            |
| <b>Resultados y discusión.</b>  | <b>175</b> |
| <hr/>   |            |
| VI.1. Análisis de los resultados obtenidos durante la fase de explotación                     | 175        |
| VI.2. Análisis de los resultados obtenidos para los distintos tipos de sellado                | 181        |
| VI.3. Análisis Coste Eficacia de los resultados obtenidos para los distintos tipos de sellado | 191        |
| VI.3.1. Cálculo de los ratios de eficacia   | 191        |
| VI.3.2. Cálculo de los Costes Actuales Netos  | 192        |
| VI.3.3. Cálculo de los ratios Coste - eficacia  | 193        |
| VI.4. Análisis de sensibilidad del ACE  | 194        |
| VI.4.1. Análisis de sensibilidad de los parámetros de coste                                   | 194        |
| VI.4.2. Análisis de sensibilidad a la eficacia  | 197        |

|   |            |
|---|------------|
| <b>Capítulo VII</b>   |            |
| <b>Conclusiones y recomendaciones.</b>  | <b>201</b> |
| <hr/>   |            |
| Conclusiones generales  | 201        |
| Conclusiones específicas  | 203        |
| Futuras líneas de investigación   | 204        |
| <br>  |            |
| <b>Referencias bibliográficas.</b>  | <b>205</b> |
| <br>  |            |
| <b>Anejos.</b>  | <b>225</b> |
| Anejo 1. Normativa vigente sobre residuos y vertederos  | 225        |
| Anejo 2. Datos diarios de precipitación, temperatura y radiación solar utilizados para la aplicación del modelo HELP durante la explotación del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo | 235        |
| <br>  |            |
| <b>Índice de tablas.</b>  | <b>247</b> |
| <br>  |            |
| <b>Índice de figuras.</b>   | <b>249</b> |
| <br>  |            |
| <b>Índice de fotografías.</b>   | <b>253</b> |



# Capítulo I

## Introducción.

El crecimiento demográfico y el desarrollo tecnológico y socioeconómico acaecido desde la Revolución Industrial ha provocado un aumento exponencial en la producción de residuos y la aparición de problemas medioambientales al tener que desprenderse y gestionar los mismos, que obligatoriamente deben ser dispuestos en los vertederos. Además del crecimiento en volumen, el tipo de componente de estos residuos también ha cambiado, produciéndose cada vez no solo más deshechos, sino deshechos de más difícil asimilación de forma natural por el medio natural. Una de las funciones características del medioambiente, como es la asimilación de residuos propios de la actividad económica (Pearce, 2005) se ve desbordada, y necesita de una correcta planificación y gestión.

Así, la gestión de los residuos sólidos urbanos (R.S.U.) ha sido sin duda una de las piedras angulares de la política ambiental a escala global. Todas las grandes cumbres internacionales que persiguen concretar una política medioambiental para todo el planeta han puesto énfasis en el problema de la contaminación por residuos: entre ellas se puede destacar la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medioambiente Humano, celebrada en Estocolmo en 1972, en la que por primera vez jefes de estado y de gobierno se reúnen para hablar específicamente del tema ambiental. Posteriormente en la Cumbre Mundial sobre medioambiente y desarrollo, celebrada en Rio de Janeiro en 1992, se aprobaron cuatro documentos: la Agenda 21, la Declaración de Río, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el cambio

climático y el Convenio sobre diversidad biológica. Además hay que destacar la Cumbre de Kyoto en 1996 y la de Buenos Aires en 1998. En 2002 se ha celebrado en Johannesburgo la Cumbre Mundial sobre desarrollo sostenible, también conocida como Río + 10, en la que se revisaron los compromisos asumidos en Río y se acordó el plan de acción y las metas del milenio (Fuentes, 2003). Pese a las buenas intenciones de partida, de todas ellas puede concluirse que los acuerdos alcanzados sobre la compatibilidad de la economía de mercado con el desarrollo sostenible de los recursos naturales no han producido los resultados esperados.

Una prueba definitiva de la concienciación política y social sobre la importancia de este aspecto en las políticas de preservación del medio ambiente es el importante desarrollo que viene teniendo en las últimas décadas un nuevo campo dentro del derecho administrativo que se ha venido a llamar Derecho Ambiental o Derecho del Medio Ambiente (Sarasola, 1999), dentro del cual la correcta gestión de los residuos y establecer las condiciones de protección necesarias en los vertederos ha generado una normativa técnico-legal de gran importancia.

Tradicionalmente las basuras y residuos, en general, han sido abandonados y/o enterrados directamente. Estas prácticas han dado lugar a numerosos problemas ambientales que se agravan, como ya se ha señalado, al aumentar la cantidad de residuos y complicarse su naturaleza y tipología. Los residuos depositados en vertederos muestran una lenta descomposición y presentan una gran variedad de reacciones químicas en el interior de la masa que forman. Diferentes factores físicos y biológicos como las lluvias, la temperatura y los microorganismos, son los causantes de que la aparición de gases y lixiviados sea diferente según el tipo de vertido controlado o incontrolado y de las características meteorológicas e hidrogeológicas del área de vertido, y por tanto no es lo mismo la gestión de un vertedero en condiciones frías que cálidas, o húmedas que secas.

Si bien es cierto que no hay mejor política de gestión de residuos que aquella que hace que estos no se produzcan, su existencia es inevitable. Así en los últimos años desde todos los ámbitos se viene apostando por conseguir una reducción de los vertidos en base a aumentar los sistemas de reciclaje, compostaje, reutilización y de aprovechamiento energético de los mismos. Sin embargo, tras cualquier tipo de

aprovechamiento del residuo original es inevitable una fracción de rechazo que ha de ser depositada en condiciones controladas de seguridad para la salud humana y el medio ambiente.

Uno de los problemas ambientales más importantes que generan los vertederos son los líquidos percolados o escurridos a través de ellos. Estos líquidos se denominan lixiviados y su importancia, en cuanto a contaminación, viene dada por su fuerte carga de materia orgánica, nitrógeno, metales pesados, etc., la cual es fruto de su paso, con arrastre y disolución, a través de los residuos almacenados. Este tipo de contaminación no es solo una preocupación técnica o ambiental, sino también social, como, y a modo de ejemplo, pone de manifiesto el reciente titular del diario la opinión de Murcia (24 de Junio de 2012): “Alertan de que el agua contaminada junto al vertedero puede llegar al Taibilla. Un análisis de lixiviados recogidos en una finca arroja índices de contaminación alarmantes.”

Para impedir la contaminación de suelos y acuíferos por infiltración en el terreno de los lixiviados, se hace preciso construir el vertedero sobre suelos impermeabilizados. De este modo los lixiviados se acumulan en el fondo del vertedero de donde son recogidos para proceder a su tratamiento y depuración. Es obvio decir a este respecto que, la mejor gestión de residuos sería la que no generara lixiviados, pero esto hoy en día es una utopía. En este sentido, el objetivo debería ser minimizar la producción de lixiviados mediante el control estricto de los aportes de residuos, su correcta disposición y control dentro del propio vertedero y la vigilancia estricta de todo el proceso de generación de lixiviados y otros productos, como gases, con el fin de limitar al máximo su impacto en el medio ambiente. Para cuantificar los lixiviados que se generan en el vertedero se emplea un balance hidrológico global, que no es más que el recuento de todos los aportes y consumos y salidas de agua del vertedero para, teniendo en cuenta la capacidad de retención de los residuos, hallar la cantidad correspondiente al lixiviado

La necesidad de construir vertederos cada vez más seguros y estables hace preciso usar métodos más sofisticados de diseño, construcción y gestión de los residuos de manera que se garantice la seguridad y estabilidad de los mismos y todas sus instalaciones. Pero incluso el vertedero controlado mejor realizado y gestionado,

mantiene valores significativos de emisiones durante largos periodos, incluso de centenares de años. Así, el agua infiltrada en la masa de residuos arrastra componentes orgánicos y otras sustancias, pudiendo generarse además gas y calor. La emisión de este gas, formado principalmente por metano y dióxido de carbono, a la atmósfera puede contribuir al efecto invernadero y a la destrucción de la capa de ozono y generar molestias a nivel local por olores. Además algunos compuestos orgánicos volátiles presentes en cantidades traza son altamente tóxicos. Por otra parte las sustancias arrastradas por el lixiviado, orgánicas o no (como metales pesados ó sales), según dónde llegue su influencia, pueden contaminar los suelos circundantes al vertido y las aguas superficiales y subterráneas. Existen además otros impactos locales a corto plazo (como puede ser la escorrentía superficial, el polvo, la dispersión de los residuos, proliferación de insectos, los ruidos), los cuales son significativos durante la fase de explotación y el vertido y hay que tenerlos en cuenta a la hora de diseñar los esquemas de operación.

El control de las emisiones del vertedero que se propone desde cualquier legislación básica implica su emplazamiento en lugares donde se minimice el impacto y la aplicación de medidas correctoras que eviten daños ambientales graves. Para proteger el suelo y los cursos de agua se combinan “barreras geológicas” y revestimientos artificiales impermeables extendidos en todo el vaso de vertido sobre los que se dispone un sistema de recogida y evacuación a tratamiento de los lixiviados. Se construyen cunetas perimetrales y otros elementos que impidan la penetración en el residuo de aguas superficiales y capas de cobertura impermeable, así como redes de captación y gestión (con aprovechamiento o no) del biogás generado. El objetivo de estos sistemas de protección es fundamentalmente aislar el vertedero para evitar la entrada de agua exterior, que favorece la degradación y da lugar al lixiviado y la salida de contaminantes. Pero estas medidas no resuelven el problema por completo. Cualquier aporte de humedad (por lluvias y humedad ambiental o bien por una impermeabilización inexistente, defectuosa o por aparición de grietas en la misma, lo cual es habitual al envejecer los materiales) reanuda los procesos de biodegradación que, como se ha señalado, son los responsables principales de la contaminación del vertedero.

El conocimiento sobre las emisiones y los impactos medioambientales de los vertederos ha de enfrentarse a dos hechos. En primer lugar, los cambios en la política de gestión de residuos, enfocada al reciclaje, la valorización y a la eliminación selectiva, con lo que el residuo a verter en el futuro diferirá del que fundamenta el conocimiento actual en cuestión de vertederos. En segundo lugar, debido a la duración temporal limitada de las barreras de control de las emisiones de los vertederos. Si a esto se une la preocupación acerca de los costes crecientes asociados con su mantenimiento, hace prácticamente imprescindible tener estimaciones seguras acerca de cuándo y en qué condiciones las emisiones de lixiviados y gas decrecen hasta un nivel tal, que su vertido controlado en los alrededores no cause efectos inaceptables.

En la actualidad se buscan técnicas que permitan mejorar la gestión medioambiental de los vertederos tanto para la elección de la ubicación más idónea como durante su explotación, como en el período post-clausura. En los últimos años han surgido soluciones alternativas al tradicional confinamiento de la masa de residuos, para desactivar el problema y no trasladarlo a generaciones futuras. Entre las soluciones diseñadas destacan las que plantean una aceleración controlada del proceso de biodegradación hasta conseguir la estabilización del residuo. Este aumento de la velocidad de consumo de la materia orgánica por parte de los microorganismos puede lograrse aireando artificialmente la masa de residuos o bien asegurando unas condiciones adecuadas de humedad en todo momento por recirculación del propio lixiviado. De esta forma se favorecen las reacciones aerobias frente a las anaerobias que se producen normalmente. Estas prácticas pueden realizarse durante la explotación del área de vertido o como medidas de biorrecuperación en vertederos abandonados o clausurados. Hoy en día son cada vez más comunes en ambas situaciones. El hecho de que las normativas empiecen a exigir a las entidades explotadoras que se hagan cargo (técnica y sobre todo económicamente) de la fase post-clausura, ha impulsado estas iniciativas.

Esta visión global que se acaba de presentar sobre la problemática general de los vertederos y la importancia de la correcta gestión de los residuos sólidos urbanos, sirve, además de cómo antecedente general, de justificación de la importancia del tema de esta investigación, que no es otro que el análisis de la predicción de de lixiviados en vertederos de residuos sólidos urbanos en ambientes semiáridos. La validación en

estas condiciones climáticas del modelo HELP, sin duda el simulador que más profusión viene teniendo tanto en el ámbito técnico como académico, en el estudio de funcionamiento de un vertedero, constituye el núcleo central del estudio. A su vez se propondrá en este trabajo el uso de este modelo como herramienta en la fase de estudio de la post – clausura de un vertedero, y no solo en su faceta mas tradicional, como es la predicción de lixiviados futuros, sino, y lo que es más novedoso, como herramienta de apoyo en la decisión en la selección de alternativas de sellado, combinando sus resultados con la herramienta de evaluación económica conocida como análisis coste-efectividad.

Así, en síntesis, los grandes objetivos que se pretenden alcanzar mediante el desarrollo de este trabajo de investigación se pueden sintetizar en los siguientes:

- Analizar el comportamiento de la generación de lixiviados en vertederos de R.S.U. sometidos a condiciones climáticas semiáridas, de modo que se puedan detectar posibles deficiencias en la normativa vigente a este respecto.
- Comprobar la validez de los resultados obtenidos a través del modelo HELP de predicción de lixiviados, comparándolos con los resultados medidos en un vertedero de R.S.U. durante su fase de explotación.
- Evaluar mediante simulación con el modelo HELP la generación de lixiviados en distintos tipos de sellados, con el objetivo de determinar qué sistema de clausura es más conveniente utilizar en climas semiáridos.
- Analizar las distintas alternativas de sellado, no sólo desde el punto de vista del volumen de lixiviados generados, sino también desde un punto de vista financiero a través de un análisis coste – eficacia, que permita determinar el diseño de clausura más viable desde un punto de vista técnico y económico.

Una vez justificada la importancia y el alcance del tema de investigación y explicitados los objetivos perseguidos en la misma cabe, para finalizar esta introducción, presentar la estructura general de esta memoria de investigación, formada por 7 capítulos, la sección de referencias y dos anejos:

- **Capítulo I. Introducción.**

Es el capítulo en que se inscribe este apartado. Pretende introducir al lector en el tema de investigación abordado, haciendo una presentación general del mismo y de sus antecedentes, enumerando sus objetivos y describiendo la configuración del documento que se presenta.

- **Capítulo II. Residuos y vertederos.**

En el capítulo II se hace una revisión del estado del conocimiento sobre los residuos, su disposición en vertederos como última opción contemplada según normativa vigente, y las distintas opciones de gestión de los R.S.U. a día de hoy.

- **Capítulo III. Balance hídrico en un vertedero de R.S.U. El modelo HELP.**

Describe de forma detallada el funcionamiento del modelo (datos de entrada para la correcta ejecución del modelo, métodos de cálculo de cada uno de los componentes del balance, hipótesis de partida, limitaciones, etc.), teniendo en cuenta a partir de que otros modelos se ha desarrollado, así como la evolución que se ha producido en este tipo de modelos en los últimos años.

- **Capítulo IV. Descripción del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo.**

Presenta las características principales de este vertedero, elegido como caso de estudio, y cuyo conocimiento es necesario para la correcta simulación del modelo HELP.

- **Capítulo V. Metodología y datos.**

En este capítulo se describe de forma detallada la metodología de trabajo llevada a cabo para la aplicación del modelo HELP, incluyendo los datos que se han introducido al modelo, y la justificación de cada uno de los elementos del diseño

utilizados. Además, también se describen las etapas que definen el análisis coste – eficacia realizado, así como su correspondiente análisis de sensibilidad.

- **Capítulo VI. Resultados y discusión.**

Se presentan los resultados más relevantes obtenidos en el desarrollo de la presente tesis doctoral. Dichos resultados se discuten y analizan con el fin de llegar a unas conclusiones que respondan a los objetivos planteados en este trabajo.

- **Capítulo VII. Conclusiones y recomendaciones.**

Se presentan, a modo de resumen, las conclusiones obtenidas con el desarrollo de los objetivos planteados en el Capítulo I, y además se recogen una serie de recomendaciones que se deben tener en cuenta para la explotación de un vertedero con relación a la generación de los lixiviados y sus efectos adversos. También se enumeran distintas líneas de investigación futuras que pudieran complementar lo analizado en esta tesis doctoral.

- **Referencias bibliográficas.**

En este apartado se presentan todas las referencias bibliográficas consultadas (libros, artículos, informes, etc.) para la elaboración de este trabajo. Dichas referencias se redactan en el estilo Harvard (Borgoños, 1999).

- **Anejos.**

Un primer anejo de normativa vigente sobre residuos y vertederos y otro segundo de datos utilizados en las simulaciones realizadas en el trabajo.

## Capítulo II

# Residuos y vertederos.

### II.1.- Generalidades.

Se denomina residuo a cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o tenga la intención o la obligación de desprenderse (Directiva 2008/98/CE). Sin embargo esta definición requiere algunas matizaciones. Hay objetos o materiales que son residuos en determinadas situaciones, mientras que en otras se aprovechan. En los países desarrollados se tiran diariamente a la basura una gran cantidad de cosas que en los países en vías de desarrollo volverían a ser utilizadas o seguirían siendo bienes valiosos. Además muchos residuos se pueden reciclar si se dispone de las tecnologías adecuadas y el proceso es económicamente rentable. Una buena gestión de los residuos persigue por un lado no perder el valor económico y la utilidad que pueden tener muchos de ellos y usarlos como materiales útiles en vez de tirarlos, y por otro, minimizar el impacto ambiental de los mismos (D'Alisa et al., 2012).

El continuo aumento de la cantidad de residuos que se generan está provocando importantes problemas. Entre los bienes utilizados cada vez hay más objetos que están fabricados para durar unos pocos años y después ser sustituidos por otros y que no compensa arreglar porque resulta más caro que comprar uno nuevo. Muchos productos, desde los pañuelos o servilletas de papel, hasta las maquinillas de afeitar, los pañales, o las latas de bebidas, están diseñados para ser usados una vez y luego desechados. Se usan las cosas y se desechan en grandes cantidades, sin que haya

conciencia clara, en muchos casos, de que luego algo hay que hacer con todos estos residuos (Greyson, 2007).

El problema se agrava porque la creciente actividad industrial genera muchos productos que son tóxicos o muy difíciles de incorporar a los ciclos de los elementos naturales. En algunas ocasiones los productos químicos acumulados en vertederos que después han sido recubiertos de tierra y utilizados para construir viviendas sobre ellos han causado serios problemas, incluso dañando la salud de las personas. El caso del canal Love en el estado de Nueva York (E.E.U.U.) fue uno de los primeros que captó la atención pública hacia el tema de los residuos (Austin et al., 2011).

No hay solución única y clara a este problema. El reciclaje es la opción mejor desde el punto de vista ambiental pero tiene sus límites. En el momento actual se combina con plantas de tratamiento, vertederos e incineradoras, aunque no se debe olvidar que una actuación imprescindible es la de reducir las cantidades de residuos producidos. Los vertederos tradicionales eran simplemente un lugar en el que se acumulaban las basuras. Al no tener ningún tipo de medida sanitaria especial, se llenaban de ratas, se incendiaban, despedían malos olores y humos, y contaminaban los acuíferos subterráneos y las aguas superficiales. En España una gran parte de la basura se sigue llevando a este tipo de vertederos aún hoy día. En los últimos cincuenta años ha aumentado la concienciación de la sociedad por este problema, lo que se ha reflejado en un aumento de la legislación que tiene por objeto asegurar la protección de la salud humana y del medio ambiente. Los modernos vertederos que se han construido bajo esta reciente legislación se denominan frecuentemente vertederos controlados para indicar que se realizan bajo el control y las garantías previstas en las leyes medioambientales promulgadas “ad hoc” (Seadon, 2010).

Un vertedero controlado es un agujero en el que se compacta e impermeabiliza tanto el fondo como los laterales. En estos vertederos la basura se coloca en capas y se recubre todos los días con una delgada capa de tierra para dificultar la proliferación de ratas y malos olores y disminuir el riesgo de incendios.

En este tipo de vertederos se instalan sistemas de drenaje para las aguas que rezuman y para los gases (metano) que se producen. Las aguas se deben tratar en

---

plantas depuradoras antes de ser vertidas a ríos o al mar y los gases que se recogen se aprovechan en pequeñas plantas generadoras de energía que sirven para abastecer las necesidades de la planta de tratamiento de las basuras y, en ocasiones, pueden añadir energía a la red general.

Estos vertederos deben estar vigilados y se hacen análisis frecuentes para conocer las emisiones que se están produciendo y corregir los problemas de funcionamiento. Cuando el vertedero se llena se debe recubrir adecuadamente y dejar el terreno lo más integrado con el paisaje posible. Si esto se hace bien el lugar es apto para múltiples usos, pero se debe seguir controlando durante cierto tiempo después de que haya sido cerrado para asegurar que no se acumula metano que podría provocar peligrosas explosiones, y que no rezuman sustancias tóxicas. Es esencial que los vertederos estén bien contruidos y utilizados para minimizar su impacto negativo. Uno de los mayores riesgos es que contaminen las aguas subterráneas y para evitarlo se debe impermeabilizar bien el suelo del vertedero y evitar que las aguas de lluvias y otras salgan del vertedero sin tratamiento, arrastrando contaminantes al exterior (Moberg et al., 2005). Otro riesgo está en los malos olores y la concentración de gases explosivos producidos al fermentar las basuras. Para evitar esto se colocan dispositivos de recogida de gases que luego se queman, pudiéndose producir energía.

Los vertederos de residuos sólidos urbanos presentan importantes impactos ambientales, sociales, visuales, degeneración de terrenos, rechazos de la población vecina, etc. pero son la producción de lixiviados y la generación de gases dos de los problemas más importantes en la gestión diaria de un vertedero.

Como se detallará en apartados posteriores, el 52% de la producción anual de los RSU en España durante el año 2009 se eliminó mediante vertido, lo cual implica que en la actualidad existen multitud de vertederos de residuos sólidos urbanos que albergan en su interior gran cantidad de materia orgánica en proceso de descomposición, o lo que es lo mismo, ingentes cantidades de gases almacenadas en el interior del vertedero o surgiendo incontroladamente hacia la atmósfera y lixiviados que se infiltran en el subsuelo.

## II.2.- Tipos de residuos.

Para gestionar los residuos eficazmente es importante distinguir los distintos tipos existentes. Es muy distinto el residuo industrial que el agrícola o que el doméstico y también son totalmente diferentes los residuos gaseosos o líquidos que los sólidos, o los radiactivos y los que no lo son. Los residuos pueden clasificarse en (Williams, 2005):

- **Residuos sólidos urbanos.** Los que componen la basura doméstica.
- **Residuos industriales.** Los residuos que genera la industria entre los que es conveniente diferenciar entre:
  - **Inertes.-** Escombros y materiales similares, en general, no peligrosos para el medio ambiente, entre los que se encuentran los derivados de la construcción (ó RDC), aunque algunos procedentes de la minería pueden contener elementos tóxicos.
  - **Residuos peligrosos.-** Aquellos que por su composición química u otras características requieren tratamiento especial.
- **Residuos agrarios.** Los que proceden de la agricultura, la ganadería, la pesca, las explotaciones forestales o la industria alimentaria.
- **Residuos hospitalarios.** Restos del trabajo clínico o de investigación.
- **Residuos radiactivos.** Materiales que emiten radiactividad.

### II.2.1.- *Residuos sólidos urbanos (R.S.U.).*

Los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) son los que se originan en la actividad **doméstica y comercial de ciudades y pueblos**. En los países desarrollados en los que cada vez se usan más envases, papel, y en los que la cultura de "usar y tirar" se ha extendido a todo tipo de bienes de consumo, las cantidades de basura que se generan han ido creciendo hasta llegar a cifras muy altas.

Este tipo de residuos se estudiará de forma más detallada en apartados siguientes.

### **II.2.2.- Residuos industriales.**

Los residuos industriales son aquellos que se generan en las actividades industriales, procedentes de la extracción, explotación, producción o fabricación, transformación, almacenamiento y distribución de los productos (Pérez, 2010).

En función de su estado físico, los residuos industriales se pueden clasificar en:

- Residuos industriales líquidos: aguas residuales generadas como consecuencia de las operaciones que utilizan el agua como medio de transporte de materiales, aguas procedentes del lavado de los materiales del proceso, aguas utilizadas en procesos de transferencia de calor, etc.
- Residuos industriales sólidos: residuos finales de los procesos, productos rechazados, embalajes, productos cuya vida útil ha finalizado, etc.
- Emisiones atmosféricas: contaminantes atmosféricos que se generan a partir de los procesos de combustión o durante el procesamiento de las materia primas.

El número de industrias en nuestro país ha crecido mucho en los últimos años, como consecuencia de este crecimiento, las industrias han tendido a alejarse de las ciudades para concentrarse en polígonos industriales, provocando que la mayor parte de los residuos generados por este concepto también se haya concentrado. Por lo tanto, es muy importante la implementación de sistemas de gestión de residuos dentro de los propios polígonos que reduzcan la generación de los mismos, el consumo de energía, y el consumo de materias primas (Zamorano et al., 2011). La industria genera una gran cantidad de residuos muchos de los cuales son recuperables. El problema está en que las técnicas para aprovechar los residuos y hacerlos útiles son caras y en muchas ocasiones no compensa económicamente. De todas formas, está aumentando la proporción de residuos que se valorizan para usos posteriores.

### **II.2.3.- Residuos inertes.**

Los residuos inertes son aquellos que no experimentan transformaciones físicas, químicas o biológicas significativas. Dentro de este grupo se pueden incluir

escombros, gravas, arenas y demás materiales que no presentan riesgo para el ambiente.

Hay dos posibles tratamientos para estos materiales: reutilizarlos como relleno en obras públicas o construcciones o depositarlos en vertederos adecuados. El principal impacto negativo que pueden producir es el visual, por lo que se deben usar lugares adecuados, como canteras abandonadas o minas al aire libre y se deben recubrir con tierra y plantas para reconstruir el paisaje.

#### **II.2.4.- Residuos peligrosos.**

Los residuos peligrosos son aquellos residuos o combinaciones de residuos que representan una amenaza sustancial, presente o potencial, a la salud pública o a los organismos vivos (Colomer y Gallardo, 2011).

El impacto negativo de estas sustancias se ve agravado cuando son difíciles de degradar en la naturaleza. Aunque los ecosistemas naturales están muy bien preparados, gracias a los millones de años de evolución, para asimilar y degradar las sustancias naturales, siempre hay algún tipo de microorganismo o de proceso bioquímico que introduce las moléculas en los ciclos de los elementos. El problema surge en la actualidad, ya que se sintetizan miles de productos que nunca habían existido antes, y algunos de ellos permanecen muchos años antes de ser eliminados.

Los residuos considerados como peligrosos se pueden identificar dentro de la lista europea de residuos (LER), publicada mediante la orden MAM/304/2002. En términos generales, se consideran peligrosos aquellos residuos que tras una serie de análisis tipificados presentan, en sus componentes, características de peligrosidad (tóxicos, corrosivos, irritantes, cancerígenos, explosivos, inflamables, etc.). Entre ellos se pueden destacar los siguientes:

- As, Cd, Be, Pb, Se, Te, Hg, Sb y sus compuestos.
- Compuestos de cobre solubles.

- Fenol, éteres, solventes orgánicos, hidrocarburos policíclicos aromáticos cancerígenos.
- Gasolina.
- Conservantes de la madera.
- Compuestos farmacéuticos.
- Polvo y fibras de asbesto.
- Productos fitosanitarios inorgánicos.
- Carbonilos de metales.
- Ácidos y bases usados en el tratamiento de metales.
- Hollín.
- Organohalogenados no inertes.
- Alquitranses.
- Materiales químicos de laboratorios no identificados o nuevos compuestos de efectos ambientales no conocidos.

En España, el sector que contribuye en mayor medida a la producción de este tipo de residuos, es fundamentalmente la industria química, mientras que a un nivel ligeramente inferior se situaría la industria del automóvil seguida por la industria metalúrgica. Otras industrias como la papelera, la industria alimentaria o la de la piel, también generan importantes cantidades de residuos peligrosos.

Las zonas que más residuos de este tipo producen son, lógicamente, las más industrializadas, que en el caso de España son Cataluña que alcanza casi un 25% del total nacional, y el País Vasco con un 14% (INE, 2009).

La primera medida que se debe considerar siempre es, si es posible, generar menos residuos o aprovecharlos en otros procesos de fabricación. Las nuevas tecnologías, que permiten fabricar con menor producción de residuos, tienen la ventaja de que los costes se reducen porque se desperdicia menos materia prima y no hay que tratar tanto residuo. En la actualidad, en la mayor parte de los sectores industriales, existen tecnologías limpias y el problema es más de capacidad de inversión de las empresas y de formación en los distintos grupos de trabajadores que de otro tipo. Muchas empresas están reduciendo llamativamente la emisión de contaminantes y la generación de residuos, ahorrándose así mucho dinero.

Pero al final de los procesos industriales siempre se generan más o menos residuos. Con la tecnología actual sería posible reducir el impacto negativo de cualquier contaminante a prácticamente cero. Pero hacerlo así en todos los casos sería tan caro que paralizaría otras posibles actividades. Por eso, en la gestión de los residuos tóxicos se busca tratarlos y almacenarlos de forma que no resulten peligrosos, dentro de un costo económico proporcionado (Nakakubo et al, 2012).

#### **II.2.5.- Residuos agrarios.**

Los residuos agrarios son aquellos residuos que proceden de la agricultura, ganadería, pesca, explotaciones forestales o de la industria alimentaria (El-Haggar, 2007). Estos residuos son fundamentalmente orgánicos, como por ejemplo, ramas, paja, restos de animales y plantas, etc. Muchos de ellos se quedan en el campo y no se pueden considerar residuos porque contribuyen de forma muy eficaz a mantener los nutrientes del suelo. A pesar de que estos residuos orgánicos pueden aumentar el riesgo de incendio, desde un punto de vista ecológico, retirar toda la materia orgánica disminuye la productividad y retrasa la maduración del ecosistema.

Algunas granjas intensivas y muchas industrias conserveras, aceiteras o similares generan residuos mucho más contaminantes que, por su gran volumen o su toxicidad, exigirían tratamientos especiales y caros.

En las prácticas agrícolas y ganaderas tradicionales casi todos los restos se aprovechaban. Se quemaban para obtener energía; se usaban para abonar los campos; la paja servía para alimentar al ganado, etc. Los métodos modernos de explotación del campo han convertido en residuos muchos de estos restos antes aprovechables. Ya no hay ganado que trabaje los campos y la paja ha perdido su valor porque es más rentable alimentar al ganado con piensos compuestos. Además, los abonos químicos son más baratos que los orgánicos que exigen ser manipulados.

La principal dificultad para un aprovechamiento adecuado de estos residuos es la económica y por eso se deben estudiar incentivos que faciliten su uso. Ayudas a la

agricultura ecológica que usa abonos naturales o al uso de la biomasa para obtener energía. Otra dificultad importante para la adecuada gestión de estos residuos es el tamaño y la dispersión de las explotaciones que muchas veces no tienen capacidad económica suficiente para tratarlos bien y se convierten en importantes fuentes de contaminación.

Los residuos de estas actividades tienen un alto contenido energético. Antes se aprovechaban quemándolos, pero en la actualidad una experiencia muy positiva en algunas regiones ha sido la obtención de gas metano por la fermentación de la biomasa. Los restos orgánicos de las explotaciones se acumulan en un reactor en el que fermentan. En este proceso se produce gas metano que se quema para dar energía. Si el tamaño de la explotación es suficiente puede abastecerse de energía y en los países del tercer mundo está siendo la fuente principal de energía de muchas familias que no tienen acceso a suministros comerciales de combustible o electricidad. De forma tradicional, durante años, los agricultores han reunido los desperdicios orgánicos para transformarlos en abono para sus tierras. Compostar dichos restos no es más que imitar el proceso de fermentación que ocurre normalmente en un suelo de un bosque, pero acelerado y dirigido. El abono resultante contiene materia orgánica, así como una serie de nutrientes como por ejemplo fósforo, magnesio, potasio, calcio y hierro, necesarios para la vida de las plantas, y que contribuyen a restituir la fertilidad orgánica de los suelos (Fagnano et al., 2011).

#### **II.2.6.- Residuos hospitalarios.**

Los residuos hospitalarios son aquellos residuos generados en los hospitales, unidades de salud, clínicas médicas, consultorios, y centros de salud. Incluye todos los residuos generados como consecuencia del cuidado de las personas que asisten a estos centros. Los residuos hospitalarios se pueden clasificar principalmente en tres tipos (Shannon y Woolridge, 2011):

- Comunes: son aquellos generados por las actividades administrativas, auxiliares y generales de los centros hospitalarios (restos de alimentos, papel, cartón, plásticos, etc.). Se pueden considerar como R.S.U.

- Peligrosos: aquellos que de una forma u otra pueden afectar a la salud humana o animal y al medioambiente. Se pueden dividir en bioinfecciosos, químicos y radioactivos.
  - Bioinfecciosos: cultivos, muestras almacenadas de agentes infecciosos, sangre, residuos anatómicos, patológicos y quirúrgicos, agujas, bisturís, etc.
  - Químicos: aquellos generados durante las actividades del centro hospitalario que no han estado en contacto con fluidos corporales ni con agentes infecciosos, como por ejemplo los fármacos caducados.
  - Radioactivos: cualquier tipo de residuo con características radioactivas o contaminado con radionucléidos. Son generados en laboratorios de investigación química y biológica, en laboratorios de análisis clínico, servicios de radiología y de medicina nuclear.
- Especiales: aquellos que no están incluidos en las categorías anteriores y que por alguna característica particular necesitan una gestión diferente que se debe definir para cada caso. Como por ejemplo, fármacos caducados que no se clasifican como peligrosos, maquinaria, equipos obsoletos, etc.

Una gestión inadecuada de los residuos hospitalarios provoca graves riesgos para la salud y el medioambiente, debido fundamentalmente al carácter infeccioso de alguno de sus componentes. Se estima que entre un 10 y un 25% de los residuos generados en un centro médico se pueden considerar como peligrosos. La producción de este tipo de residuos ha ido aumentando como consecuencia de la amplia aceptación que tiene hoy en día el uso de artículos desechables de un solo uso (Hossain et al., 2011).

#### **II.2.7.- Residuos radiactivos.**

La legislación española define a los residuos radiactivos como cualquier material o producto de desecho, para el cual no está previsto ningún uso, que contiene o está contaminado con radionucleidos en concentraciones o niveles de actividad superiores a los establecidos por el Ministerio de Industria y Energía, previo informe del Consejo de Seguridad Nuclear (Ley 54/1997).

En cuánto a las actividades generadoras de residuos radiactivos, éstas se pueden agrupar en tres grandes grupos (Weiner y Matthews, 2003):

- Producción de energía eléctrica de origen nuclear. En este grupo se incluirían tanto los residuos procedentes de la primera y segunda fase del ciclo del combustible, como los residuos generados en el funcionamiento de las centrales nucleares.
- Aplicaciones en la medicina, industria e investigación. Comprende distintas instalaciones generadoras de residuos radiactivos, como las instalaciones médicas y hospitalarias, las industrias, y los centros de investigación nuclear.
- Clausura de instalaciones nucleares y radiactivas. La finalización de la vida útil de las instalaciones nucleares y radiactivas, da lugar a un procedimiento de cierre y clausura que produce una gran cantidad de residuos radioactivos que deben ser gestionados.

Los residuos radiactivos se caracterizan principalmente por:

- Su gran peligrosidad. Cantidades muy pequeñas pueden originar dosis de radiación peligrosas para la salud humana.
- Su duración. Algunos de estos isótopos permanecerán emitiendo radiaciones miles y decenas de miles de años.

Así se entiende que aunque la cantidad de este tipo de residuos que se producen en un país sea comparativamente mucho menor que la de otros tipos, sus tecnologías y métodos de tratamiento sean mucho más complicados y difíciles.

Desde el punto de vista de su gestión, en España se contemplan dos modelos básicos, uno para los desechos de baja y media actividad, y otro para los de alta actividad. Esta fórmula es aceptada internacionalmente y recomendada por la Comisión de la Unión Europea (Olivares, 2010).

Los residuos de media o baja actividad emiten cantidades pequeñas de radiación y están formados por herramientas, ropas, piezas de repuesto, lodos, etc. de

las centrales nucleares y de las universidades, hospitales, organismos de investigación, e industrias. En España la gestión de este tipo de residuos tiene como base el centro de El Cabril en Córdoba. En torno a este almacén de residuos, que puede llegar a almacenar hasta 50.000 m<sup>3</sup> de los mismos, se dispone de un sistema integrado de gestión que comprende tanto su almacenamiento, como la recogida, transporte, tratamiento y acondicionamiento de los residuos.

Los residuos de alta actividad son los que emiten altas dosis de radiación. Al tener periodos de semidesintegración de una gran cantidad de años, requieren otros sistemas de gestión, distintos de los diseñados para residuos de baja y media actividad, que aseguren su aislamiento y confinamiento por periodos de miles de años. Están formados, fundamentalmente, por los restos que quedan de las varillas del uranio que se usa como combustible en las centrales nucleares y otras sustancias que están en el reactor y por residuos de la fabricación de armas atómicas. También algunas sustancias que quedan en el proceso minero de purificación del uranio son incluidas en este grupo. En las varillas de combustible gastado de los reactores se encuentran sustancias como el plutonio 239 (vida media de 24.400 años), el neptuno 237 (vida media de 2.130.000 años) y el plutonio 240 (vida media de 6.600 años). Se entiende que el almacenamiento de este tipo de residuos debe estar garantizado por decenas de miles de años hasta que la radiactividad disminuya lo suficiente como para que dejen de ser peligrosos (Chapman y Hooper, 2012).

Cuando un combustible nuclear ha cumplido su etapa de producción de energía en el reactor nuclear, es almacenado en las piscinas de combustible gastado que posee la propia central nuclear, con el fin de proceder a su enfriamiento. A partir de ese momento, aparecen tres líneas básicas de actuación, los ciclos abierto y cerrado, que son los que se han utilizado hasta día de hoy, y el ciclo cerrado avanzado que aún está en desarrollo.

En el ciclo abierto, no se tiene previsto un uso posterior para el combustible irradiado generado en la operación de las centrales nucleares, por lo que son considerados residuos que se almacenan de forma temporal (la vida operativa es de 40 a 50 años), hasta su almacenamiento definitivo en almacenes geológicos profundos. Este modelo de gestión es el utilizado en países como España, EE.UU. o Suecia.

El ciclo cerrado se caracteriza por la consideración del combustible irradiado no como residuo radiactivo, sino como recurso energético. Esto se hace en algunos países como Reino Unido, Alemania, Francia o Japón, pero presenta la dificultad de que hay que transportar sustancias muy peligrosas desde las centrales hasta las plantas de valorización (Abu – Khader, 2009).

El ciclo cerrado avanzado se diferencia del anterior en que no sólo incluye la separación del uranio y del plutonio, sino también la separación de los actínidos y los productos de fisión.

### **II.3.- Los residuos sólidos urbanos.**

Los Residuos Sólidos Urbanos (R.S.U.) son aquellos residuos generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, así como todos aquellos que no tengan la calificación de peligrosos y que por su naturaleza y composición puedan asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades. Los residuos procedentes de la limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, animales domésticos muertos, muebles, enseres y vehículos abandonados también deben considerarse como residuos sólidos urbanos. Además, los residuos y escombros procedentes de obras menores y reparación domiciliaria son susceptibles de ser incluidos en esta clasificación (Vaquero, 2004).

#### **II.3.1.- Composición de los residuos sólidos urbanos.**

El término composición se utiliza para describir los componentes individuales que constituyen el flujo de residuos y su distribución relativa (generalmente en porcentaje en peso). Los componentes más habituales de los R.S.U. son:

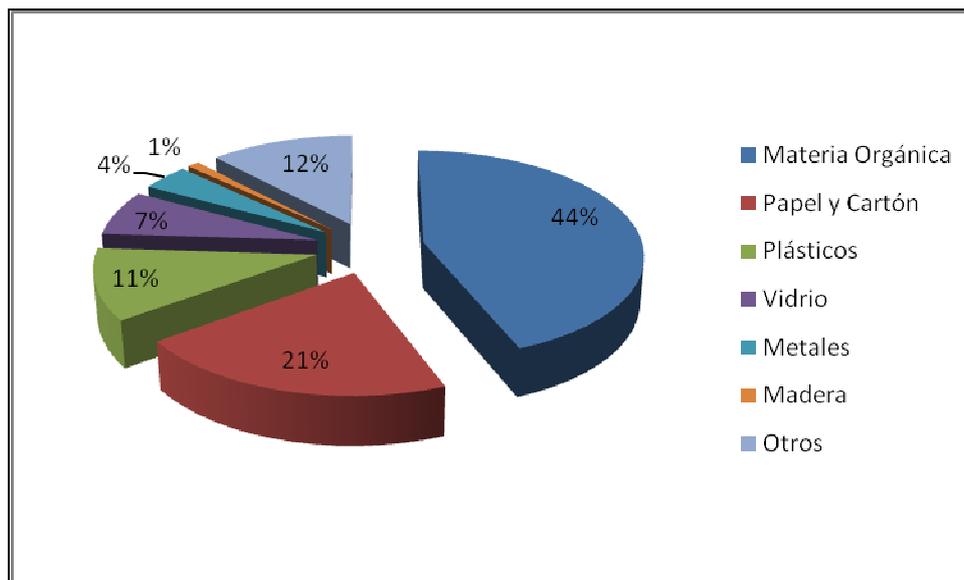
- Materia orgánica. Son los restos procedentes de la limpieza o la preparación de los alimentos junto la comida que sobra.
- Papel y cartón. Periódicos, revistas, publicidad, cajas y embalajes, etc.

- Plásticos. Botellas, bolsas, embalajes, platos, vasos y cubiertos desechables, etc.
- Vidrio. Botellas, frascos diversos, vajilla rota, etc.
- Metales (aleaciones de hierro y aluminio principalmente). Envases de conservas, refrescos, etc.
- Otros. Cenizas, tierras, textiles, medicamentos caducados y fuera de uso, fluorescentes y bombillas, madera, etc.

En la composición de los residuos urbanos influyen causas y factores muy diversos, aunque los más importantes son las características de la población, los hábitos de consumo, y la climatología propia de la región (Velázquez, 2006).

- **Características de la población.** Nivel económico y tecnológico de la población, actividad económica principal, tamaño y ocupación de los miembros de la familia, estatus social. En las zonas rurales se aprovechan mejor los residuos y se tira menor cantidad, mientras que las ciudades y el mayor nivel de vida fomentan el consumo y la producción de basura (Wilson et al., 2012).
- **Estructura económica de la zona.** Según las costumbres propias de cada sociedad, la evolución en su nivel de vida y actividad económica principal, van introduciéndose nuevos productos que facilitan y dan comodidad, como por ejemplo los productos alimentarios ya preparados, que suponen una menor cantidad de residuos procedentes de alimentos crudos, pero que generan una mayor cantidad de residuos inorgánicos.
- **Situación geográfica de la población.** Es un factor de gran influencia en la composición de los residuos, ya que en países de climas cálidos se suelen consumir más frutas, verduras y productos perecederos, que en países cuyo clima es más frío, en los que destaca el consumo de productos enlatados que se conservan durante un mayor periodo de tiempo. Además, como consecuencia del frío, en estos países se producen más escorias y cenizas.

Por lo tanto, en función de los factores que se acaban de mencionar, se consumirán y se emplearán determinados productos que a la postre producirán los correspondientes residuos. Según los datos recogidos en el Plan Nacional Integrado de Residuos 2008 – 2015 (España, 2009) que se muestran en la figura 1, la composición media de los R.S.U. en España es:



**Figura 1. Composición media de los R.S.U. en España.**

**Fuente: Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015 (España, 2009).**

La composición media de los R.S.U. en un determinado país o región, es un buen indicador del grado de desarrollo del mismo. Muchos investigadores han estudiado esta relación, obteniendo resultados como los que se muestran en la tabla 1 que permiten estimar el nivel de vida de la población en función de la composición media de los residuos:

| Producto                        | % en países desarrollados | % en países en desarrollo |
|---------------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Metales                         | 3,60 - 8,00               | 0,70 - 1,60               |
| Vidrio                          | 6,50 - 16,70              | 1,00 - 3,80               |
| Tierra y cenizas                | 0,20 - 5,00               | 6,00 - 16,00              |
| Papel                           | 14,00 - 32,00             | 2,60 - 5,00               |
| Cartón                          | 5,00 - 10,00              | 1,00 - 4,80               |
| Madera                          | 0,20 - 1,20               | 0,10 - 1,00               |
| Plásticos                       | 10,00 - 16,00             | 3,80 - 7,40               |
| Gomas y cueros                  | 0,30 - 1,20               | 0,20 - 1,40               |
| Textiles                        | 3,25 - 6,50               | 2,00 - 4,10               |
| Restos orgánicos de comestibles | 40,00 - 55,00             | 58,00 - 80,20             |

**Tabla 1. Composición media de R.S.U. en países desarrollados y países en desarrollo.**

**Fuente: Seáñez, 2001.**

Se observa que, en general, los países más desarrollados cuentan con niveles más bajos de residuos orgánicos, y niveles mucho más altos de residuos inorgánicos, principalmente vidrio, plásticos y papel.

Si se comparan los datos obtenidos en España con la tabla anterior, se obtienen las conclusiones siguientes:

- **Materia orgánica:** derivada de restos de alimentos o de actividades vinculadas a la jardinería (podas, rastrillados de campos, cortado del césped, recogida de hojarasca...). Es el componente orgánico principal de los residuos, y tiende a disminuir en las sociedades más desarrolladas como es el caso de España.
- **Papel y cartón:** en este caso, la recogida en origen esta cada vez más extendida, ha experimentado un importante incremento en los últimos años. Los países en vías de desarrollo presentan porcentajes muy bajos, generalmente por debajo del 10%, mientras que los países desarrollados superan el 20%, como ocurre en nuestro país.
- **Plástico:** su implantación es relativamente reciente, ya que su uso se generalizó en la segunda mitad del siglo XX. Debido a su versatilidad, bajo coste, facilidad de producción y resistencia a los factores ambientales, es usado en casi todos los sectores industriales y para la fabricación de una amplia gama de productos, que van desde las bolsas de plástico y los embalajes hasta los ordenadores y algunas piezas de la carrocería de los vehículos.
- **Vidrio:** en este caso, al igual que ocurre con otros componentes, España se situaría dentro de los países desarrollados, aunque muy próximo al límite inferior de esta clasificación.
- **Metales férricos y no férricos:** es un buen indicador del grado de industrialización de una región. Dentro de los materiales férricos, destacar la hojalata, empleada en el sector alimentario (latas de conserva) y en el industrial (recipientes destinados a la contención de pinturas, aceites, gasolinas...). En cuanto a los metales no férricos, el aluminio es el más utilizado, ya que se suele utilizar como material para la elaboración de los botes de bebidas carbonatadas y los tetra-brik.

- **Maderas:** la proporción de madera es muy similar tanto en países desarrollados, como en los que se encuentran en vías de desarrollo.
- **Otros:** dentro de este grupo se incluirían otros componentes cuya proporción es inferior a la de los componentes anteriores, pero no por ello menos importantes ya que la composición de los mismos puede ser muy contaminante, como por ejemplo, pilas, baterías, gomas, caucho, etc.

### *II.3.2.- Propiedades físicas y químicas de los residuos sólidos urbanos.*

#### *II.3.2.1.- Propiedades físicas.*

El conocimiento de las propiedades físicas de los R.S.U. es determinante a la hora de tomar decisiones en relación a su gestión. El transporte de gases y líquidos en el interior de los vertederos está íntimamente relacionado con la estructura del medio poroso. Por lo tanto, es muy importante la caracterización detallada de los parámetros físicos de los residuos con anterioridad al estudio de las propiedades hidráulicas (Stoltz et al., 2010). Las propiedades físicas más importantes de los R.S.U. son, en síntesis, las siguientes:

- Capacidad de campo.

Se define como la cantidad total de humedad que puede ser retenida por una muestra de residuo sometida a la acción de la gravedad. Tal y como se explica en el desarrollo teórico del modelo HELP, la capacidad de campo es clave en el cálculo del volumen de lixiviados generados en un vertedero, ya que el exceso de agua sobre la capacidad de campo se emitirá en forma de lixiviación. La capacidad de campo varía principalmente en función del grado de presión que se aplique sobre los residuos y del grado de descomposición de los mismos (Wu et al., 2012).

- Permeabilidad de los residuos compactados.

La permeabilidad es la capacidad que tiene el residuo compactado de permitir el flujo de fluidos a través de sus poros. Es una propiedad física importante, ya que en gran parte, gobierna el movimiento de líquidos y gases dentro de un vertedero.

- Grado de humedad.

El grado de humedad se define como el porcentaje de agua retenida por el residuo, y se puede expresar de dos formas; si se toma como referencia el peso húmedo, la humedad de una muestra se expresa como un porcentaje del peso del material húmedo, en cambio, si se toma como referencia el peso seco, se expresa como un porcentaje del peso seco del material. En el campo de la gestión de los residuos sólidos se suele utilizar el valor referido al peso húmedo. En España, la humedad se encuentra presente en los residuos urbanos en un porcentaje aproximado del 40% en peso, aunque puede oscilar entre un 25% y un 60%. Los productos de naturaleza sintética presentan un menor contenido de humedad que aquellos residuos que contienen materia orgánica. La determinación del grado de humedad de los residuos objeto de estudio es muy importante ya que condiciona la mayor parte de los procesos que rigen la gestión de los R.S.U., como por ejemplo, los procesos de compresión de residuos, transporte, procesos de transformación, tratamientos de incineración o de recuperación energética, procesos de separación de residuos en la correspondiente planta de reciclado, o en la producción de lixiviados como es el caso de esta tesis doctoral.

- Peso específico.

El peso específico se define como el peso de un material por unidad de volumen. El peso específico de un R.S.U. depende de muchos factores, principalmente de si es un residuo suelto, compactado, no compactado, etc, pero también puede variar de forma importante en función de la localización geográfica, la estación del año, o el tiempo de almacenamiento. Este parámetro tiene vital importancia para dimensionar las diferentes etapas de los procesos de gestión de los R.S.U., como el volumen de los recipientes de prerrecogida, los equipos de recogida y transporte, tolvas de recepción,

cintas o capacidad de vertederos. El objetivo a lo largo de la gestión de los residuos es ir reduciendo el volumen de los mismos, de forma que se pueda optimizar la gestión, ya que el gran espacio que ocupan es uno de los mayores problemas a los que se enfrentan las plantas encargadas de su procesamiento.

Por lo tanto, el peso específico del residuo dependerá de la etapa dentro del proceso de gestión en la que se encuentre. En términos generales, el peso específico de los R.S.U. antes de ser dispuestos en vertedero ronda los 290 kg/m<sup>3</sup> (Berent, 2004).

- Granulometría.

Se define como la distribución de los diferentes tamaños de los componentes de los distintos materiales que componen los residuos sólidos, y es un parámetro especialmente importante en la recuperación de materiales, sobretodo para la elección de los medios mecánicos a utilizar, cribas, trómeles, separadores magnéticos, etc.

#### *II.3.2.2.- Propiedades químicas.*

Del mismo modo que el conocimiento de las propiedades físicas de los R.S.U. es de vital importancia para diseñar los sistemas de recogida o los tratamientos finales de reciclado o eliminación, las propiedades químicas de los R.S.U. también influyen en los procesos de recuperación de los residuos y en su tratamiento final. Por ejemplo, el porcentaje de cenizas producidas y el contenido energético de los residuos determinan el diseño de los procesos de recuperación energética. Otros parámetros químicos como el contenido de materiales inertes, la presencia de productos tóxicos o de metales pesados también condicionan el diseño de los procesos de recuperación y las medidas sanitarias a seguir para garantizar la seguridad del proceso. A continuación se destacan las propiedades químicas de los R.S.U. que deben ser determinadas para definir con acierto el sistema de gestión más adecuado:

- Análisis elemental de las propiedades químicas de un residuo.

Consiste tanto en la caracterización de la composición química de la materia orgánica de los R.S.U., como en la definición de la mezcla correcta de materiales necesaria para conseguir relaciones carbono/nitrógeno adecuadas para los procesos de conversión biológica. El análisis elemental de un residuo normalmente implica la determinación del porcentaje de carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, azufre y ceniza. Además, debido a la preocupación por la emisión de compuestos clorados durante la combustión, frecuentemente se incluye en este análisis la determinación de halógenos.

Como consecuencia de la enorme variabilidad que experimenta la composición de los residuos sólidos urbanos, la composición química resultante de su conjunto también es muy variable.

- Contenido energético de los componentes de los residuos sólidos.

El contenido energético de los componentes de los residuos sólidos también es conocido como poder calorífico interno (PCI) y se define como la cantidad de calor que se puede producir a partir de un combustible. Se puede determinar utilizando una caldera a escala real como calorímetro, utilizando una bomba calorimétrica de laboratorio o mediante cálculo a partir de la composición elemental del residuo. En general, los datos existentes proceden de los ensayos con bomba calorimétrica realizados en laboratorio.

Este parámetro es el más importante a la hora de diseñar un proceso de incineración de los residuos, ya que influye en el dimensionamiento de los hornos, y permite deducir la cantidad de calor producido. Los factores que definen el poder calorífico son la humedad, los materiales combustibles y los inertes. Los residuos en España presentan unos valores medios de entre 1000 kcal/kg y 2000 kcal/kg. Un contenido energético inferior a 1000 kcal/kg descartaría la incineración como método de tratamiento (Suárez y Prados, 2009).

- Nutrientes.

Son los elementos que forman parte de los suelos, y que favorecen la fertilidad de los mismos. Si el objetivo es elaborar productos biológicos de conversión como compost, metano y etanol, es necesaria la información sobre los nutrientes para asegurar la disponibilidad de los nutrientes necesarios para los microorganismos.

### ***II.3.3.- Contaminación provocada por los residuos sólidos urbanos.***

Las características propias de los residuos sólidos urbanos hacen que estas causen una serie de problemas, que pueden revestir mayor o menor gravedad dependiendo de la situación, cuando no son tratados de la forma adecuada. A continuación se exponen los efectos más comunes que provocan los RSU:

1) **Contaminación atmosférica:** la fermentación en ausencia de aire de la materia orgánica genera metano (gas de efecto invernadero veinte veces más potente que el dióxido de carbono), siendo este gas el que constituye la mitad de las emisiones gaseosas producidas en los vertederos y el principal responsable de los incendios y explosiones que se producen en estos lugares. Además, cuando se produce un incendio en un recinto destinado a la deposición de residuos y arden compuestos clorados, se emiten a la atmósfera compuestos químicos altamente contaminantes como las dioxinas y ácido clorhídrico. Otros gases perjudiciales para la atmósfera y derivados de los residuos urbanos son el benceno, que es además potencialmente cancerígeno, el cloruro de vinilo o el cloruro de metilo (Amutha et al., 2008).

2) **Contaminación edáfica:** las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo se ven profundamente alteradas cuando sobre éste se depositan residuos no biodegradables. Consecuencia directa de una contaminación edáfica moderada es la desaparición de la flora y la fauna de la región afectada, la alteración de los ciclos biogeoquímicos y la pérdida de nutrientes esenciales para la existencia de vida animal o vegetal.

3) **Contaminación de las aguas superficiales o subterráneas:** los lixiviados, que son los líquidos producidos cuando el agua se mueve por un medio poroso, arrastran las sustancias tóxicas que se generan en los vertederos. Los ejemplos más representativos de estos productos nocivos son el cloruro de vinilo, el cloruro de metilo, el tetracloruro de carbono y los clorobencenos (por su alta toxicidad destaca el hexaclorobenceno), siendo todos ellos sustancias persistentes y bioacumulativas en todos los eslabones de la cadena trófica.

En los lixiviados también se encuentran presentes metales pesados que tienen un alto índice de toxicidad y que, por lo tanto, son perjudiciales para la salud. A continuación se exponen algunos de estos materiales que se hallan en los lixiviados:

- **Plomo (Pb).**

Este elemento químico procede de las baterías de los vehículos y de una gran variedad de aparatos electrónicos (en los últimos años, las baterías de plomo han sido substituidas por las de litio, especialmente en los objetos tecnológicos), así como también de plásticos, vidrios, cerámicas y pigmentos.

Cuando este compuesto penetra en nuestro organismo se producen una serie de anomalías en el sistema nervioso, que se manifiestan en forma de pérdidas cognitivas y de debilidad en diferentes partes de nuestro cuerpo, especialmente en los dedos, las muñecas y los tobillos. Además, las mujeres embarazadas son más propensas a sufrir abortos y la producción de espermatozoides en los hombres, se puede ver profundamente mermada. Otro efecto producido por el plomo es el radical empobrecimiento de la sangre, lo que en terminología médica se denomina con el nombre de anemia.

Aunque no está científicamente comprobado, algunos facultativos piensan que el plomo es potencialmente carcinogénico, puesto que personas con una alta exposición a este compuesto han desarrollado tumores en los riñones e incluso tumores cerebrales (Rapti – Caputo et al., 2006).

- **Mercurio (HG).**

Este elemento químico procede, principalmente, de las baterías (especialmente de localizadores, equipos móviles...), de las lámparas fluorescentes compactas o de las pilas alcalinas, aunque el mercurio es generado en grandes cantidades en el sector de la sanidad, donde se utilizan productos como los termómetros, las vacunas con *thimerosal* (producto que ayuda a la conservación de éstas), las sondas gástricas o las amalgamas dentales, que se encuentran en gran medida constituidos por este metal pesado.

Si por diversos motivos el mercurio penetra en el organismo humano, se debe de tener en cuenta que es una neurotoxina extremadamente potente, que atacará al sistema nervioso central. Además, puede causar daños en los riñones y en los pulmones de carácter irreversible, así como también tiene la capacidad de atravesar la placenta y la barrera hematoencefálica. Cuando el mercurio penetra en el organismo de una mujer embarazada, se corre el riesgo de que el niño que se está gestando padezca en el futuro sordera, ceguera, parálisis cerebral, dificultades para hablar o ataques de apoplejía.

Cuando los lixiviados que contienen mercurio alcanzan el mar, este compuesto se dispersa y los seres vivos acuáticos lo ingieren de tal manera que queda acumulado en su organismo. De esta manera, cuando estas especies son capturadas y se comercializan, los consumidores, sin darse cuenta, están introduciendo considerables cantidades de mercurio al comerse ese pescado que habían adquirido (Cheng y Hu, 2012).

- **Cadmio (Cd).**

Este elemento se halla presente en algunas aleaciones de bajo punto de fusión, en soldaduras, en antioxidantes (principalmente en aquellos que recubren al hierro o el latón), en ciertos pigmentos y en piezas de joyería y bisutería, así como algunos compuestos de cadmio son usados como estabilizantes de plásticos (como es el caso del PVC).

Cuando una persona inhala cadmio está corriendo el riesgo de sufrir una gran variedad de enfermedades pulmonares que, ocasionalmente, conducen a la muerte. Además, este elemento químico daña a otros órganos del cuerpo humano como el hígado y los riñones (alteración en el mecanismo de filtración, con la consecuente pérdida de proteínas vitales y de azúcares). Otros efectos nocivos que se producen sobre la salud humana como consecuencia de la exposición al cadmio, son el aumento de la fragilidad de la estructura ósea del cuerpo, la infertilidad, las alteraciones en el sistema nervioso central y en el sistema inmune y la aparición de dolencias de carácter gastrointestinal (Gharabaghi et al., 2012).

4) **Pestilencias:** la descomposición de la materia orgánica que se encuentra formando parte de los residuos sólidos urbanos provoca una serie de malos olores, que se pueden ver acentuados cuando hay viento.

5) **Proliferación de plagas y aparición de focos infecciosos:** al acumularse de forma incontrolada los residuos sólidos urbanos se favorece la proliferación de plagas de roedores, insectos o aves carroñeras, entre otros seres vivos, que pueden ser posibles portadores de enfermedades.

6) **Degradación del paisaje:** la acumulación de residuos en lugares no apropiados o adecuados a menudo conlleva un impacto paisajístico negativo (además de accidentes y otros incidentes), puesto que se produce un importante deterioro visual.

#### **II.3.4.- *Gestión de los residuos sólidos urbanos***

La gestión de los R.S.U. se puede definir como el conjunto de operaciones necesarias para dar a los residuos el destino global más adecuado desde un punto de vista medioambiental y sanitario. Es un problema complejo, ya que depende de factores de diversa índole: científico, técnico, económico y social (Regassa et al., 2011).

La gestión clásica de los residuos se ha mostrado incapaz de resolver totalmente los problemas que generan los residuos. Enlazando con la tendencia actual a la minimización del consumo de recursos naturales difícilmente renovables como los

---

combustibles fósiles o el agua. Tal y como indican los criterios establecidos por la Unión Europea (Directiva 2008/98/CE), el futuro de la gestión de los residuos debe pasar por la prevención en su generación. Esta prevención tiene ventajas tanto medioambientales como de índole económica.

La Unión Europea establece como objetivo prioritario la reducción en la producción y peligrosidad de los residuos (**prevención - minimización**), en segundo lugar, la recuperación y el reciclaje de los materiales y contenidos energéticos de los residuos (**valorización**), y por último la **eliminación** segura de los residuos no valorizables.

- **Prevención - Minimización.** Consiste en disminuir el volumen de residuos generados y la toxicidad y/o peligrosidad de los mismos. Es la forma más eficaz de reducir la cantidad de residuos, el coste asociado a su manipulación y los impactos ambientales. La aplicación de tecnologías limpias a través del diseño, la fabricación y el envasado de productos con un material tóxico mínimo, un volumen de material mínimo o una vida útil más larga permite la reducción en origen de los residuos. Los cambios en los hábitos de consumo a través de compras selectivas y de la reutilización de productos y materiales también ayudan a la reducción.
- **Valorización máxima.** Se efectúa consiguiendo que los residuos generados pasen a ser subproductos, reciclando los materiales, o aprovechando los materiales y energía contenidos en ellos (recuperación). Esta recuperación permite reducir la demanda de recursos y la cantidad de residuos que requieren ser eliminados, aunque para ello es necesaria la separación y recogida selectiva de los residuos, e implica la preparación de los mismos para la recuperación, el reciclado o la transformación en nuevos productos. Ejemplos de valorización son la producción de abono y biogás combustible, o la incineración como recuperación de energía.
- **Eliminación.** Las técnicas más utilizadas para la eliminación de los R.S.U. son el vertido y la incineración sin recuperación de energía. Es la última opción a considerar y solamente debería ser utilizada para determinados tipos de residuos, como por ejemplo:

- Residuos sólidos que no pueden ser reciclados y no tienen ningún uso adicional.
- Material residual que queda después de la separación de residuos sólidos en una instalación de recuperación de materiales.
- Material residual restante después de la recuperación de productos de conversión o energía o después de determinadas transformaciones de materiales.

Tal y como se observa en la tabla 2, la cantidad de R.S.U. cuyo destino final ha sido la eliminación en vertedero se ha reducido drásticamente en los últimos años en Europa. Desde 1995 hasta 2009, esta cantidad se ha reducido en un 32%, acelerándose esta disminución desde el año 2001 hasta la actualidad.

| millones de toneladas | 1995 | 1997 | 1999 | 2001 | 2003 | 2005 | 2007 | 2009 | Variación 1995 - 2009 |
|-----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----------------------|
| Vertedero             | 141  | 140  | 138  | 135  | 124  | 109  | 106  | 96   | -32%                  |
| Incineración          | 31   | 33   | 36   | 39   | 41   | 47   | 50   | 51   | 63%                   |
| Reciclaje             | 22   | 28   | 37   | 40   | 47   | 51   | 57   | 59   | 172%                  |
| Compostaje            | 13   | 16   | 21   | 28   | 34   | 38   | 42   | 45   | 239%                  |
| kg per cápita         | 1995 | 1997 | 1999 | 2001 | 2003 | 2005 | 2007 | 2009 | Variación 1995 - 2009 |
| Vertedero             | 296  | 293  | 287  | 278  | 254  | 221  | 213  | 191  | -35%                  |
| Incineración          | 65   | 70   | 76   | 81   | 84   | 95   | 100  | 101  | 56%                   |
| Reciclaje             | 46   | 58   | 77   | 83   | 97   | 105  | 116  | 118  | 159%                  |
| Compostaje            | 28   | 33   | 44   | 58   | 69   | 78   | 85   | 89   | 224%                  |

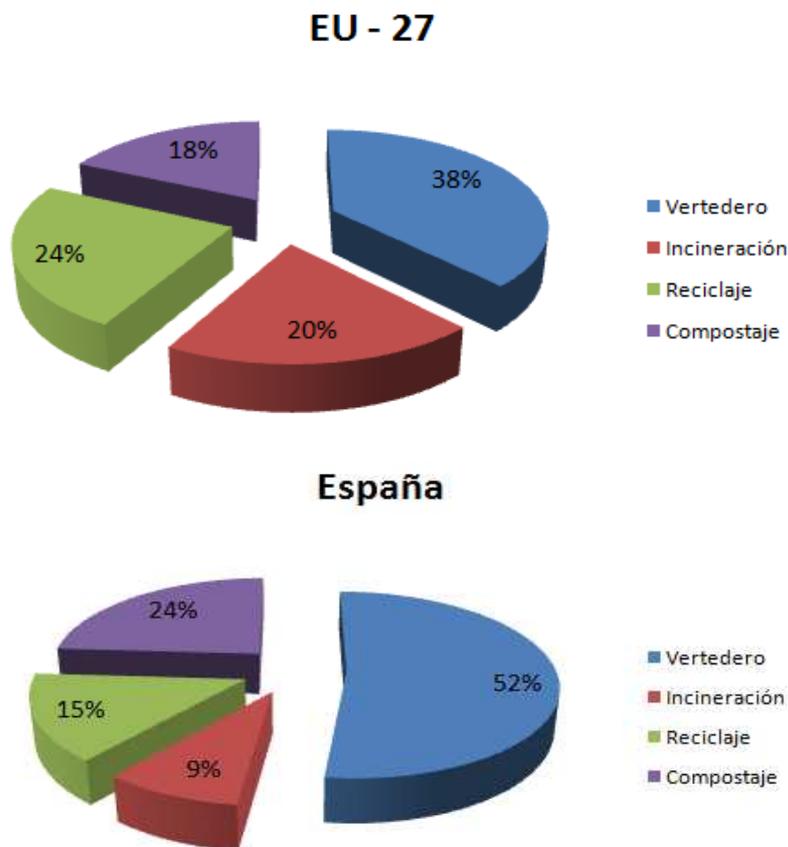
**Tabla 2. Evolución de los tratamientos utilizados para la gestión de los R.S.U. en Europa.**

**Fuente: Eurostat, 2012.**

Esta reducción de los residuos, que finalmente acaban en un vertedero, es debida en parte a la implementación de la legislación europea en los países miembros, como por ejemplo la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y sus residuos, que fijaba un objetivo de recuperación del 50% del envases puestos en el mercado para el año 2001, aumentando dicha meta al 60% a fecha 31 de Diciembre de 2008. Además, la implementación de la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos, obligaba a los estados miembros a reducir la cantidad de residuos municipales biodegradables

tratados en vertederos a un 75% el 16 de julio de 2006, un 50% el 16 de julio de 2009, y un 35% el 16 de julio de 2016, contribuyendo también a esta importante reducción. Esta Directiva ha motivado la aplicación de nuevas estrategias para evitar que la fracción orgánica de los R.S.U. acabe en los vertederos (Blumenthal, 2011). Entre ellas, se destaca el compostaje, la incineración o el reciclaje, que han crecido paralelamente a la disminución de la disposición de R.S.U. en vertederos.

Si se comparan los datos actuales sobre la proporción de los tratamientos utilizados en la gestión de los R.S.U. en España y en Europa, se observa que a pesar de que en España también se ha reducido de forma importante el porcentaje de residuos que finalmente es dispuesto en vertederos, todavía se está algo lejos de la media europea (52% frente a un 38%). La cantidad de R.S.U. sometidos a reciclaje e incineración también está por debajo de la media europea, sin embargo, en el caso del compostaje, España está por encima de la media europea (Eurostat, 2011), fundamentalmente por el importante uso agrícola del compost obtenido, muy útil para la agricultura española.



**Figura 2. Gestión de los residuos urbanos en Europa y España en el año 2009.**

Fuente: Eurostat, 2011.

A continuación, se describen las distintas etapas que forman parte del proceso de gestión de residuos sólidos urbanos, como son:

- Recogida selectiva o pre-recogida
- Recogida
- Transporte
- Transferencia de residuos
- Tratamiento de los residuos sólidos urbanos

#### *II.3.4.1.- Recogida selectiva o pre-recogida.*

La recogida selectiva en España surge como consecuencia de la entrada en vigor de la Ley 10/98 de residuos, donde se obligaba a los municipios con una población superior a 5.000 habitantes a implantar sistemas de recogida selectiva que posibilitan su reciclado y su valorización.

La recogida selectiva de materiales como el vidrio, el papel o los plásticos y su correspondiente reciclaje supone un ahorro importante de materias primas, ahorro energético, economía en los costes de tratamiento y fundamentalmente la preservación del medioambiente.

La implantación de un modelo de recogida selectiva exige dos condiciones:

- Colaboración ciudadana depositando en bolsas o cubos distintos los componentes que se desean seleccionar. Los contenedores de recogida selectiva están concebidos para recibir exclusivamente un solo tipo de residuo, y deben ser instalados en puntos estratégicos que faciliten la recogida selectiva.
- Recogida por separado de los componentes, lo que exige el transporte de cada componente en vehículos distintos, o bien que estén claramente compartimentados.

El éxito o el fracaso de un determinado sistema de recogida selectiva depende de varios factores como, por ejemplo, la existencia de un mercado suficiente de los componentes recuperados, el diseño de un sistema de recogida adecuado, minimizando los tiempos de recorrido, la dotación de personal y utilizando vehículos especializados; y el último factor, no por ello menos importante sino todo lo contrario, la colaboración ciudadana.

#### *II.3.4.2.- Recogida.*

Dentro del problema global de los R.S.U., la recogida es la etapa de mayor envergadura, sobretodo desde un punto de vista económico, ya que puede representar entre un 70 y un 90% de los costes totales del servicio.

Para la elaboración de un plan de recogida adecuado, es necesario tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Características de los residuos a recoger.
- Variaciones estacionales de la cantidad de los residuos urbanos producidos.
- Infraestructura urbana y urbanismo.
- Distancia al centro de valorización y/o eliminación.
- Normalización de contenedores o recipientes.

Los dos sistemas de recogida más utilizados en la actualidad son la recogida mecanizada y la neumática. El sistema de recogida mecanizada en contenedores de cuatro ruedas distribuidos por manzanas o grupos de viviendas es el más utilizado actualmente en España. Supone un mayor esfuerzo de desplazamiento para el usuario, pero permite reducir los tiempos de la operación de recogida, aumentando el rendimiento de los operarios.

En cuánto al sistema de recogida neumática de residuos, es un sistema desarrollado en la década de los 60 en Suecia y que representa una alternativa ante la imposibilidad de introducir vehículos recolectores en algunas zonas urbanas. Este tipo de recogida es cada vez más popular en España y ya está siendo utilizado en el Anillo

Olímpico de Barcelona o el casco antiguo de ciudades importantes como Vitoria y Palma de Mallorca.

#### *II.3.4.3.- Transporte.*

Este proceso comprende las operaciones de carga – transporte – descarga realizándolas en dos fases que son: la recogida de los residuos en la población hasta los puntos de transferencia y su posterior traslado hasta los puntos de tratamiento (incineración, vertederos, etc.) que se tratan en los apartados siguientes.

En España, el tipo de transporte más utilizado es el camión recolector compresor, cuya capacidad varía entre 10 y 20 m<sup>3</sup>. En algunas ocasiones y como consecuencia de las características propias de las zonas en las que operan (vías públicas estrechas, por ejemplo), es necesario recurrir a vehículos de menor tamaño que carecen de capacidad de compresión.



**Fotografía 1. Camión recolector compresor.**

En definitiva, el tipo de vehículo a utilizar para el transporte de los R.S.U. depende de diversos factores como la morfología viaria, la distancia a los puntos de vertido o el tipo de residuo a transportar. La política de la Unión Europea establece

que, dentro del territorio europeo, los residuos deben eliminarse lo más cerca posible del lugar donde se han producido (principio de proximidad), con el fin de minimizar el transporte de residuos para ahorrar recursos y reducir el riesgo de accidentes. Sin embargo, estudios recientes señalan que, en la mayoría de los casos, el transporte no afecta o limita los beneficios medioambientales de las estrategias de reciclaje (Salhofer et al., 2007).

#### *II.3.4.4.- Sistemas de transferencia de residuos.*

En general, los vehículos que realizan la recogida de los residuos son los que efectúan el transporte de los mismos hasta el lugar de eliminación o tratamiento. Este sistema se puede considerar adecuado siempre y cuando las distancias a recorrer por el transporte no sean muy grandes.

Actualmente, los centros de tratamiento de R.S.U. se encuentran cada vez más alejados de los centros urbanos, con el objetivo de no crear ninguna molestia en la población. Como consecuencia de que la distancia es cada vez mayor, en los últimos años se ha hecho necesario el establecimiento de puntos intermedios donde vehículos de gran tonelaje preparados para el transporte de residuos recojan los mismos para transportarlos a su destino final (estaciones de transferencia). De este modo, se aumenta la eficiencia del sistema de recogida y transporte de residuos hasta el centro de tratamiento, disminuyendo los costes del sistema de recogida al minimizar los costes de transporte y al reducir los tiempos muertos ocasionados por el traslado hasta la planta o vertedero.

Las estaciones de transferencia con compactación son las más idóneas para realizar esta operación y se basan en introducir los residuos en contenedores mediante equipos hidráulicos, de modo que queden compactados en su interior con índices aproximados de 500 - 700 kg/m<sup>3</sup>.

La implantación de una estación de transferencia requiere una fuerte inversión económica, que varía en función de los requerimientos que se le impongan y del grado de infraestructura disponible en el lugar de ubicación. En cualquier caso, es obligada la

realización previa de un detallado estudio económico acerca de las posibles alternativas. En este tipo de análisis es necesario comparar el procedimiento general de recogida y transporte directo al centro de eliminación con la implantación de la estación de transferencia para determinar la conveniencia o no de la instalación de la misma. En general, se estima que es necesaria una planta de transferencia cuando se genera una cantidad importante de residuos y el centro de tratamiento se encuentra a una distancia superior a 25 km.

#### *II.3.4.5.- Métodos de tratamiento de los residuos sólidos urbanos.*

La selección del método de tratamiento adecuado a cada caso requiere un conocimiento de las características del problema a resolver, incluyendo la situación de los centros productores de R.S.U., los posibles puntos de tratamiento y el conocimiento de las características de los residuos a tratar.

La etapa final de la gestión de los residuos tiene tres variantes posibles, dependiendo de las características que se acaban de mencionar. En términos generales, los componentes de los residuos podrán ser transformados con la finalidad de obtener nuevos productos con otras aplicaciones (compostaje y biometanización), valorizados energéticamente con el único propósito de convertirlos en combustible con el que poder generar energía (gasificación, hidrogenación, pirólisis, oxidación y, en algunos casos, la incineración) o eliminados.

##### *II.3.4.5.1. Transformación: compostaje y biometanización.*

El compostaje se puede definir como la descomposición rápida e incompleta de materias orgánicas sólidas y húmedas mediante el empleo de microorganismos aerobios en condiciones controladas. La materia orgánica fermentada, denominada "compost" es un material sin problemas sanitarios que se puede utilizar para abonar suelos, alimentar ganado, construir carreteras, obtener combustibles, etc. En cambio, al no ser suficientemente rico en elementos esenciales, no puede ser considerado como fertilizante

El compostaje permite la eliminación de residuos industriales o municipales que tengan una elevada proporción de materia orgánica, obteniendo un producto final, el compost, que tiene un valor residual, por lo que puede venderse. En España, los residuos domésticos presentan un elevado porcentaje de materia orgánica, por lo que son adecuados para la aplicación de este tratamiento. Además, si se explota adecuadamente no produce molestias, por lo que puede colocarse próximo a los centros productores de residuos, lo que deriva en una disminución de los costes de transporte.

En este proceso es fundamental una correcta gestión del mismo, no sólo desde el punto de vista de la explotación de la instalación, sino también de la explotación comercial del producto resultante, ya que los costes de inversión inicial y explotación son elevados. Por lo tanto, sólo se puede situar en zonas con una demanda suficiente del producto final, como es el caso de la Región de Murcia, donde ante la intensa actividad agrícola de la zona, el compost es un producto muy demandado. Es por ello, que en la Región se sitúa una de las plantas de compostaje más importantes de Europa, que tiene una capacidad de 140.000 toneladas al año (Aguilera et al., 2005).

En algunas ocasiones, los lodos de las depuradoras de agua (EDAR) son mezclados con la fracción orgánica de los residuos urbanos, puesto que los primeros tienen un gran contenido en microorganismos que degradan la materia orgánica y, consecuentemente, se acelera el proceso de compostaje.

En cuanto a la biometanización, éste es un proceso que consiste en la fermentación anaeróbica de materia orgánica en ausencia de oxígeno y bajo condiciones controladas. El proceso convierte moléculas orgánicas complejas en un gas combustible (biogás) compuesto principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Pero además de este gas, durante el proceso de fermentación anaeróbica también se origina un producto de consistencia pastosa, rico en materia orgánica, denominado digestato, al que se le atribuyen una serie de propiedades fertilizantes, ya que actúa mejorando parte de las características físicas del suelo (aumenta la retención de la humedad y la cantidad de infiltración de agua).

La composición de este producto sufrirá importantes variaciones dependiendo del tipo de materia orgánica que es degradada, aunque en términos medios se encuentra constituido por un 85% de materia orgánica, un 2,6% de nitrógeno y presenta un porcentaje inferior al 2% de fósforo y potasio (Rodríguez et al.,2000).

La biometanización presenta una serie de ventajas con respecto al resto de métodos de tratamiento de residuos, puesto que durante su desarrollo no se producen ningún tipo de pestilencias y, además, el hecho de que se trate de un proceso anaeróbico favorece la minimización de los microorganismos perjudiciales para la salud humana y la animal en un período reducido.

Los residuos más utilizados como alimentación en una planta de biometanización son los lodos procedentes de las depuradoras, la fracción orgánica de residuos urbanos, agrícolas como por ejemplo la piel de naranja (Martín et al., 2010), o industriales. Los purines también suelen ser tratados en plantas de biometanización.

Para que la biometanización se pueda producir, se requiere de unas estructuras selladas que permitan mantener bajo control determinados parámetros como el pH, la presión o la temperatura durante la fermentación, llamadas biodigestores. Además, estas construcciones también se requieren ante la necesidad de crear un ambiente sin oxígeno para el desarrollo de las bacterias anaeróbicas.

#### II.3.4.5.2. Eliminación: incineración y vertederos controlados.

Existen dos métodos principales de eliminación de los residuos, la incineración de los mismos en plantas incineradoras o su disposición en vertederos controlados. La incineración es el método más aconsejable desde un punto de vista medioambiental, ya que permite obtener una cantidad de energía mucho mayor que la obtenida mediante los vertederos controlados, aunque bajo una perspectiva económica los vertederos controlados son más recomendables (Assamoi et al., 2012). La incineración en los distintos tipos de hornos existentes: de parrillas, de lecho fluido y hornos rotativos, permite efectuar la combustión de los residuos de forma prácticamente completa, reduciéndose por término medio un 90% su volumen y hasta un 70% su peso.



Fotografía 2. Planta incineradora de R.S.U. de Son Reus (Mallorca).

Como consecuencia del proceso de la incineración, se generan varios tipos de residuos, las **cenizas de hogar** o **escorias** (generadas por la incineración total o parcial que se descarga en las parrillas del horno), cenizas volantes (residuos constituidos por aquellas partículas que son arrastradas por la corriente de gases al exterior de la cámara de combustión) y **lodos**.

En España existen un total de diez plantas incineradoras, con una capacidad de tratamiento actual que supera los dos millones de toneladas al año, lo que supone aproximadamente un 10% del volumen anual de residuos sólidos urbanos generados (Feal, 2001).

El reciclado de los residuos procedentes de la incineración conlleva un procesamiento bastante elaborado desde un punto de vista técnico y medioambiental. En España, en la actualidad, el reciclaje de este tipo de residuos es muy reducido y se produce de forma puntual, mientras que en otros países europeos como es el caso de Alemania o Dinamarca, la reutilización, principalmente de las escorias, supera el 60%.

Las escorias procedentes de las plantas incineradoras de residuos sólidos urbanos, si presentan una granulometría adecuada, se están reutilizando para la producción de cemento, ladrillos o bloques de hormigón prefabricado (Siddique, 2010).

Además, también pueden ser utilizadas en la ejecución de terraplenes o firmes de carreteras (Xue et al., 2009).

En cuanto a las ventajas e inconvenientes de la utilización de un proceso de incineración como método de eliminación de los R.S.U., cabe destacar la importante reducción del volumen de residuos, permitiendo la reducción del tamaño de vertedero necesario, así como el volumen de residuos a transportar a él. La incineración no es un método completo, ya que no es aplicable a los residuos incombustibles, por lo que, en cualquier caso, exige un vertedero para eliminar definitivamente las cenizas producidas. Es un proceso que se caracteriza por el elevado coste de inversión inicial y de funcionamiento. Desde el punto de vista ambiental, el principal problema es la contaminación atmosférica asociada al método de incineración.

Respecto a los vertederos controlados, éstos se consideran controlados cuando se toman las medidas oportunas para evitar todo lo que sea nocivo o molesto para la población y el entorno. El vertido controlado consiste en la colocación de los residuos sobre el terreno extendiéndolos en capas de poco espesor y compactándolos para disminuir su volumen. Además, los residuos se cubren diariamente con material adecuado para minimizar los riesgos de contaminación ambiental y para favorecer la transformación biológica de los materiales fermentables.

Dentro de la estrategia europea relativa a la gestión de residuos, el vertedero se considera la última opción en dicha gestión, ya que los residuos que son depositados en vertedero no pueden ser aprovechados de ninguna forma y generan una gran cantidad de impactos ambientales en relación con las emisiones a la atmósfera de los gases que contribuyen al efecto invernadero, la contaminación de los lixiviados y otros problemas de contaminación como olores, daños a la vegetación, etc.

Para minimizar estos impactos, los factores que deben ser controlados en este tipo de vertederos son los siguientes (Vaquero, 2004):

- **Elección de un emplazamiento adecuado.** Esta elección se debe realizar en base al estudio del medio natural (características propias del terreno, existencia de acuíferos, etc.) y del medio social (opinión pública,

desvalorización económica de la zona, etc.). Se suelen utilizar terrenos baldíos o antiguos emplazamientos de minas o canteras.

- **Protección de las aguas superficiales y subterráneas.** La protección de las aguas superficiales se realiza principalmente evitando la entrada de agua al vertedero mediante cunetas perimetrales. Por otra parte, para evitar la contaminación de las aguas subterráneas, es importante conocer la impermeabilidad del terreno para evitar la fuga de lixiviados hacia los acuíferos subterráneos.
- **Protección contra la diseminación de objetos volantes.** Se evita en gran parte gracias a la cubrición diaria de los residuos. Se suelen colocar barreras fijas o móviles que impiden que en el frente de vertido se produzca este problema.
- **Protección visual.** Al igual que en el caso anterior, una correcta cubrición diaria mejora sensiblemente el impacto visual de un vertedero controlado. Además, se suelen colocar barreras visuales a lo largo del perímetro de la instalación.
- **Protección contra incendios y olores.** De nuevo, la cubrición diaria controla los problemas relativos a los incendios y a los olores.
- **Protección contra los gases.** La cubrición con tierra tiene como consecuencia la creación de un ambiente anaerobio ya que el oxígeno interno se consume rápidamente, por lo que la materia se degrada con la consiguiente producción de gases. Es importante la construcción de chimeneas de ventilación conforme se avanza en la explotación del vertedero.
- **Protección contra la circulación libre tanto de personas como de animales.** De acuerdo con el Real Decreto 1481/2001, los vertederos deben tener valladas sus instalaciones. De este modo, se evita la entrada de personas ajenas al mismo y de algunos tipos de animales. Además, la cubrición diaria debe tener un espesor mínimo de 20 centímetros para evitar las larvas de insectos y la penetración por parte de roedores y pájaros.

La principal ventaja de los vertederos controlados es económica, pero puede presentar numerosos problemas medioambientales si no se controlan exhaustivamente todos los factores que se acaban de mencionar.

Transcurrido un cierto tiempo y concluidas las actividades en el vertedero por alcanzar su máxima capacidad, se procede a la clausura y sellado, para posteriormente reforestar y restaurar la zona de modo que esta pueda ser empleada para otros usos.

#### II.3.4.5.3. Otros métodos de tratamiento.

Los métodos de tratamiento descritos a continuación, cuyo uso está menos extendido que los descritos con anterioridad, se utilizan para valorizar energéticamente los R.S.U.

- **Pirólisis:** es un proceso por el cual la materia orgánica de los R.S.U. sufre una descomposición química por medio del calor (550 – 1100 °C) y en ausencia de aire que permite producir gas, líquidos (aceites, ácidos, alcoholes), alquitrán, carbón y cenizas. Parte de estos productos tienen un valor económico como combustibles. Algunas de las ventajas del tratamiento de los R.S.U. mediante pirólisis son, la reducción del volumen de materia orgánica en más del 90%, el tratamiento de plásticos, gomas y cauchos sin problemas de funcionamiento como ocurre en las incineradoras y la ausencia de contaminación del medioambiente (Arena, 2012). Sin embargo, también presenta varias desventajas como que es un proceso endotérmico, es decir, necesita aporte de energía y que, desde un punto de vista económico, requiere altas inversiones y presenta unos costes de operación elevados.
- **Gasificación:** consiste en la oxidación parcial del residuo, que se produce al someterlo a temperaturas elevadas (entre los 600 y los 1.500 °C según el proceso utilizado) en una atmósfera con menos oxígeno del necesario para alcanzar una combustión completa y con adición de agua o vapor de agua. La gasificación posee múltiples ventajas, como son la versatilidad en la valorización del residuo, un considerable rendimiento eléctrico y un escaso impacto ambiental.
- **Hidrogenación:** la hidrogenación de la celulosa presente en los residuos urbanos permite la transformación de ésta en productos combustibles. Pero para que esta transformación se produzca se requiere de la presencia de monóxido de carbono y agua a una temperatura de 400 °C y sometidos a una

presión de 300 atmósferas, además del empleo de una gran variedad de catalizadores.

- **Oxidación:** mediante el empleo de oxidantes y oxígeno atmosférico a presión y temperaturas que se encuentran cercanas a los 300 °C, se logra oxidar la materia orgánica en suspensión o disolución acuosa presente en los residuos, con la consiguiente obtención de agua, dióxido de carbono y compuestos orgánicos simples.

### *II.3.5.- Principales problemas de los vertederos de residuos sólidos urbanos.*

Las emisiones de un vertedero y sus impactos medioambientales potenciales están estrechamente relacionados con el tipo de residuo vertido, con la modalidad de vertedero y con la tecnología empleada. El objetivo que se pretende conseguir es minimizar estos impactos medioambientales mediante la aplicación de las nuevas tecnologías. El conocimiento actual sobre las emisiones de los vertederos, fundamentalmente lixiviados y gases, proviene de vertederos que reciben una mezcla de diferentes tipos de residuos y que cubren principalmente los primeros 25 años de funcionamiento del vertedero. Por lo tanto, este conocimiento se puede definir como insuficiente, ya que sólo abarca una pequeña parte de las muchas combinaciones posibles de los tipos de residuos y de vertederos, del mismo modo que las emisiones provocadas por los mismos pueden durar cientos de años, mientras que el periodo de tiempo conocido es muy inferior. Es de vital importancia destacar que, si bien existen muchos impactos ambientales a corto plazo, los de mayor importancia desde un punto de vista medioambiental son aquellos que tienen consecuencias a largo plazo y que generalmente están relacionados con los lixiviados y el gas de vertedero (Laner et al., 2012).

#### *II.3.5.1.- Lixiviados.*

Se define como lixiviado a cualquier líquido que percole a través de los residuos depositados y que rezume desde o esté contenido en un vertedero (RD1481/2001). El origen de los lixiviados puede atribuirse a muchos factores, incluyendo el líquido producido en la descomposición de los residuos, o el extraído por presión de los residuos almacenados aunque, en su mayor parte, el lixiviado está formado por el agua

que entra en el mismo desde fuentes externas (drenaje superficial, lluvia, aguas subterráneas, aguas de manantiales, etc.).

La emisión de lixiviados se caracteriza por su cantidad y composición. La cantidad de lixiviados depende principalmente de las precipitaciones y de la evapotranspiración. El potencial de formación del lixiviado puede valorarse mediante la preparación de un balance hidrológico de cada vertedero. Esto implica la suma de todas las cantidades de agua que entran en un vertedero y la resta de las cantidades consumidas en las reacciones químicas y la cantidad que sale en forma de vapor de agua. La cantidad potencial del lixiviado es la cantidad de agua en exceso sobre la capacidad de retención de humedad de los materiales del vertedero.

El balance de agua en el vertedero se hace sobre la situación de los residuos antes del sellado, a fin de obtener valores máximos de referencia sobre la capacidad de generación de lixiviados. Una vez sellado el vertedero, al eliminarse prácticamente por completo las entradas de agua, la formación de lixiviados irá reduciéndose gradualmente.

En cuanto a la composición de los lixiviados, esta dependerá de varios factores (Lufti, 2003), entre ellos se destacan los siguientes:

- Naturaleza del residuo: es el factor con una influencia más directa, ya que los contaminantes presentes en el lixiviado proceden de los residuos depositados.
- Edad del vertedero: marca claramente la composición de los lixiviados. Incluso se podría estimar la caracterización del lixiviado en función de la relación entre la DBO<sub>5</sub> y la DQO (Kulikowska y Klimiuk, 2008).
- Método de explotación del vertedero: grado de compactación, tipo de cubrición, recirculación del lixiviado, etc.
- Tratamiento previo del residuo.
- Clima.

Uno de los principales problemas que condiciona la gestión de los vertederos controlados, es la generación de volúmenes de lixiviados con altas concentraciones de contaminantes. Los problemas de gestión de estas instalaciones están ligados, en

muchos casos, a la falta de previsión en la determinación de estos volúmenes, así como de la caracterización y tratamiento de los lixiviados (Gómez y Antigüedad, 1997).

El alto poder contaminante de los lixiviados hace necesario un tratamiento adecuado, previo a su destino final. Este tratamiento dependerá del origen, composición y producción del lixiviado, mientras que la disposición final variará de acuerdo con el tratamiento recibido, como: vertido a aguas superficiales, descarga en estaciones depuradoras de aguas residuales, descargas sobre pilas de compostaje o descarga sobre el propio vertedero.

Por lo tanto, los lixiviados pueden ser eliminados en instalaciones exteriores al vertedero, mediante su transporte en camiones cuba, o eliminados "in situ" utilizando alguno de los sistemas siguientes:

- Reincorporación al vertedero, mediante regado con ellos de la capa exterior, para disminuir su cantidad por evaporación y aumentar la rapidez del proceso de fermentación.
- Depuración "in situ", lo cual exige la construcción de la correspondiente estación de tratamiento. Los sistemas más utilizados en la actualidad son las membranas de ultrafiltración (Ahmed y Lan, 2012) y osmosis inversa, aunque también se emplean tratamientos biológicos en función de las características del lixiviado (Renou et al., 2008).
- Almacenamiento en balsas poco profundas (lagunas) para favorecer la evaporación natural. Es necesario eliminar posteriormente los fangos obtenidos.
- Solidificación por adsorción química. Este sistema permite obtener material inerte, similar a la tierra, que puede utilizarse como material de recubrimiento en el propio vertedero.

En resumen, el tratamiento de los lixiviados producidos en un vertedero debe considerarse como un aspecto más de la gestión del mismo, para lo cual, deben analizarse los aspectos medioambientales, productivos, etc. para conseguir el mejor tratamiento posible, siendo éste en muchas ocasiones la combinación de dos o tres de los anteriormente citados.

En relación a los impactos ambientales provocados por los lixiviados, el principal es la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas. Los efectos que se producen son el agotamiento del oxígeno en parte de las aguas superficiales, la asfixia de las crías de peces debido a la acumulación de sustancias oxidantes del hierro en las branquias, alteraciones en la flora y fauna del fondo y toxicidad del amoníaco para los peces. Una correcta ubicación del vertedero, así como un control cuidadoso del lixiviado y de la evacuación de las aguas pueden prevenir los casos de contaminación de las aguas superficiales por el lixiviado.

El riesgo de contaminación de las aguas subterráneas constituye probablemente el impacto medioambiental más severo asociado a los lixiviados de los vertederos. Esto ha llevado a la impermeabilización del vertedero y a la instalación de sistemas de recogida de lixiviados y plantas de tratamiento. Los casos de contaminación de las aguas subterráneas suelen estar relacionados con antiguos vertederos en los que no existe medida alguna de control de la migración del lixiviado al nivel freático y siempre en acuíferos arenosos.

#### *II.3.5.2.- Biogás.*

Los gases de vertedero, o biogás, se caracterizan tanto por su cantidad como por su composición. Ambos factores dependen en gran medida de la edad del vertedero. La fase inicial aerobia, inmediatamente posterior al vertido del residuo, sólo dura unas pocas semanas, mientras que la fase ácida, en la que se forman altas concentraciones de ácidos grasos, y la fase inicial metanogénicas, en la que empieza la producción de metano, duran normalmente varios meses. La duración de las últimas fases puede ir desde años hasta décadas, dependiendo de la composición del residuo y de la tecnología de vertido empleada (Villarrubia y Villarrubia, 2001).

Los gases producidos por la fermentación anaerobia de la materia orgánica de los residuos constituyen un problema difícil de resolver. Los compuestos gaseosos mayoritarios producidos en un vertedero son: anhídrido carbónico (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), amoníaco (NH<sub>3</sub>) y sulfuro de hidrógeno (SH<sub>2</sub>).

La generación del biogás crea en el interior del vertedero una sobrepresión que provoca su difusión hacia la atmósfera, la cual es modulada por la variación meteorológica de la presión atmosférica del exterior. Dependiendo de la cantidad de residuos orgánicos biodegradables depositados en el vertedero la producción de gases puede ser importante y también larga. Este biogás puede emerger por las fisuras del terreno, por lo que es imprescindible la salida controlada y la recogida del mismo (Mavropoulos y Kaliampakos, 2011). De esta manera se evita su acumulación en espacios cerrados, con el consiguiente peligro de explosión y de incendio, y se evita su salida a la atmósfera, dado que el metano es uno de los principales gases causantes del efecto invernadero.

El rendimiento de las captaciones de gas instaladas en los vertederos se suele evaluar del orden del 50% del biogás generado (Holm-Nielsen et al., 2009), liberándose a la atmósfera el resto. El biogás captado se suele utilizar como combustible en turbinas de gas para generar energía eléctrica o como combustible para las propias instalaciones del vertedero o industrias cercanas. En vertederos de R.S.U. de grandes dimensiones resulta especialmente rentable su aprovechamiento. Por ejemplo, el biogás producido en el vertedero único para todo el Principado de Asturias (COGERSA, 2011) se utiliza como combustible para generar energía eléctrica suficiente para abastecer tanto al resto de instalaciones de tratamiento de residuos de las que disponen, como para la venta a la compañía eléctrica.

Las infraestructuras básicas para la recogida de los gases producidos son:

- Impermeabilización total de las paredes del vertedero con lo que los gases se ven obligados a pasar por los pozos de extracción.
- Construcción de los pozos de extracción de gases conocidos como chimeneas de desgasificación que atraviesan la masa de residuos.

En cuanto a los principales impactos provocados por el biogás, éstos se detallan a continuación:

- Efecto invernadero. Los gases producidos durante los procesos de fermentación que tienen lugar en los vertederos están constituidos mayoritariamente por

metano y por dióxido de carbono, los cuales contribuyen significativamente al efecto invernadero.

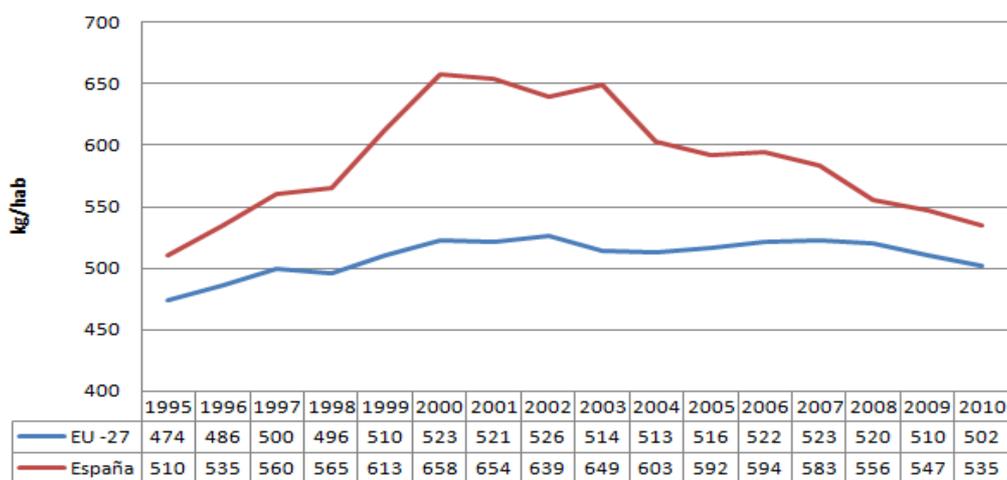
- Reducción de la capa de ozono. La presencia en el biogás de hidrocarburos clorados y fluorados que pueden alcanzar la estratosfera, donde el átomo de cloro se separa provocando la ruptura de la molécula de ozono.
- Compuestos orgánicos volátiles (COV 's) en el aire. Se originan a partir de la degradación microbiológica del residuo y de los compuestos químicos volátiles orgánicos vertidos junto con los residuos urbanos. El cloruro de vinilo y el benceno se consideran los compuestos más críticos debido a sus efectos cancerígenos (Giusti, 2009).

### ***II.3.6.- Producción de residuos sólidos urbanos en España y Europa.***

Los cambios sociales que se han producido durante los últimos 30 años han tenido consecuencias directas sobre los residuos y su gestión. Entre estos cambios de tipo social destaca una mayor concentración de la población en núcleos urbanos y un abandono progresivo de la agricultura y de la ganadería. También cabe destacar un profundo cambio en la estructura familiar y en los hábitos de consumo. Esta situación se ha traducido en un notable incremento de la cantidad de residuos sólidos urbanos (RSU) per cápita (Seoánez, 2000), aunque parece que la tendencia al alza en la generación de R.S.U. se ha aminorado en los últimos años.

Según recogen las estadísticas de Eurostat (Eurostat, 2012) reflejadas en la figura 3, el crecimiento económico en España durante los últimos años estuvo acompañado de un aumento en la generación de residuos urbanos, sin embargo se observa cómo, a partir del año 2004, se inició un cambio de tendencia con un descenso en dicha generación. Estos resultados indican un ligero acercamiento al objetivo general que recoge el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) 2008 - 2015 de modificar la tendencia del crecimiento de la generación de residuos (España, 2009). Si se analiza la variación en la producción de R.S.U. entre el año 2000, año en el que se registra la mayor tasa de generación de residuos y el año 2010, que es el último año sobre el que se tienen datos, se observa que en estos 10 años la generación de R.S.U. per cápita en nuestro país ha descendido alrededor de un 25%, mientras que en el conjunto

de la Unión Europea la tasa de generación de residuos se ha mantenido mucho más constante. A pesar de no haber descendido la tasa de generación de R.S.U. en Europa en estos últimos 10 años, si que se detecta, al igual que ha ocurrido en España, un punto de inflexión entre 2004 y 2006, que ha desembocado a que en el año 2010 esta tasa sea prácticamente la misma que la registrada en Europa diez años atrás.



**Figura 3. Evolución de la generación de R.S.U. en España y en Europa.**

**Fuente: Eurostat, 2012.**

Atendiendo a los últimos datos publicados por Eurostat, el análisis comparativo para el año 2010 sitúa a España en una situación intermedia si se compara con el resto de países europeos, tal y como se refleja en la Figura 4. Su tasa de generación de residuos sólidos urbanos (502 kg/hab) es muy inferior a la de otros países como por ejemplo Chipre (760 kg/hab) o Suiza (707 kg/hab), pero también muy superior a la tasa de generación registrada en países como Polonia (315 kg/hab) o la República Checa (317 kg/hab).

A este respecto se presenta en el siguiente epígrafe un estudio de la intensidad de generación de R.S.U. con relación al crecimiento económico, con el fin de contextualizar estos datos, y dar una aproximación a la evolución de la ecoeficiencia según este indicador.

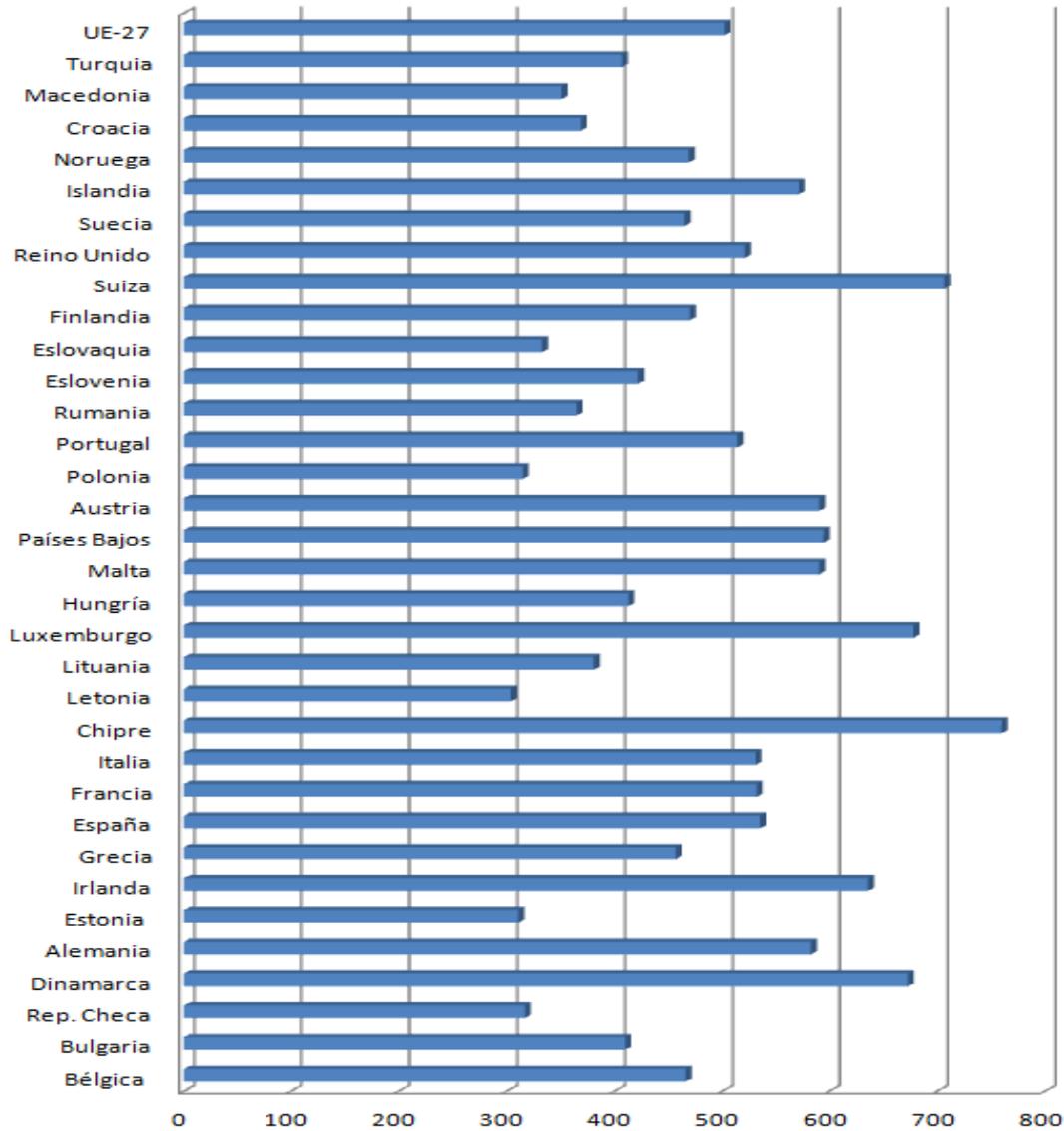


Figura 4. Tasas de generación de R.S.U. en Europa durante el año 2010 (Kg pc).

Fuente: Eurostat, 2012.

A nivel nacional, y de acuerdo con los datos publicados por el Instituto Nacional de Estadística para el año 2009 (INE, 2011) que se muestran en la tabla 3, en España se recogieron 443,9 kilogramos de residuos urbanos mezclados por persona y año, siendo las comunidades autónomas de Cantabria y Navarra las que registraron mayores valores per cápita de residuos mezclados (con 528,4 kg y 523,2 kg, respectivamente). En el extremo opuesto se situaron la Comunidad Valenciana (con 380,9 kg), y Cataluña (con 396,8 kg).

|                       | Residuos mezclados<br>(kg/hab·año) |
|-----------------------|------------------------------------|
| Andalucía             | 476,1                              |
| Aragón                | 458,0                              |
| Asturias              | 444,1                              |
| Baleares              | 490,1                              |
| Canarias              | 478,9                              |
| Cantabria             | 528,4                              |
| Castilla y León       | 455,3                              |
| Castilla La Mancha    | 484,4                              |
| Cataluña              | 396,8                              |
| Com. Valenciana       | 380,9                              |
| Extremadura           | 406,5                              |
| Galicia               | 404,0                              |
| Madrid                | 459,0                              |
| Murcia                | 471,1                              |
| Navarra               | 523,2                              |
| País Vasco            | 471,0                              |
| Rioja, La             | 426,2                              |
| <b>Total nacional</b> | <b>443,9</b>                       |

Tabla 3. Recogida de residuos urbanos per cápita por comunidad autónoma. Año 2009.

Fuente: INE, 2011.

### II.3.7.- *Ecoeficiencia e intensidad de residuos sólidos urbanos*

El concepto de ecoeficiencia recoge la idea de crear más bienes y servicios utilizando menos recursos naturales y/o generando menos residuos (Schmidheiny, 1992). Según esta definición, la ecoeficiencia se alcanzará con una producción que reduzca progresivamente tanto los impactos ambientales como el uso de recursos por unidad de output, lo que conlleva los siguientes aspectos relevantes (Martínez - Paz y Martínez - Carrasco, 2011):

- La reducción en la intensidad material de bienes y servicios.
- El descenso de la intensidad energética de bienes y servicios.
- La mínima generación de materiales tóxicos y/o la reducción de su dispersión.
- El máximo uso de recursos renovables.
- Un aumento de la vida útil de los productos.
- La mejora de la reciclabilidad de los productos.
- Incrementar la intensidad de servicio de los productos.

Con el fin de analizar estos aspectos, en los últimos años se viene proponiendo la construcción de indicadores de asociación entre los impactos ambientales y el nivel de actividad económica, en lo que se ha venido llamando indicadores dinámicos de la sostenibilidad (OSE, 2012). Según sea la evolución de tal indicador se podrá dar un primer diagnóstico sobre la sostenibilidad del sistema económico analizado: si disminuyen se estará mostrando una disociación entre el incremento de la producción y el uso de recursos o producción de deshechos; cuando aumente se pondrá de manifiesto una superasociación, es decir, una mayor intensidad unitaria en el consumo del recurso. Así pues, no se trata de mostrar la evolución del valor de la variable ambiental objeto de estudio, sino analizar la dinámica de su comportamiento relativo en el sistema económico (Martínez – Fernández y Esteve, 2009).

Dado el tema del trabajo y en este punto es necesario considerar la intensidad en la generación de RSU en la Región de Murcia, comparándolo con su referente natural, el comportamiento del mismo en toda España. Pero además una dimensión dinámica ya presentada, enriquece el análisis con una perspectiva estática regional, al comparar la intensidad de generación de residuos por Comunidades Autónomas, mediante unos índices de especialización.

#### *II.3.7.1.- Especialización regional.*

En la tabla 4 se presentan los datos de participación en el PIB, en la población, y en la cantidad de R.S.U. mezclados y totales, incluyendo también las cifras globales en el total de los mismos.

| %                  | PIB                        | Población                | R.S.U. Total     | R.S.U Mezclados  |
|--------------------|----------------------------|--------------------------|------------------|------------------|
| Andalucía          | 13,60                      | 17,76                    | 18,04            | 19,08            |
| Aragón             | 3,10                       | 2,88                     | 2,95             | 2,96             |
| Asturias           | 2,20                       | 2,32                     | 2,27             | 2,31             |
| Baleares           | 2,50                       | 2,34                     | 2,48             | 2,58             |
| Canarias           | 3,90                       | 4,50                     | 4,65             | 4,89             |
| Cantabria          | 1,30                       | 1,26                     | 1,40             | 1,50             |
| Castilla y León    | 5,40                       | 5,48                     | 6,38             | 5,62             |
| Castilla La Mancha | 3,40                       | 4,45                     | 4,65             | 4,82             |
| Cataluña           | 18,50                      | 15,99                    | 15,45            | 14,22            |
| Com. Valenciana    | 9,70                       | 10,90                    | 9,46             | 9,35             |
| Extremadura        | 1,70                       | 2,36                     | 1,96             | 2,16             |
| Galicia            | 5,20                       | 5,98                     | 5,19             | 5,44             |
| Madrid             | 18,00                      | 13,66                    | 14,46            | 14,21            |
| Murcia             | 2,60                       | 3,09                     | 3,03             | 3,34             |
| Navarra            | 1,70                       | 1,35                     | 1,69             | 1,58             |
| País Vasco         | 6,20                       | 4,65                     | 5,00             | 4,95             |
| Rioja, La          | 0,70                       | 0,69                     | 0,64             | 0,66             |
| Ceuta y Melilla    | 0,30                       | 0,33                     | 0,30             | 0,35             |
| Total nacional     | 100,00                     | 100,00                   | 100,00           | 100,00           |
| Total              | 1.047.831<br>millones de € | 46.745.807<br>habitantes | 24.758.113<br>Tm | 20.341.700<br>Tm |

**Tabla 4. Participación en el PIB, población, R.S.U. totales y mezclados de CC.AA. sobre el total nacional (2009).**

**Fuente: elaboración propia.**

A partir de los datos anteriores, resulta sencillo el cálculo de un indicador de especialización por CC.AA. dividiendo su participación en el volumen de R.S.U (ya sean totales o mezclados) por su participación en la producción o en la población. En ambos casos, un indicador superior a 100 supone un comportamiento relativo negativo del territorio en cuestión, ya que indica el porcentaje en que se supera la media nacional en la generación de residuos, una vez corregido por su tamaño relativo. Los resultados de estos indicadores se presentan en la tabla 5.

|                    | R.S.U.<br>Total/PIB | R.S.U.<br>Total/Poblac. | R.S.U.<br>Mezclados/PIB | R.S.U.<br>Mezclados/Poblac. |
|--------------------|---------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------------|
| Andalucía          | 132,65              | 101,58                  | 140,29                  | 107,43                      |
| Aragón             | 95,16               | 102,43                  | 95,48                   | 102,78                      |
| Asturias           | 103,18              | 97,84                   | 105,00                  | 99,57                       |
| Baleares           | 99,20               | 105,98                  | 103,20                  | 110,26                      |
| Canarias           | 119,23              | 103,33                  | 125,38                  | 108,67                      |
| Cantabria          | 107,69              | 111,11                  | 115,38                  | 119,05                      |
| Castilla y León    | 118,15              | 116,42                  | 104,07                  | 102,55                      |
| Castilla La Mancha | 136,76              | 104,49                  | 141,76                  | 108,31                      |
| Cataluña           | 83,51               | 96,62                   | 76,86                   | 88,93                       |
| Com. Valenciana    | 97,53               | 86,79                   | 96,39                   | 85,78                       |
| Extremadura        | 115,29              | 83,05                   | 127,06                  | 91,53                       |
| Galicia            | 99,81               | 86,79                   | 104,62                  | 90,97                       |
| Madrid             | 80,33               | 105,86                  | 78,94                   | 104,03                      |
| Murcia             | 116,54              | 98,06                   | 128,46                  | 108,09                      |
| Navarra            | 99,41               | 125,19                  | 92,94                   | 117,04                      |
| País Vasco         | 80,65               | 107,53                  | 79,84                   | 106,45                      |
| Rioja, La          | 91,43               | 92,75                   | 94,29                   | 95,65                       |
| Ceuta y Melilla    | 100,00              | 90,91                   | 116,67                  | 106,06                      |

Tabla 5. Indicadores de especialización de cada C.C.A.A. (2009).

Fuente: elaboración propia.

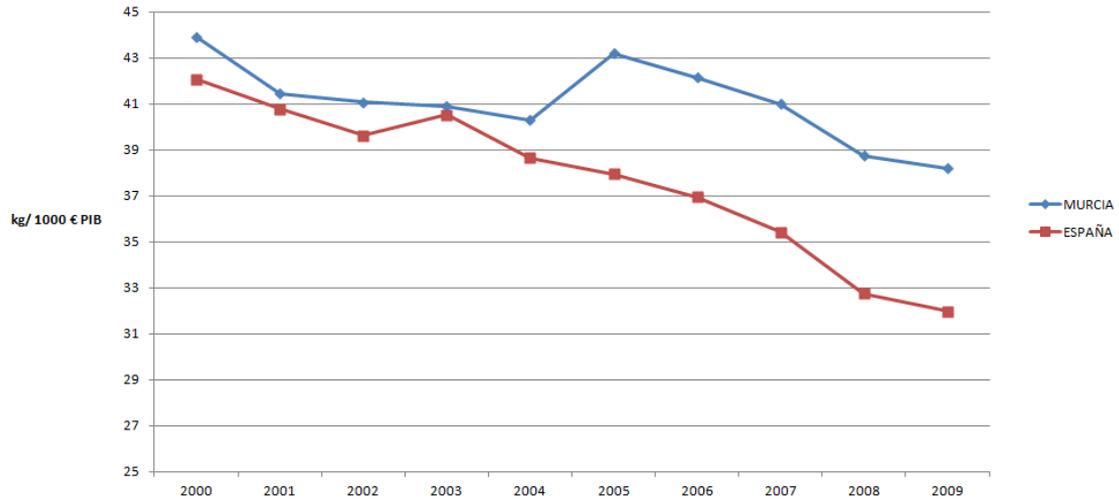
Respecto a la intensidad ponderada por el nivel económico, cabría destacar que las divergencias observadas están relacionadas con el nivel de desarrollo económico del territorio, siendo las regiones menos eficientes en la generación de residuos las menos desarrolladas económicamente. Este hecho es el esperado dado que como ya se ha comentado, la generación de RSU, al ser fundamentalmente una actividad generada en el ámbito doméstico y parcialmente en servicios, no recoge los residuos generados por las actividades económicas del sector primario y secundario que si participan, sin embargo en el denominador del ratio presentado. Así, pese a que sea éste el indicador más utilizado para una comparación dinámica, para un análisis estático, se muestra más eficaz el nivel de generación de residuos (en sus dos vertientes) ponderado por la cifra de población, que no adolece de este sesgo.

Analizando este segundo índice se observa como, en general, la tendencia se invierte y son las comunidades más desarrolladas económicamente las que presentan una mayor generación de residuos per cápita, lo cual estaría en principio indicando que el proceso de desarrollo económico de nuestro país aún no ha alcanzado la fase de desacoplamiento de elevación del nivel de vida y elevación de la generación de residuos. Ahora bien, esta última consideración no ha de confundirse con la insostenibilidad o no del modelo de desarrollo, como pone de manifiesto el análisis del último indicador calculado, la generación de RSU no reciclados por habitante. Atendiendo a este último indicador se observa como las divergencias se amortiguan, lo que significa que los territorios que más residuos per cápita generan son a su vez los que más fracción reciclan y viceversa.

En cuanto a la Región de Murcia, su nivel de generación de residuos per cápita es ligeramente inferior al de la media nacional (98,06), pero la fracción de los mismos reciclado es también sensiblemente menor, como muestra el hecho de que el indicador de especialización en generación de residuos mezclados, supere en más de 8 puntos a la media nacional, si bien, como veremos en el epígrafe siguiente, esta brecha se ha venido reduciendo en la última década.

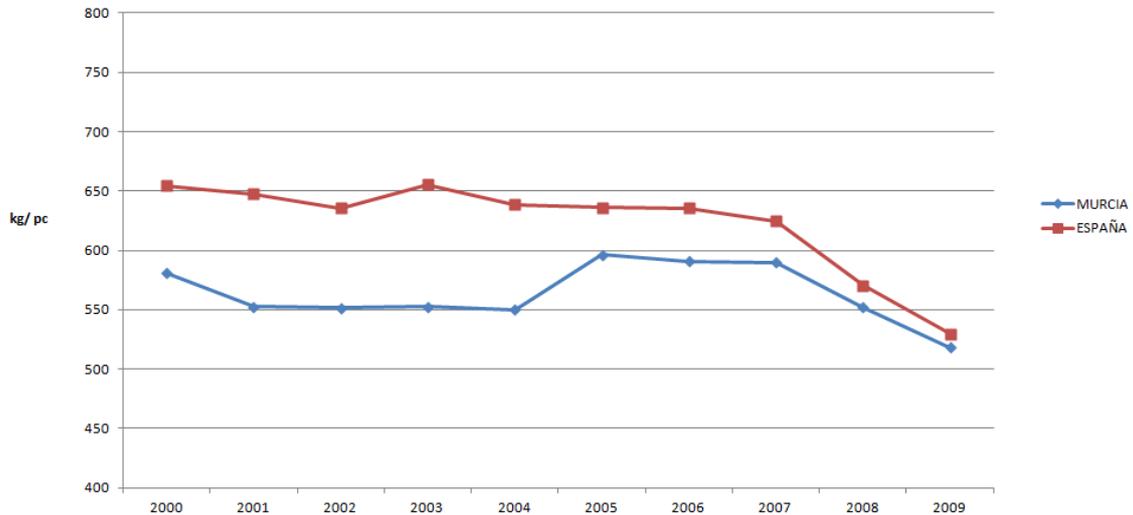
#### *II.3.7.2.- Evolución de la ecoeficiencia.*

El análisis anterior adquiere ahora un carácter dinámico, analizándose la evolución de los indicadores de intensidad en la generación de residuos e intensidad de reciclado, tanto por unidad de PIB como per cápita. Se presentan los datos tanto de la Región de Murcia como, y como ya se ha señalado, su referente nacional. Las figuras 5 y 6 representan la intensidad de generación de RSU, por unidad de PIB y por persona.



**Figura 5. Intensidad de generación de R.S.U. por unidad de PIB.**

Fuente: elaboración propia.



**Figura 6. Intensidad de generación de R.S.U. per cápita.**

Fuente: elaboración propia.

El análisis de ambos indicadores conduce a conclusiones similares a las indicadas en el análisis estático del epígrafe anterior, es decir, Murcia se muestra más ineficiente que España en la generación de residuos según su intensidad económica, pero más eficiente si se tiene en cuenta su generación per cápita. El análisis dinámico nos muestra que existe un desacoplamiento progresivo en ambos casos y para ambos territorios, indicativo a priori de un avance hacia un modelo más sostenible.

Si se analiza a continuación la cantidad de estos R.S.U que son recogidos selectivamente, se observa como en este caso surgen muchas dudas respecto a su sostenibilidad, como queda de manifiesto en las figuras 7 y 8.

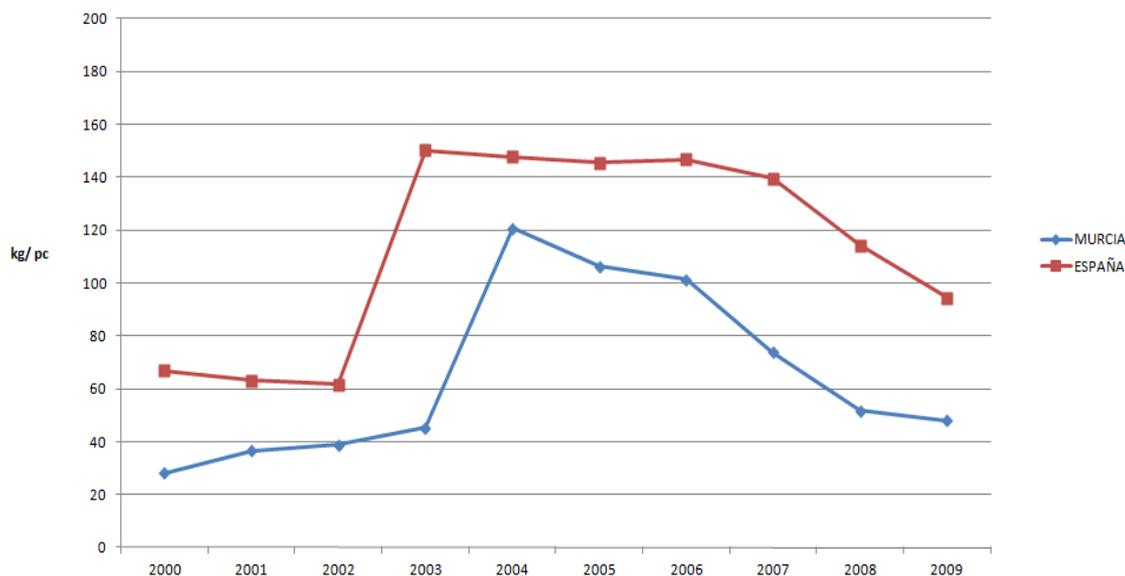


Figura 7. Intensidad de generación de R.S.U. recogidos selectivamente por unidad de PIB.

Fuente: elaboración propia.

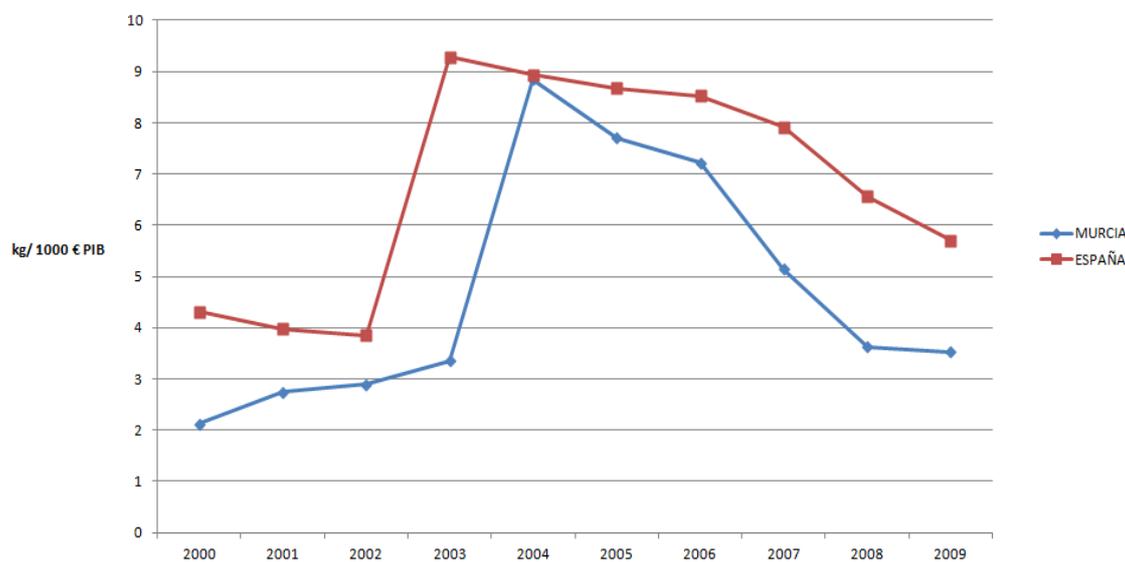


Figura 8. Intensidad de generación de R.S.U. recogidos selectivamente per cápita.

Fuente: elaboración propia.

Tanto en el caso de tener en cuenta la intensidad económica, como en el caso de la intensidad per cápita, y para ambos territorios, los indicadores tienen un comportamiento variable y no se ve una tendencia hacia su crecimiento (como sería lo

deseable) ya que, si bien los niveles medios son mejores a finales del periodo analizado que al principio, en los últimos años se tiende a un descenso del volumen relativo de residuos que se reciclan.

#### **II.4.- Legislación sobre residuos y vertederos.**

El ámbito legislativo se ha visto afectado por cambios derivados de la integración de España en la Unión Europea, lo que ha obligado a incorporar abundante normativa sobre la gestión de los R.S.U. Es de particular interés en el tema de los residuos hacer una visión retrospectiva de la evolución de la reglamentación que ha venido impulsando su gestión, puesto que incluso para los iniciados en estos temas es interesante constatar la forma en que se ha ido construyendo una estructura legislativa de enorme envergadura y complejidad, tal y como puede verse en la Normativa vigente sobre residuos y vertederos que se presenta en el Anexo I de esta memoria.

#### **II.5.- Perspectivas futuras de los vertederos de residuos sólidos urbanos.**

La eliminación de residuos en vertedero es la última opción a considerar dentro de la jerarquía de las posibilidades en tratamiento de residuos de la Unión Europea, con el fin de continuar siendo una opción ambiental, económica y socialmente viable para la gestión de dichos residuos (Pires et al., 2011). Los vertederos, con sus características y peculiaridades propias, deben adaptarse a los exigentes criterios establecidos en la normativa comunitaria y cumplir con los estándares europeos más avanzados.

A pesar de los cambios realizados en los últimos años en materia de políticas de gestión de residuos (más reciclado, más tratamiento y eliminación selectiva de los diferentes tipos de residuos), el sistema de gestión de R.S.U. más utilizado a día de hoy en España es el depósito en vertederos, ya que más del 50% de los residuos generados en nuestro país son eliminados de este modo. Además, solamente 63 de los 147 vertederos existentes en España disponen de un sistema de captación de gases que permite producir energía eléctrica (MIRM, 2011). Por lo tanto, la mayor parte de los

vertederos españoles siguen emitiendo a la atmósfera una gran cantidad de los gases que se generan en ellos.

Con objeto de solucionar este problema, se implantó en Europa y en España desde hace ya algo más de diez años, legislación que establecía las condiciones que debían cumplirse en el vertido de residuos, definiendo tanto los criterios para la selección de los emplazamientos de los vertederos, como las condiciones de explotación y el sellado y posterior control de los mismos.

A raíz de aquello, se empezaron a aplicar los criterios “multibarrera” a la hora de seleccionar emplazamientos adecuados para la ubicación de los vertederos: lugares con elevada impermeabilidad natural o, en su defecto, el uso de materiales que dotaran de una impermeabilidad artificial equivalente, control de las afecciones a las aguas superficiales y subterráneas, recogida y tratamiento de los lixiviados, generados, limitación de la cantidad de materia orgánica degradable que se puede depositar en ellos, etc.

El Real Decreto 1481/2001, con la intención de reducir drásticamente la generación de biogás en los vertederos, determinaba los porcentajes de disminución de la cantidad total de residuos biodegradables, destinados a vertederos para diferentes espacios temporales, y exigía su recolección, tratamiento y aprovechamiento siempre que fuera posible. En caso contrario, el biogás se debería quemar. Además, se fijaba el procedimiento de clausura y el de mantenimiento posclausura, cuyo plazo en ningún caso debería ser inferior a 30 años.

Investigaciones recientes señalan la posibilidad de repuntes en las emisiones, entre los 70 y los 90 años después del sellado, y que para que los residuos estén totalmente estabilizados pueden llegar a pasar siglos (Laner et al., 2012). Además, en el PNIR (Plan Nacional Integrado de Residuos) se incluye una Estrategia de Desvíos de Residuos Biodegradables de Vertederos, en la que se establecen una serie de objetivos para potenciar la recogida selectiva, incluida la de materia orgánica, de modo que se evite la disposición de la misma en los vertederos.

Por todo ello, es obvio que en los próximos años el diseño de los vertederos variará de forma drástica, ya que el uso de criterios “multibarrera” no será suficiente, y sólo deberán ser admitidos en los vertederos residuos con un índice de biodegradabilidad lo suficientemente bajo como para considerarlos bioestabilizados.

Un paso previo a la disposición del residuo en el vertedero será la aplicación de tratamientos biológico - mecánicos de bioestabilización/biosecaado, de forma que se aprovecha el calor desprendido en la fermentación aeróbica de la materia orgánica para estabilizar/secar el resto de los residuos. Los residuos,, una vez bioestabilizados, pueden rellenar el vertedero sin generar biogás, ni producir lixiviados propios, ya que los residuos depositados están secos. El objetivo es convertir estos vertederos de material bioestabilizado en biorreactores activables, es decir, vertederos reactores donde se activa la materia orgánica de degradación para que se genere biogás en un corto de espacio de tiempo y controlando la reacción a voluntad. Su uso está muy extendido en los EE.UU., y mucho menos en Europa, aunque en España ya se ha instalado el primer vertedero controlado operado como biorreactor en Alcalá del Río (Sevilla).

En un vertedero convencional, la tasa de recolección de biogás puede alcanzar a lo sumo valores que rondan los 100 Nm<sup>3</sup> de biogás por tonelada de residuo, y durante un periodo de tiempo de unos 15 - 20 años, mientras que en los biorreactores activables no se produciría dispersión de gases en la atmósfera ya que, cuando se activa y se empieza a producir biogás, la celda ya está sellada, de forma que se podrían recuperar entre 180 y 200 Nm<sup>3</sup>/t de residuo en un periodo de tiempo mucho más breve (4 - 6 años).

La secuencia de explotación de un biorreactor activable presenta cinco fases (Martínez Centeno, 2009):

- Vertido. Se depositan los residuos bioestabilizados en el vertedero.
- Activación. Se procede a la activación y generación del biogás, con alto contenido en metano, que puede aprovecharse para generar energía eléctrica.

- Mineralización. Una vez ya ha fermentado la fracción renovable, el material que queda en la celda está compuesto por materiales muy estables, que se vuelven a estabilizar soplando aire con el objetivo de su total mineralización.
- Extracción y Reutilización. Se plantean dos opciones, clausurar la celda y preparar otra celda nueva encima de la anterior, o bien, retirar los materiales de la celda original y volver a iniciar el ciclo en la fase primera.

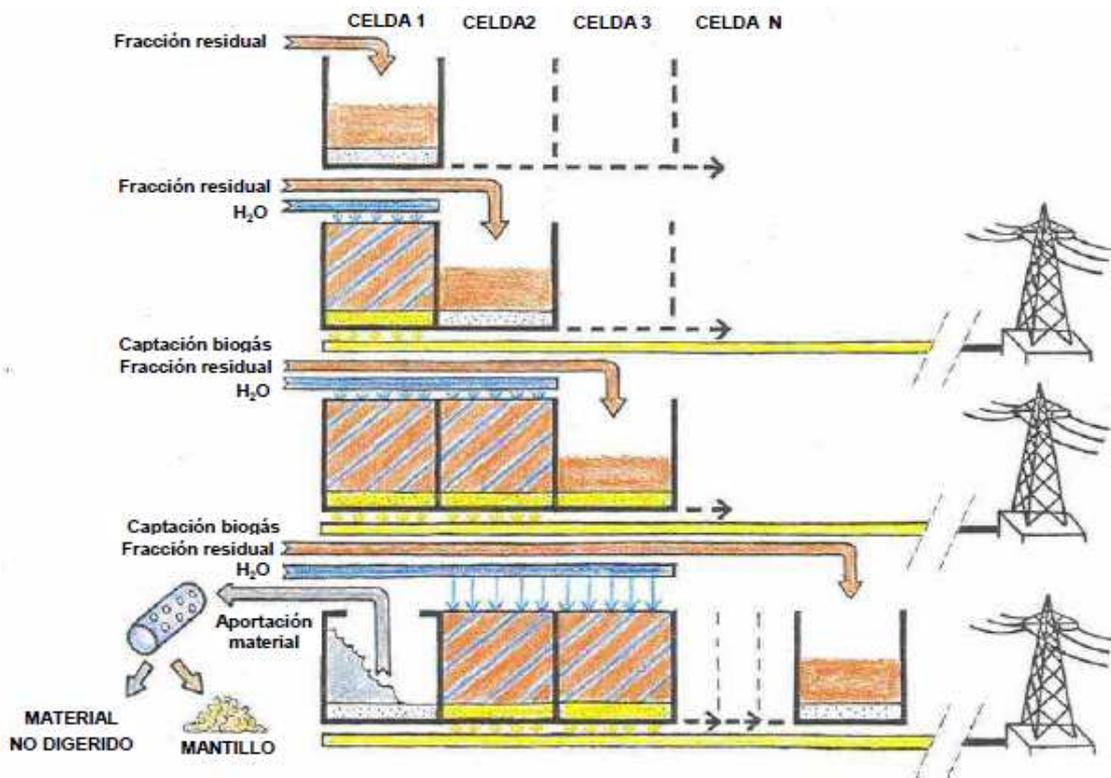


Figura 9. Secuencia de funcionamiento de un biorreactor.

Fuente: Martínez Centeno, 2010.

Las principales ventajas de este tipo de vertederos reactores son:

- Acelera la estabilidad del residuo.
- Optimiza la generación de biogás.
- Atenúa la toxicidad de los lixiviados.
- Reduce la incidencia de los gases de efecto invernadero.
- Minimiza el volumen de los residuos.
- Incrementa la generación de energía de carácter renovable.
- Minimiza los costes de mantenimiento postclausura.

- Incrementa la disponibilidad de superficies para otros usos.
- Elimina el riesgo del repunte de la generación de gases muchos años después de la clausura del vertedero.

En definitiva, si se controla exhaustivamente la explotación del vertedero con el objetivo de maximizar el beneficio económico que se produce como consecuencia de la menor necesidad de espacio, del importante ahorro derivado del tratamiento de los lixiviados, y el ahorro de costes asociados a los impactos medioambientales y a la reducción de los riesgos a largo plazo, se puede considerar que este tipo de vertederos son económicamente atractivos comparados con los vertederos controlados tradicionales (Berge et al., 2009).

## Capítulo III

# Balance hídrico en un vertedero de residuos sólidos urbanos. El modelo HELP.

### III.1.- Balance hídrico en un vertedero de residuos sólidos urbanos.

Para poder conseguir una óptima gestión y control de los lixiviados que se generan en un vertedero de R.S.U., es imprescindible conocer de manera aproximada los caudales y, por tanto, el volumen de lixiviados que se generan. Para ello, es necesario establecer el balance hídrico del vertedero.

Este balance consiste en estimar las entradas y las salidas totales de líquidos en el vertedero durante un determinado periodo de tiempo. El problema surge como consecuencia de que los factores que intervienen en el balance hídrico varían en función del tiempo y también varían en función del tipo de residuos vertidos.

A pesar de la dificultad manifiesta en el cálculo de un balance hídrico preciso, dicho balance es calculado cada vez más en vertederos de R.S.U., ya que nos permite conocer una serie de información muy importante para su gestión (Gómez Martín, 1997), como es:

- Tamaños ideales de celdas (tales que la generación de lixiviados sea mínima).

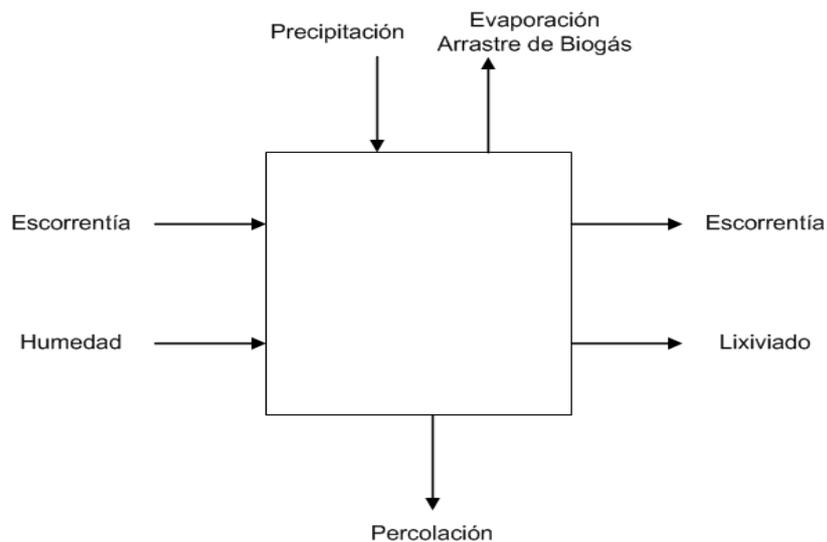
- Predicción de volúmenes y niveles de lixiviados.
- Evaluación de la efectividad de sellados realizados.
- Obtención de parámetros hidráulicos de los residuos.

Los balances se utilizan en el caso de vertederos de nueva construcción o de ampliaciones de vertederos, al objeto de dimensionar los sistemas de drenaje de los lixiviados.

El balance hídrico aplicado a vertederos se deriva de la ecuación de balance estándar de agua definida para cualquier sistema hidrológico:

$$\text{Entradas} - \text{Salidas} = \Delta S$$

En el caso de un vertedero, las entradas y las salidas dependerán de las características del mismo, número y tipo de capas que lo conforman, tipo de cobertura superficial y de impermeabilización del vaso, tipo de vegetación en la superficie, etc. Pero también dependen, y no en menor medida, de las condiciones climáticas del lugar donde se ubica el vertedero (precipitación, temperatura, radiación solar, velocidad del viento, humedad relativa, etc.).



**Figura 10. Esquema del balance hídrico de un vertedero de R.S.U.**

**Fuente: elaboración propia.**

A partir del esquema anterior, podemos considerar como entradas en el balance (Lobo, 2003) las correspondientes a la precipitación (P), la escorrentía superficial (E) y la humedad inicial propia de los residuos vertidos (H). Mientras que las salidas dentro de este balance serían la evapotranspiración (ET), el agua arrastrada por el biogás ( $A_{gas}$ ), la escorrentía superficial (E), el lixiviado generado (L) y la percolación (I). Además, también debe ser tomada en consideración, el agua generada como consecuencia de los procesos biológicos que se producen en el interior del vertedero ( $A_{gen}$ ).

Como consecuencia de todo lo anterior, el balance quedaría definido de la siguiente forma:

$$\Delta S = (P + H) - (ET + L + I + E + A_{gas}) + A_{gen}$$

A continuación, se analizan brevemente los distintos elementos del balance:

- Precipitación (P)

La cantidad, intensidad, frecuencia y duración de la precipitación influye directamente en la generación de lixiviados. En la mayoría de las ocasiones, representa la principal fuente de generación de lixiviados.

- Escorrentía superficial (E)

Representa el agua que circula por la superficie del vertedero, en la misma influyen factores similares a los de la escorrentía de las aguas superficiales, solamente que referidos al propio vertedero. También han de considerarse los drenajes superficiales. Los factores más importantes que influyen en la cantidad de escorrentía superficial son el material de cubrición y la pendiente superficial del vertedero.

- Humedad (H)

Representa el contenido máximo de humedad que un suelo o residuo puede retener en un campo gravitacional sin que tenga lugar un escape de agua de la masa sólida. La humedad del residuo influye directamente en la infiltración ya que, cuando el residuo no está saturado, la tasa de infiltración viene regulada por la permeabilidad

de las capas superiores mientras que, cuando éste está saturado, la infiltración depende de la capa de menor permeabilidad.

- Evapotranspiración (ET)

Es la liberación de agua a la atmósfera por dos procesos: evaporación y transpiración. En una superficie libre de agua, la tasa de evaporación depende de las presiones de vapor de agua y del aire circundante. A su vez, ambas presiones de vapor están afectadas por la temperatura del aire y del agua, intensidad del viento, humedad, presión atmosférica, naturaleza y pendiente de la superficie. En la transpiración, además de los factores ambientales físicos, influyen los factores fisiológicos, característicos de la vegetación. En la evapotranspiración se deben diferenciar dos acepciones:

- Evaporación potencial: es la que tendría lugar si el suelo suministrase en todo momento el agua suficiente.
- Evaporación real: es la pérdida de agua teniendo en cuenta la cantidad real de agua disponible para las plantas.

- Percolación (I)

Es la cantidad de agua que excede la capacidad de campo, contenido máximo de humedad, que para un suelo o un residuo escapa de la masa sólida. Generalmente, el volumen de lixiviados coincide con el volumen de percolación.

- Agua generada como consecuencia de los procesos biológicos ( $A_{gen}$ )

En los residuos sólidos urbanos, existe un cierto volumen de lixiviados generado por la descomposición de los propios residuos, que si bien, en la cantidad aportada no es importante, es decisiva en la caracterización química de los lixiviados.

A partir de este balance se han realizado diferentes modelos para estimar la producción de lixiviados. Tal y como se ha comentado con anterioridad, la dificultad de medir o estimar ciertos parámetros como la descomposición de los residuos, la escorrentía o la infiltración, hacen que la aplicación práctica de esta ecuación no sea

fácil, y que sólo se utilice para obtener una aproximación del orden de magnitud de los volúmenes producidos.

Como orden de magnitud, y a través de muchas simplificaciones, se podría estimar una generación de entre 5 y 7,5 m<sup>3</sup>/ha de lixiviados en áreas climáticas con una precipitación media anual de 750 mm (Lutfi, 2003).

### **III.2.- Antecedentes del modelo HELP.**

El modelo HELP surge principalmente como consecuencia de la adaptación del modelo HSSWDS (Hydrologic Simulation Model for Estimating Percolation at Solid Waste Disposal Sites) desarrollado también, al igual que ocurre con el modelo HELP, por la Agencia de Protección Medioambiental de los E.E.U.U. (Perrier y Gibson, 1980; Schroeder y Gibson, 1982). Además, para completar alguno de los módulos que forman parte del HELP, se utilizaron otros ya desarrollados en ese momento, como por ejemplo:

- Modelos desarrollados por el Servicio de Investigación Agrícola de los E.E.U.U. (ARS, U.S. Agricultural Research Service):
  - Modelo CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1980).
  - Modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Arnold et al., 1989).
- Modelo SNOW-17 desarrollado por el NWSRFS (National Weather Service River Forecast System) (Anderson, 1973).
- Modelo de Ablación y Acumulación de nieve (Anderson, 1973).
- Generador climático sintético WGEN (Richardson y Wright, 1984).

A partir de estos modelos nace la primera versión del modelo HELP, la cual implantaba una serie de ventajas muy importantes respecto a su predecesor, el modelo HSSWDS. El modelo HSSWDS modelizaba solamente el sistema de sellado,

despreciando el flujo lateral que se produce a través de las capas de drenaje, y calculando de forma poco precisa el drenaje vertical. En cuanto al cálculo de la infiltración, la percolación y la evapotranspiración, la versión número 1 del modelo HELP utilizó sin apenas modificaciones lo desarrollado en el modelo CREAMS, citado anteriormente. Por otro lado, el cálculo de la escorrentía y de la infiltración estaba basado por lo establecido en el capítulo de Hidrología del Manual elaborado por la USDA (Soil Conservation Service, 1985). En definitiva, la versión número 1 del modelo HELP incorporaba un modelo de drenaje subsuperficial lateral y mejoraba, respecto al modelo HSSWDS (Perrier y Gibson, 1980; Schroeder y Gibson, 1982), los cálculos relativos al drenaje no saturado y a las pérdidas del sistema de impermeabilización. Además, se ofrecía la posibilidad de simular el vertedero en su conjunto, incluyendo los sistemas de recogida de los lixiviados, y el sistema de impermeabilización del vaso.

Esta versión inicial del HELP fue ampliamente testeada, comparando los resultados obtenidos con el modelo con los datos de campo y de laboratorio disponibles. Dentro de estos estudios de validación, destaca la comparación que se hizo de los resultados obtenidos con el mismo frente a los datos reales medidos en 20 celdas de 7 vertederos distintos (Schroeder y Peyton, 1987a), o el estudio de investigación realizado comparando los componentes del drenaje lateral de esta versión inicial con los resultados experimentales obtenidos a través de un modelo físico a gran escala de los sistemas de impermeabilización y de drenaje de un vertedero (Schroeder y Peyton, 1987b). Gracias a estas investigaciones se llegó a la conclusión de que era necesario el desarrollo de una segunda versión que mejorara la anterior a partir de las conclusiones obtenidas.

La segunda versión del modelo (Schroeder et al., 1988a y 1988b) supuso una mejora muy importante respecto a la anterior. El generador climático sintético se modificó de forma que era posible introducir datos diarios de precipitación, temperatura y radiación solar, ya que anteriormente el modelo sólo admitía datos medios mensuales. Además, se incorporó al HELP el módulo de crecimiento vegetativo desarrollado dentro del modelo SWRRB que permite calcular el índice de área foliar (LAI, Leaf Area Index). Del mismo modo, se mejoró la precisión en los cálculos del drenaje lateral y de la conductividad y flujo hidráulico no saturado. Por último, se

incorporaron más datos sobre distintos tipos de suelos, permitiendo el modelo el uso de más capas y la posibilidad de introducirle el contenido de humedad del suelo.

La última versión existente del modelo HELP (1994), y con la que se han realizado los cálculos presentados en esta memoria, tiene muchas novedades frente a la versión anterior, entre ellas:

- Se incrementa el número de capas que pueden ser modeladas.
- Se amplía la base de datos del propio modelo, ya que se añaden nuevos tipos de residuos, geomembranas, geosintéticos, suelos compactados, etc.
- Del mismo modo, se permite al usuario el introducir su propia base de datos sobre distintas texturas de suelo.
- Se añade al modelo la posibilidad de introducir a los cálculos el drenaje subterráneo hacia el vertedero y el porcentaje de lixiviados recirculados.
- Se tiene en cuenta por primera vez las posibles pérdidas que se producen a través de las geomembranas, ya sea por defectos de fabricación o por fallos en la colocación de las mismas.
- Se mejora la estimación de la escorrentía al considerar tanto las pendientes de la superficie del vertedero como la longitud de la misma.
- Se reemplaza el módulo para el cálculo de la fusión de la nieve por un modelo de tipo energético.
- El modelo de cálculo de la evapotranspiración potencial por Priestly-Taylor se cambia por un modelo basado en el método de Penman, incorporando tanto los efectos del viento y de la humedad, como las pérdidas de radiación de onda larga.
- Se incorpora un modelo para suelos helados que mejora la predicción de la infiltración y de la escorrentía en climas muy fríos.
- Por último, se mejora el modelo de cálculo del drenaje vertical no saturado para ayudar en el establecimiento del balance.

Durante todo este tiempo en el que se ha ido desarrollando el modelo HELP, han surgido otros modelos de características similares, pero que hoy en día son mucho menos utilizados que el modelo HELP, entre los que cabe destacar los tres siguientes:

- Modelo SOILINER (1986): fue desarrollado por la GCA Technology Division, Inc., para la Oficina de Residuos Sólidos de la EPA. El modelo predice la tasa de flujo de lixiviados a través de revestimientos de arcillas dada la conductividad hidráulica de las capas, el gradiente hidráulico y la porosidad efectiva. El SOILINER es un método de aproximación de diferencias finitas unidimensional, que resuelve una ecuación de flujo no saturado en dirección vertical. Las características del modelo incluyen la posibilidad de simular múltiples sistemas, el contenido variable de humedad inicial y los cambios de las condiciones de frontera. La salida del modelo es el tiempo de viaje de un contaminante a más de 100 pies de distancia horizontal (Murphy y Garwell, 1998).
  
- Modelo FULFILL (1991): es un programa computarizado unidimensional de diferencias finitas, que utiliza la ecuación de Richards desarrollada por el Centro para la Gestión Medioambiental de la Universidad de Tufts (E.E.U.U.). La documentación del modelo se presenta en la investigación realizada por Arnold (1989). Noble y Arnold (1991) probaron la teoría del flujo no saturado a través de medios porosos en modelos de vertederos simulados a escala de laboratorio, además de la infiltración vertical y los efectos de un aumento capilar. Los resultados se compararon con los del modelo FULFILL y se comprobó que, para los vertederos a escala de laboratorio, el FULFILL permitía predicciones razonables para el transporte de humedad con un aumento capilar (Murphy y Garwell, 1998).
  
- Modelo FILL (Flow Investigation for Landfill Leachate) (1992): es un modelo de dos dimensiones que simula el flujo de humedad en estado transitorio. Esta herramienta es aplicable a la predicción de los caudales de lixiviados a través de los vertederos. El modelo utiliza una ecuación de onda cinemática para calcular la escorrentía, teniendo en cuenta la pendiente y la rugosidad de la

superficie. El análisis de la infiltración se basa en los métodos de solución de Philip (1969).

### **III.3.- El modelo HELP.**

El modelo HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) es un modelo desarrollado por el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos de America para la Agencia de Protección del Medioambiente Norteamericana (EPA, Environmental Protection Agency). Sus propios autores lo definen como un modelo cuasi-bidimensional, ya que además de contener un modelo de drenaje vertical unidimensional, añade un modelo de drenaje lateral unidimensional. La mayoría de los modelos existentes que simulan el balance hídrico de un vertedero evalúan únicamente el flujo en una dimensión (flujo vertical a través de las distintas capas del vertedero) obviando el cálculo de flujos laterales.

Sus principales ventajas, sobre sus precursores, son que tiene en cuenta los procesos de flujo lateral, los flujos a través de los niveles-barrera y el hecho de que modela sistemas multicapas (Gómez y Antigüedad, 1994).

El modelo HELP se desarrolló con el objetivo de crear una herramienta que permitiera evaluar de forma rápida y sencilla las distintas opciones que se pueden dar a la hora de diseñar un vertedero. El modelo puede estimar los distintos componentes del balance hidráulico que se produce en un vertedero, incluyendo el volumen de lixiviados producidos en un determinado periodo de tiempo, o el espesor saturado en las capas. Por lo tanto, los resultados proporcionados por el modelo permiten comparar la generación potencial de lixiviados de distintas alternativas de diseño, con el fin de poder seleccionar aquellos sistemas de drenaje o de recogida de lixiviados más apropiados. Además, la predicción de los volúmenes de lixiviados generados permite dimensionar adecuadamente la balsa de lixiviados.

En la actualidad, es sin lugar a dudas, el modelo más utilizado. De hecho, ha tenido tanta aceptación que se convertido en un requisito obligatorio para la obtención de permisos para la operación de vertederos en los Estados Unidos. Sin embargo, en

nuestro país su uso no está generalizado, y aún no ha sido validado en un número de casos suficiente, con datos procedentes de vertederos reales, como para conocer el grado de exactitud con que modeliza los procesos hidrológicos que tienen lugar.

### ***III.3.1.- Desarrollo conceptual del modelo HELP.***

El modelo HELP está basado esencialmente en un modelo de balance hídrico como el desarrollado en el apartado III.1 de esta memoria. Los procesos que se generan en todo el vertedero están ligados entre sí en un orden secuencial, iniciándose con un balance hídrico en la superficie del relleno, en donde se simula tanto la evapotranspiración del suelo como los drenajes superficiales y los caminos recorridos por el agua. La simulación continúa con la infiltración y el procedimiento mediante el cual el agua pasa a través de las capas del vertedero, hasta ser recogida como lixiviado. De esta forma, la modelación se aplica repetitivamente para cada día del periodo de simulación establecido por el usuario.

Las distintas capas que forman parte de la sección de un vertedero se clasifican según su función hidráulica. En el modelo HELP se pueden distinguir cuatro tipos de capas: capas de percolación vertical, capa de drenaje lateral, línea de barrera de suelo y línea de geomembrana. Por ejemplo, las tierras utilizadas para el cerramiento del vertedero o las capas de residuos se consideran generalmente capas de percolación vertical. Las capas de arena situadas sobre las barreras de impermeabilización se suelen considerar como capas de drenaje lateral. Estas barreras impermeables generalmente formadas con arcillas compactadas se asimilan a las líneas de barrera de suelo. En la figura 11 se muestra un esquema conceptual del modelo HELP.

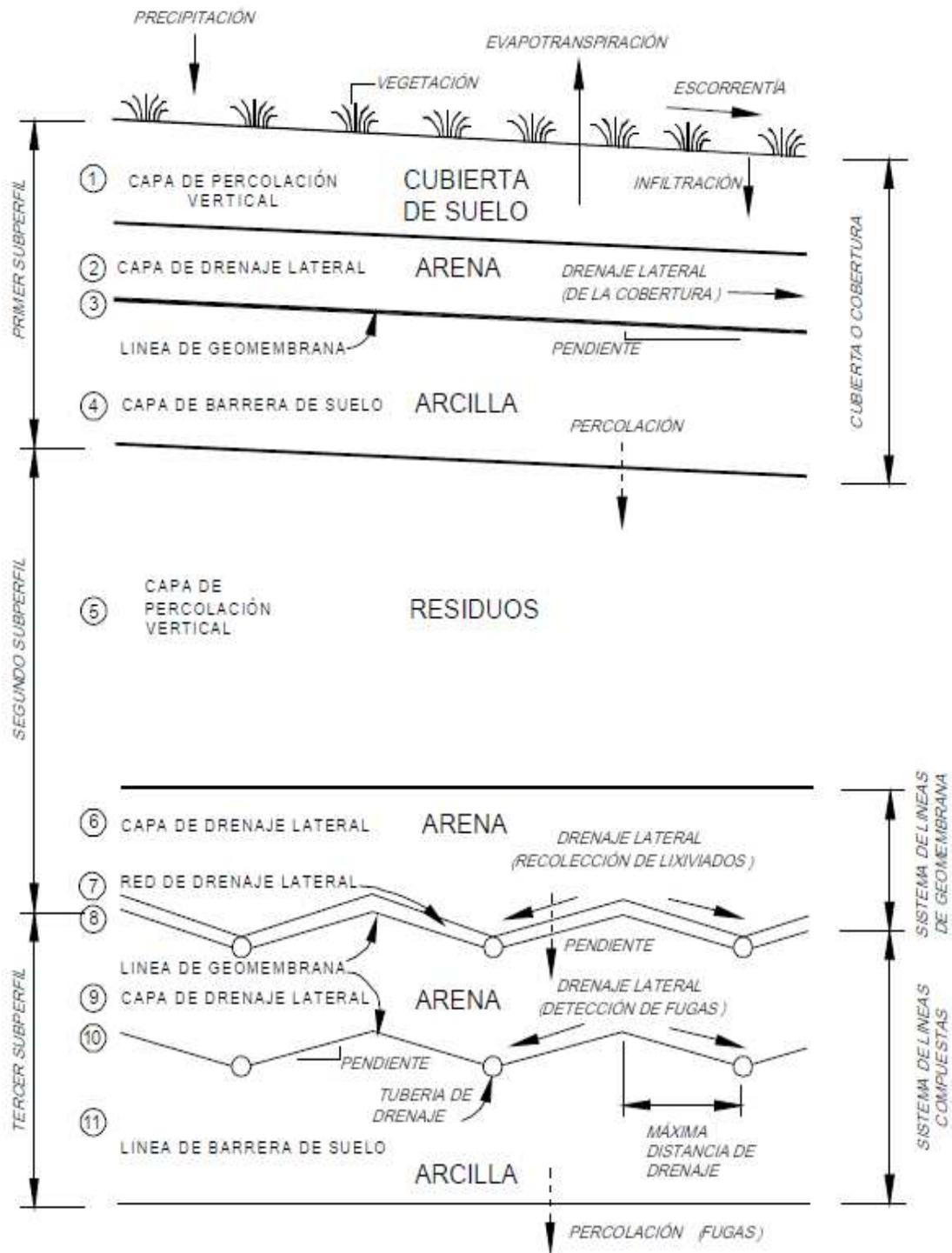


Figura 11. Esquema conceptual del modelo HELP.

Fuente: Vargas Guerrero, 2009.

El flujo que se produce en las capas de percolación vertical (capas 1 y 5 del esquema anterior) es debido al drenaje que se produce por efecto de la gravedad y está afectado por la evapotranspiración. Se asume que el drenaje vertical no saturado se

produce como consecuencia de la gravedad, siempre y cuando el contenido de humedad del suelo sea mayor que la capacidad de campo del mismo. Por lo tanto, la percolación producida en este tipo de capas es función principalmente del contenido de humedad del suelo.

Las capas de drenaje lateral (capas 2, 6, 7 y 9 del esquema anterior) son aquellas cuya función es recoger los lixiviados generados y transportarlos hasta los sistemas de recogida de los mismos. En este tipo de capas, HELP modela el drenaje vertical exactamente igual que en las capas de percolación vertical, pero permitiendo el drenaje lateral saturado. La conductividad hidráulica en este tipo de capas debe ser mayor de  $10^{-3}$  cm/s para poder facilitar el drenaje. En cuanto a la pendiente inferior de la misma, su valor puede variar entre un 0 y un 40%.

Las líneas de barrera de suelo o barreras de impermeabilización (capas 4 y 11 del esquema anterior) tienen como función principal el evitar el flujo vertical. Estas capas presentan conductividades hidráulicas muy inferiores a las del resto de capas, generalmente por debajo de  $10^{-6}$  cm/s. Las pérdidas o fugas en este tipo de capas solamente pueden ocurrir cuando la humedad en la capa superior sea mayor que la capacidad de campo de la barrera. El programa asume que la barrera de impermeabilización está permanentemente saturada y que sus propiedades no varían con el tiempo.

Las geomembranas (capas 3, 8 y 10 del esquema anterior) se sitúan junto a las capas impermeables con el objetivo de reducir todo lo posible las posibles fugas que se pudieran producir. Estas fugas (percolación) se pueden producir como consecuencia de tres factores distintos: difusión de vapor, fallos en la manufacturación de la membrana o defectos a la hora de llevar a cabo la instalación de la misma.

En la figura 12 se recogen de forma esquemática los datos de entrada y salida del modelo HELP, que se desarrollan a continuación.

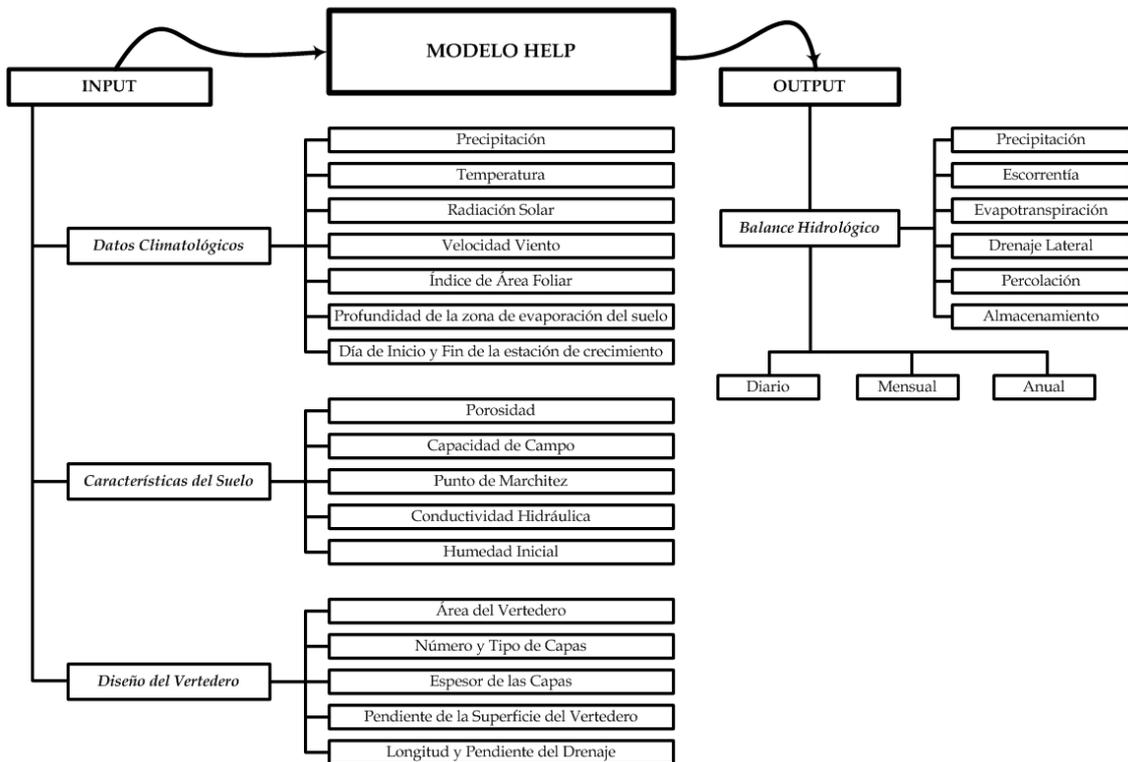


Figura 12. Diagrama de entrada (INPUT) y salida (OUTPUT) de datos en el modelo HELP.

Fuente: elaboración propia.

### III.3.2.- Datos necesarios para la aplicación del modelo.

Para poder obtener una correcta simulación hidrológica, este modelo requiere datos climatológicos diarios, las características del suelo y las especificaciones de diseño del vertedero. Tal y como se describe con mayor detalle más adelante, los datos climatológicos pueden ser suministrados por el usuario o generados estocásticamente a partir de un registro histórico, perteneciente a la base de datos del modelo. En general, la información requerida es la siguiente:

- Datos climatológicos: datos de precipitación, radiación solar, temperatura y evapotranspiración.
- Características del suelo: porosidad, capacidad de campo, punto de marchitez, conductividad hidráulica, humedad inicial y número de curva del SCS.
- Diseño del vertedero: capas, pendiente de la superficie, sistemas de recolección de lixiviados y escorrentías. Con estos datos, el modelo puede construir la

estructura del perfil del vertedero, el cual puede ser de varias capas, que consisten en una combinación de materiales naturales (suelo) y artificiales (residuos, geomembranas).

#### *III.3.2.1.- Datos climatológicos.*

Los datos climatológicos necesarios para ejecutar el modelo HELP se pueden clasificar en cuatro grupos: evapotranspiración, precipitación, temperatura y radiación solar. El modelo proporciona varias posibilidades para poder adaptarse a los datos disponibles por el usuario.

##### **1) Evapotranspiración.**

Para que el modelo calcule la evapotranspiración se deben introducir los siguientes parámetros:

- *Ubicación:* se define introduciendo las coordenadas correspondientes a la longitud y a la latitud del lugar donde se ubica el vertedero.
- *Profundidad de la zona de evaporación:* el usuario debe introducir esta profundidad. Para ello, se pueden utilizar los valores por defecto de los que dispone el modelo, aunque éstos sólo están disponibles para una serie de ciudades de los Estados Unidos. El programa no permite que esta profundidad sea mayor que la distancia desde la superficie hasta la capa impermeable más cercana a la misma y el valor de la profundidad debe ser mayor que cero. Este parámetro se podría definir como la máxima profundidad hasta donde se podría eliminar el agua como consecuencia de la evapotranspiración y por lo tanto, afecta directamente a la capacidad de almacenamiento de agua cerca de la superficie, por lo que tiene una influencia directa en el cálculo de la evapotranspiración y de la escorrentía.
- *Índice de área foliar máximo:* este parámetro varía en función de la cubierta vegetativa que se haya utilizado para el sellado del vertedero y suele variar entre 0 y 5, aumentando conforme la densidad de la vegetación es mayor. Se puede definir este índice como la relación entre la superficie de vegetación que

realmente está transpirando y la superficie total sobre la que crece dicha vegetación (adimensional). El programa proporciona este valor para cualquiera de las ciudades norteamericanas incluidas en su base de datos.

- *Inicio y Final del periodo de crecimiento vegetativo:* depende de la temperatura media diaria y del tipo de vegetación; generalmente, el periodo de crecimiento se inicia cuando la temperatura media diaria sobrepasa los 50 - 55 °F (10 - 12,8 °C) y finaliza cuando esta temperatura vuelve a bajar por debajo de estos valores de referencia. De forma más general, este periodo suele comenzar durante la primavera y finalizar al llegar el otoño.
- *Velocidad media anual del viento.*
- *Humedad relativa media trimestral.*

## 2) Precipitación.

El modelo puede hacer uso de las series de precipitación recogidas en la base de datos propia para más de 100 ciudades americanas y también proporciona la posibilidad de aplicar un generador sintético de precipitación, cuyo funcionamiento será explicado en detalle en apartados posteriores. Para aplicar el modelo fuera de los E.E.U.U., es posible introducir manualmente series de precipitación diaria desde 1 hasta 100 años.

## 3) Temperatura.

Análogamente a la precipitación, el modelo HELP es capaz de generar series sintéticas de temperatura en cualquier ubicación de los EE.UU.; para ello, es necesario introducir al modelo una serie de parámetros como la ubicación o el número de años que se quiere generar. Para aplicar el modelo en otros lugares, HELP permite introducir manualmente datos de hasta 100 años de temperatura diaria.

## 4) Radiación solar.

Del mismo modo que se pueden generar series sintéticas tanto de la precipitación como de la temperatura, se pueden obtener series sintéticas de la

radiación solar. Si no se quiere utilizar la base de datos disponible sobre numerosas ciudades norteamericanas, también se puede introducir los datos de forma manual.

III.3.2.2.- Datos sobre las características de los materiales vertidos.

Tal y como se muestra en la tabla 6, el modelo HELP cuenta con su propia base de datos:

| Classification |  |      | Total Porosity | Field Capacity | Wilting Point | Saturated Hydraulic Conductivity |
|----------------|--|------|----------------|----------------|---------------|----------------------------------|
| HELP           | USDA   | USCS | vol/vol        | vol/vol        | vol/vol       | cm/sec                           |
| 1              | CoS  | SP   | 0.417          | 0.045          | 0.018         | 1.0x10 <sup>-2</sup>             |
| 2              | S  | SW   | 0.437          | 0.062          | 0.024         | 5.8x10 <sup>-3</sup>             |
| 3              | FS   | SW   | 0.457          | 0.083          | 0.033         | 3.1x10 <sup>-3</sup>             |
| 4              | LS   | SM   | 0.437          | 0.105          | 0.047         | 1.7x10 <sup>-3</sup>             |
| 5              | LFS  | SM   | 0.457          | 0.131          | 0.058         | 1.0x10 <sup>-3</sup>             |
| 6              | SL   | SM   | 0.453          | 0.190          | 0.085         | 7.2x10 <sup>-4</sup>             |
| 7              | FSL  | SM   | 0.473          | 0.222          | 0.104         | 5.2x10 <sup>-4</sup>             |
| 8              | L  | ML   | 0.463          | 0.232          | 0.116         | 3.7x10 <sup>-4</sup>             |
| 9              | SiL  | ML   | 0.501          | 0.284          | 0.135         | 1.9x10 <sup>-4</sup>             |
| 10             | SCL  | SC   | 0.398          | 0.244          | 0.136         | 1.2x10 <sup>-4</sup>             |
| 11             | CL   | CL   | 0.464          | 0.310          | 0.187         | 6.4x10 <sup>-5</sup>             |
| 12             | SiCL   | CL   | 0.471          | 0.342          | 0.210         | 4.2x10 <sup>-5</sup>             |
| 13             | SC   | SC   | 0.430          | 0.321          | 0.221         | 3.3x10 <sup>-5</sup>             |
| 14             | SiC  | CH   | 0.479          | 0.371          | 0.251         | 2.5x10 <sup>-5</sup>             |
| 15             | C  | CH   | 0.475          | 0.378          | 0.265         | 1.7x10 <sup>-5</sup>             |
| 16             | Barrier Soil   |      | 0.427          | 0.418          | 0.367         | 1.0x10 <sup>-7</sup>             |
| 17             | Bentonite Mat (0.6 cm)   |      | 0.750          | 0.747          | 0.400         | 3.0x10 <sup>-9</sup>             |
| 18             | Municipal Waste (900 lb/yd <sup>3</sup> or 312 kg/m <sup>3</sup> ) |      | 0.671          | 0.292          | 0.077         | 1.0x10 <sup>-3</sup>             |
| 19             | Municipal Waste (channeling and dead zones)                        |      | 0.168          | 0.073          | 0.019         | 1.0x10 <sup>-3</sup>             |
| 20             | Drainage Net (0.5 cm)  |      | 0.850          | 0.010          | 0.005         | 1.0x10 <sup>-1</sup>             |
| 21             | Gravel   |      | 0.397          | 0.032          | 0.013         | 3.0x10 <sup>-1</sup>             |
| 22             | L*   | ML   | 0.419          | 0.307          | 0.180         | 1.9x10 <sup>-5</sup>             |
| 23             | SiL*   | ML   | 0.461          | 0.360          | 0.203         | 9.0x10 <sup>-6</sup>             |
| 24             | SCL*   | SC   | 0.365          | 0.305          | 0.202         | 2.7x10 <sup>-6</sup>             |
| 25             | CL*  | CL   | 0.437          | 0.373          | 0.266         | 3.6x10 <sup>-6</sup>             |
| 26             | SiCL*  | CL   | 0.445          | 0.393          | 0.277         | 1.9x10 <sup>-6</sup>             |
| 27             | SC*  | SC   | 0.400          | 0.366          | 0.288         | 7.8x10 <sup>-7</sup>             |
| 28             | SiC*   | CH   | 0.452          | 0.411          | 0.311         | 1.2x10 <sup>-6</sup>             |
| 29             | C*   | CH   | 0.451          | 0.419          | 0.332         | 6.8x10 <sup>-7</sup>             |
| 30             | Coal-Burning Electric Plant Fly Ash*                               |      | 0.541          | 0.187          | 0.047         | 5.0x10 <sup>-5</sup>             |
| 31             | Coal-Burning Electric Plant Bottom Ash*                            |      | 0.578          | 0.076          | 0.025         | 4.1x10 <sup>-3</sup>             |
| 32             | Municipal Incinerator Fly Ash*                                     |      | 0.450          | 0.116          | 0.049         | 1.0x10 <sup>-2</sup>             |
| 33             | Fine Copper Slag*  |      | 0.375          | 0.055          | 0.020         | 4.1x10 <sup>-2</sup>             |
| 34             | Drainage Net (0.6 cm)  |      | 0.850          | 0.010          | 0.005         | 3.3x10 <sup>-1</sup>             |

\* Moderately Compacted

(Continued)

|      | Classification                                  | Total Porosity | Field Capacity | Wilting Point | Saturated Hydraulic Conductivity |
|------|---|----------------|----------------|---------------|----------------------------------|
| HELP | Geomembrane Material                            | vol/vol        | vol/vol        | vol/vol       | cm/sec                           |
| 35   | High Density Polyethylene (HDPE)                |                |                |               | $2.0 \times 10^{-13}$            |
| 36   | Low Density Polyethylene (LDPE)                 |                |                |               | $4.0 \times 10^{-13}$            |
| 37   | Polyvinyl Chloride (PVC)                        |                |                |               | $2.0 \times 10^{-11}$            |
| 38   | Butyl Rubber                                    |                |                |               | $1.0 \times 10^{-12}$            |
| 39   | Chlorinated Polyethylene (CPE)                  |                |                |               | $4.0 \times 10^{-12}$            |
| 40   | Hypalon or Chlorosulfonated Polyethylene (CSPE) |                |                |               | $3.0 \times 10^{-12}$            |
| 41   | Ethylene-Propylene Diene Monomer (EPDM)         |                |                |               | $2.0 \times 10^{-12}$            |
| 42   | Neoprene  |                |                |               | $3.0 \times 10^{-12}$            |

Tabla 6. Características básicas de 42 elementos tipo generalmente utilizados en vertederos.

Fuente: Schroeder et al., 1994.

Dentro de las posibilidades que el modelo HELP ofrece en este sentido, está la posibilidad de introducir manualmente las propiedades más importantes de cada uno de los materiales que forman parte del vertedero. Siendo la porosidad total, la capacidad de campo, el punto de marchitez y la conductividad hidráulica, las cuatro características principales que definen la influencia de los mismos en el balance hidrológico del vertedero. Es habitual que el investigador se enfrente a una falta de ensayos sobre estos materiales y, por lo tanto, una ausencia de información en este sentido, para ello, HELP proporciona una base de datos que define todos estos parámetros para 42 tipos distintos de suelos y materiales, y que se muestra en la tabla anterior.

Tal y como se observa en la tabla, estos materiales se clasificaron de acuerdo con dos sistemas de clasificación, el sistema estándares de clasificación de suelos del Departamento de Agricultura de los EE.UU. (USDA) y el sistema de clasificación de suelos unificado (USCS).

*III.3.2.3.- Datos sobre el diseño del vertedero.*

Respecto al diseño del vertedero, el modelo HELP nos permite representar el vertedero objeto de estudio de una forma bastante precisa. En primer lugar, se deben introducir los datos principales sobre el vertedero, como la superficie del mismo, el porcentaje de esta superficie donde se pudiera generar escorrentía, contenido inicial de humedad y contenido inicial de nieve, si este fuera el caso.

A continuación se define la sección del vertedero, para ello HELP permite elegir el tipo de capa de entre las cuatro posibilidades ya mencionadas con anterioridad y, a partir de ahí, definir las características de cada una de las capas. En la tabla anterior no solamente se muestran tipos de suelos, sino que también se pueden seleccionar distintos tipos de geomembranas por defecto.

Para definir de forma manual las capas de drenaje lateral, se deben introducir en el modelo los datos relativos a la longitud máxima de drenaje, pendiente del drenaje en tanto por ciento, porcentaje de lixiviados que se recirculan y capa que recibe dicha recirculación en caso de que esto suceda.

En el caso de las geomembranas, los datos que se pueden introducir son la densidad de los poros, defectos en la instalación, conductividad hidráulica saturada y transmisividad.

Además, se debe introducir el número de curva según el método del SCS (USDA, 1985). Dicho número de curva se puede introducir manualmente, modificado por el modelo en función de la pendiente de la superficie del vertedero y de la longitud de dicha pendiente, o calculado mediante el propio modelo aportando datos como longitud y superficie de la pendiente, características de la capa superior y tipo de cubierta vegetativa.

### *III.3.3.- Métodos de cálculo de los parámetros del modelo HELP.*

Para poder evaluar la aplicación del modelo HELP en climas semiáridos, es muy importante conocer cuales son las ecuaciones que rigen el cálculo de los distintos parámetros por parte del modelo, ya que es posible que alguna de estas ecuaciones no den resultados precisos al ser aplicadas para este tipo de clima. Es por ello que, a continuación, se detallan estos métodos de cálculo.

#### *III.3.3.1.-Generación sintética de datos climáticos.*

Tal y como se describe en apartados anteriores, el modelo HELP requiere tres tipos diferentes de datos meteorológicos que se deben suministrar como valores diarios: la precipitación (lluvia o nieve), radiación solar y la temperatura media del aire. Este modelo necesita de un conjunto de parámetros para simular la evapotranspiración, los cuales son constantes durante la duración de la simulación.

El modelo incorpora una rutina para generar valores diarios de precipitación, temperatura media y radiación solar. Esta rutina fue desarrollada por el USDA Agricultural Research Service (Richardson y Wright, 1984) basándose en un procedimiento descrito por Richardson (1981). En el HELP el usuario tiene la opción de generar datos de precipitación diaria de forma sintética, en lugar de utilizar los datos históricos por defecto o por especificaciones del usuario. Análogamente, también se pueden generar series sintéticas de temperaturas medias diarias y radiación solar. La rutina de generación está diseñada para preservar la dependencia del tiempo, la correlación entre las variables y las características estacionales del clima del área donde se ubica el vertedero.

- ***Precipitación.***

La precipitación diaria se genera utilizando un modelo de distribución gamma, de dos parámetros y una cadena de Markov. Un modelo de la cadena de Markov de primer orden se emplea para generar la ocurrencia de días secos o húmedos. En este

modelo, la probabilidad de lluvia en un día está condicionada por el estado del clima del día anterior. Un día húmedo se define como un día con 0.01 pulgadas de lluvia (0,254 mm) o más.

El modelo requiere dos probabilidades de transición:  $P_i(W/W)$ , probabilidad de un día húmedo sobre un día  $i$ , dado un día húmedo, sobre un día  $i-1$ , y  $P_i(W/D)$ , probabilidad de un día húmedo sobre un día  $i$ , dado un día seco, sobre un día  $i-1$  (Schroeder et al., 1994).

Cuando ocurre un día húmedo, la función de distribución gamma, que describe la distribución de las cantidades de precipitación diaria, se utiliza para generar la cantidad de precipitación. La función de densidad gamma de dos parámetros viene dada por:

$$f(p) = \frac{p^{\alpha-1} e^{-\frac{p}{\beta}}}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)}$$

donde:

$f(p)$  = función de densidad (adimensional)

$p$  = probabilidad (adimensional)

$\alpha$  y  $\beta$  = parámetros de la distribución (adimensional)

$\Gamma$  = función gamma de  $\alpha$  (adimensional)

$e$  = base del logaritmo natural (adimensional)

Los valores de  $P(W/W)$ ,  $P(W/D)$ ,  $\alpha$  y  $\beta$  varían continuamente durante el año para la mayoría de lugares. La rutina generadora de la precipitación usa valores mensuales de los cuatro parámetros. El modelo HELP contiene estos valores mensuales para más de 100 localidades distintas dentro de los Estados Unidos, los cuales fueron calculados por el Agricultural Research Service (ARS), a partir de 20 años (1951 - 1970) de datos de precipitación diaria para cada localidad (Schroeder et al., 1994).

- Temperatura y radiación solar.

Los valores diarios de temperatura máxima, temperatura mínima y radiación solar se generan usando la ecuación:

$$t_i(j) = m_i(j)[X_i(j) \cdot c_i(j) + 1]$$

donde:

$t_i(j)$  = valor diario de la temperatura máxima ( $j = 1$ ), temperatura mínima ( $j = 2$ ), o radiación solar ( $j = 3$ ) (adimensional)

$m_i(j)$  = valor medio en un día  $i$  (adimensional)

$c_i(j)$  = coeficiente de variación en un día  $i$  (adimensional)

$X_i(j)$  = elemento residual generado estocásticamente para un día  $i$

El cambio estacional en las medias y coeficientes de variación se describe por la ecuación armónica:

$$u_i = \bar{u} + C \cdot \cos\left[\frac{2\pi}{365}(i - T)\right]$$

donde:

$u_i$  = valor de  $m_i(j)$  o  $c_i(j)$  en un día  $i$  (adimensional)

$\bar{u}$  = valor medio de  $u_i$  (adimensional)

$C$  = amplitud de la armónica (adimensional)

$T$  = posición de la armónica en días (adimensional)

El Agricultural Research Service (ARS) calculó valores de estos parámetros para las tres variables en días húmedos y secos, a partir de 20 años de datos meteorológicos, en 31 localidades. El modelo contiene valores de estos parámetros para 184 ciudades. Éstos fueron tomados de mapas elaborados por Richardson y Wright (1984).

Los elementos residuales se generan usando un procedimiento que preserve correlaciones seriales importantes y correlaciones cruzadas. La ecuación generadora es:

$$X_i(j) = (A \cdot X_{i-1}(j)) + (B \cdot \epsilon_i(j))$$

donde:

$X_i(j)$  = matriz de  $3 \times 1$  para un día  $i$ , cuyos elementos son residuales de temperatura máxima ( $j = 1$ ), temperatura mínima ( $j = 2$ ), y la radiación solar ( $j = 3$ ).

$\epsilon_i(j)$  = matriz de  $3 \times 1$  de componentes aleatorios independientes para el índice  $j$

$A$  y  $B$  = matrices de  $3 \times 3$ , cuyos elementos están definidos de tal manera que las nuevas secuencias tienen la correlación serial deseada y coeficientes de correlaciones cruzadas.

#### III.3.3.2.-Parámetros de retención de humedad.

El almacenamiento o retención de humedad relativa utilizado en el modelo HELP difiere de las expresiones de contenido de agua que son utilizadas normalmente en la ingeniería. El almacenamiento de agua que utiliza HELP viene dado sobre un volumen base ( $e$ ), es decir, volumen de agua ( $V_w$ ) por volumen total de suelo (masa de suelo, agua y aire) ( $V_t = V_s + V_w + V_a$ ); esta expresión es común en las prácticas de agronomía y física de suelos. En ingeniería, la expresión más utilizada para calcular el contenido de humedad es dado mediante una expresión en masa ( $w$ ), es decir, masa de agua ( $M_w$ ) por masa de suelo ( $M_s$ ). Las dos pueden estar relacionadas entre sí para conocer la densidad de masa seca ( $\rho_{db}$ ) y densidad del agua ( $\rho_w$ ), la gravedad específica de masa seca del suelo ( $g_{db}$ ) (proporción de densidad de masa seca por densidad de agua).

### III.3.3.3.-Conductividad hidráulica.

La conductividad hidráulica puede ser especificada por el usuario o seleccionada de una lista de valores que proporciona por defecto el modelo HELP. Estos valores se utilizan para calcular el almacenamiento de humedad, el drenaje vertical no saturado, la columna de agua en las capas y la evaporación de agua en el suelo. Para calcular tanto los drenajes verticales y laterales, como la percolación de las capas de suelo en el vertedero, el modelo HELP utiliza la conductividad hidráulica saturada y no saturada del suelo, y la de las capas de residuos.

La conductividad hidráulica saturada se utiliza para describir el flujo a través de medios porosos, donde los huecos se rellenan con un fluido (por ejemplo, agua). El valor para cada capa es especificado por el usuario, como dato de entrada. La conductividad hidráulica no saturada se utiliza para describir el flujo a través de una capa cuando los huecos se rellenan tanto con agua como con aire. El modelo calcula la conductividad hidráulica no saturada de cada capa de suelo y de residuos, mediante la siguiente ecuación (Campbell, 1974).

$$K_u = K_s \left[ \frac{\theta - \theta_r}{\phi - \theta_r} \right]^{3 + \left(\frac{2}{\lambda}\right)}$$

donde:

$K_u$  = conductividad hidráulica no saturada (cm/s)

$K_s$  = conductividad hidráulica saturada (cm/s)

$\theta$  = contenido volumétrico de agua existente (vol/vol)

$\theta_r$  = contenido volumétrico de agua residual (vol/vol)

$\phi$  = porosidad total (vol/vol)

$\lambda$  = índice de distribución del tamaño de los poros (adimensional)

El contenido volumétrico de agua residual es la cantidad de agua remanente en una capa bajo succión capilar infinita.

En cuanto a la conductividad hidráulica saturada para materiales con vegetación, el modelo HELP ajusta las conductividades hidráulicas saturadas de las capas de suelo y de residuos en la mitad superior de la zona de evaporación, siempre y cuando las características del suelo hayan sido seleccionadas por defecto de la lista de distintos tipos de suelo que proporciona el modelo. En el caso en el que el usuario establece las características, el modelo no puede realizar estos ajustes. El modelo HELP calcula la conductividad hidráulica saturada de la siguiente forma:

$$(K_s)_v = \begin{pmatrix} 1,0 + 0,5966LAI + 0,132659LAI^2 + 0,1123454LAI^3 \\ -0,04777627LAI^4 + 0,004325035LAI^5 \end{pmatrix} (K_s)_{uv}$$

donde:

$(K_s)_v$  = conductividad hidráulica de materiales, con vegetación en la mitad superior de la zona de evaporación (cm/s)

$LAI$  = índice de área foliar (adimensional)

$(K_s)_{uv}$  = conductividad hidráulica de materiales, sin vegetación en la mitad superior de la zona de evaporación (cm/s)

#### III.3.3.4.-Índice de área foliar y profundidad de la zona de evaporación.

El modelo HELP proporciona una serie de valores, tanto del índice de área foliar como de la profundidad de la zona de evaporación, que son aplicados por defecto por el modelo de acuerdo con la ubicación geográfica del vertedero.

La profundidad de la zona de evaporación está basada en los datos de precipitación, temperatura y humedad de cada región climática. Las estimaciones para profundidad mínima, en términos generales, se basan en la información aportada por distintos autores (Saxton et al., 1971; Thompson y Tayler, 1984, citado en Fleenor, 1993), los cuales aplicaron un modelo de flujo no saturado para suelos limosos desnudos. Por otro lado, las profundidades máximas se estimaron en suelos limosos con una buena cobertura de grama.

Las zonas y los valores del índice de área foliar se basan en las recomendaciones presentes en la documentación del modelo Simulator for Water Resources in Rural Basins (SWRRB) (Arnold et al., 1989), teniendo en cuenta la precipitación y la temperatura.

#### *III.3.3.5.-Escorrentía.*

La transformación lluvia - escorrentía en HELP se modela aplicando el método del número de curva del SCS (Soil Conservation Service), el cual fue incorporado al modelo por las múltiples ventajas que éste presenta, como su amplia aceptación, que requiere unos datos de entrada que generalmente están disponibles, etc. El caudal de escorrentía superficial, producido por una determinada altura de lluvia, se calcula en función de un parámetro de "retención" que representa la capacidad del terreno de recibir agua, sin producir escorrentía. Esta capacidad se establece en relación al contenido previo de humedad del suelo, las características hidrológicas del mismo (capacidad de campo, punto de marchitez y humedad de saturación) y a través del parámetro del "número de curva" (CN). Las características del vertedero, en su papel de cuenca hidrográfica (vegetación, longitud de drenaje, pendiente y tipo de suelo), también intervienen en el cálculo de la escorrentía. Las expresiones y parámetros empleados han sido obtenidos a partir de numerosas experiencias, en Estados Unidos, relacionando valores de lluvia diaria con volúmenes de escorrentía producidos en cuencas con distinto tiempo de concentración y distintas condiciones iniciales. Al final, la escorrentía estimada por el modelo es un resultado de multiplicar la resultante de este método por un "porcentaje de escorrentía" que representa la parte de superficie en la que, por sus pendientes, el agua de lluvia puede escurrir. El resto, será agua infiltrada (Lobo, 2003).

El modelo HELP calcula la escorrentía  $Q_i$ , en un día  $i$ , basándose en la precipitación  $P_i$  de ese día, a partir de la siguiente ecuación:

$$Q_i = \frac{(P_i - 0,2S)^2}{(P_i + 0,8S)}$$

donde:

$Q_i$  = escorrentía actual (mm)

$S$  = factor de retención o almacenamiento (adimensional)

$P_i$  = precipitación neta (mm)

El parámetro de retención,  $S$ , se transforma dentro del número de curva de escorrentía,  $CN$ , cuya relación está dada como:

$$S = \frac{1000}{CN} - 10$$

El modelo permite la configuración del contenido inicial de humedad, ya sea especificada por el usuario o calculada por el modelo. El área de escorrentía y la clase de vegetación, utilizadas para simular la cantidad de agua superficial, también pueden ser editadas.

En el modelo HELP, la precipitación neta es igual a cero cuando la temperatura media es menor o igual a 32 °F (0 °C). Es igual a la precipitación cuando la temperatura media está por encima de 32 °F (0 °C) y la capa de nieve no está presente. O es igual al flujo de salida de la cubierta de nieve, cuando una capa de nieve está presente y la temperatura media está por encima de 32 °F (0 °C) (Schroeder et al., 1994):

$$P_i = \begin{cases} 0,0 \rightarrow T_i \leq 32^\circ F \\ R_i \rightarrow T_i > 32^\circ F, SNO_{i-1} = 0,0 \\ O_i - EMELT_i \rightarrow T_i > 32^\circ F, SNO_{i-1} > 0,0 \end{cases}$$

donde:

$P_i$  = precipitación neta y deshielo disponible para la escorrentía en un día  $i$  (pulgadas)

$T_i$  = temperatura media

$R_i$  = precipitación en un día  $i$  (pulgadas)

$SNO_{i-1}$  = equivalencia de agua de la cobertura de nieve al final del día  $i - 1$  (pulgadas)

$O_i$  = flujo de salida de la cobertura de nieve sujeta a la escorrentía en un día  $i$  (pulgadas)

$EMELT_i$  = evaporación del deshielo el día  $i$  (pulgadas)

### III.3.3.6.-Evapotranspiración potencial.

El método utilizado en el modelo HELP para calcular la evapotranspiración se basa en la propuesta de Ritchie (1972), que utiliza el concepto de evapotranspiración potencial, como base para la predicción de la evaporación del agua superficial, del suelo y de la producida por la transpiración de las plantas. El término "evapotranspiración potencial" se refiere a la cantidad máxima de tasa de evaporación que la atmósfera puede extraer del terreno, en un día.

Con relación a la energía disponible para la evapotranspiración, el modelo utiliza una modificación de la ecuación de Penman (1963).

$$LE_i = PENR_i + PENA_i$$

donde:

$LE_i$  = energía disponible en un día  $i$ , para la evapotranspiración potencial en ausencia de una cubierta de nieve (langleys)

$PENR_i$  = componente de radiación de la ecuación de Penman, en el día  $i$  (langleys)

$PENA_i$  = componente aerodinámico de la ecuación de Penman, en el día  $i$  (langleys)

El primer término de esta ecuación representa la porción de la energía evaporativa disponible, debido al cambio de radiación entre sol y tierra. El segundo término expresa la influencia de la humedad y el viento sobre la energía disponible. Estos dos términos se calculan de la forma siguiente:

$$PENR_i = \frac{\Delta_i}{(\Delta_i + \gamma)} R_{n_i}$$

$$PEN A_i = \frac{15,36\gamma}{(\Delta_i + \gamma)} (1 + 0,148u)(e_{o_i} + e_{a_i})$$

donde:

$\Delta_i$  = pendiente de la curva de presión de saturación de vapor a temperatura media del aire  $i$  en el día  $i$  (milibares por °C)

$\gamma$  = constante de la ecuación del psicrométrica, que se supone constante a 0.68 milibares por °C

$R_{n_i}$  = radiación neta recibida por la superficie en un día  $i$  (langleys)

$u$  = velocidad del viento a una altura de 2 metros ( $km/h$ ) (velocidad anual media del viento utilizada en el modelo)

$e_{o_i}$  = presión de saturación de vapor a temperatura media del aire en un día  $i$  (milibares). Se calcula mediante la ecuación siguiente donde RH es la humedad relativa, y es igual a 1, mientras que  $T_{c_i}$  es igual a la temperatura media del aire en un día  $i$

$$e_{a_i} = 33,8639RH \left[ \left( (0,00738T_{c_i} + 0,8072)^8 (0,000019) \right) 1,8T_{c_i} + 48 \right] + 0,001316$$

donde:

$e_{a_i}$  = presión media de vapor de la atmósfera, en un día  $i$  (milibares), donde RH es la humedad relativa promedio trimestral adimensional, en un día  $i$ , de los datos de entrada o de los días con precipitación, RH = 1

El valor de  $\Delta_i$  se calcula en el modelo usando la ecuación propuesta por Jensen (1973):

$$\Delta_i = 1,9993 \left[ \left( (0,00738T_{c_i} + 0,8072)^8 - 0,0005793 \right) \right]$$

donde  $T_{c_i}$  es la temperatura media de un día  $i$  (°C)

La radiación solar neta ( $R_{n_i}$ ) recibida por la superficie terrestre, es la diferencia entre la radiación total entrante y la saliente, y es calculada en el modelo mediante el método de Hillel (1982) y Jensen (1973), citado en Schroeder et al. (1994).

La evapotranspiración potencial se determina dividiendo la energía disponible,  $LE_i$ , por el calor latente de vaporización,  $L_v$  (o el calor latente de fusión,  $L_f$ , dependiendo del estado del agua evaporada). El calor latente de vaporización es una función de la temperatura del agua. En el modelo HELP, a menos que el agua evaporada proceda de la nieve o de la fusión del deshielo, se utiliza la temperatura media diaria para estimar la temperatura del agua. La evapotranspiración potencial se calcula como:

$$E_{o_i} = \frac{LE_i}{25,4L_v}$$

$$L_v = \begin{cases} 59,7 - 0,0564T_{c_i} & \rightarrow \text{agua} \\ 67,67 - 0,0564T_s & \rightarrow \text{nieve} \end{cases}$$

donde:

$E_{o_i}$  = evapotranspiración potencial de un día  $i$  (pulgadas)

$L_v$  = calor latente de vaporización (para evaporación del agua), o calor latente de fusión (para la evaporación de la nieve) (langleys por milímetros)

$T_s$  = temperatura de la nieve (°C)

siendo 25,4 el factor de conversión de milímetros a pulgadas

La evaporación del agua del suelo en el modelo se estima mediante las ecuaciones desarrolladas en los trabajos de Penman (1963). Los fundamentos matemáticos para la simulación de los procesos de transpiración de las plantas, evapotranspiración y crecimiento de las plantas, se explican en Schroeder et al. (1994).

El modelo trabaja con un coeficiente de evaporación, el cual indica la facilidad con la que el agua puede ser extraída del suelo o de las capas de residuos. Utilizando datos de laboratorio para el suelo, Ritchie (1972) indicó que el coeficiente de evaporación de 0,05 mm/día puede estar relacionado con la conductividad hidráulica no saturada, a 0,1 bar de presión capilar. El modelo HELP utiliza la siguiente forma de la ecuación de Ritchie para calcular el coeficiente de evaporación:

$$CON = \left\{ \begin{array}{ll} 0,33 & (K_u)_{0,1bar} \leq 0,05 \text{ cm/día} \\ 2,24 + 17,19(K_u)_{0,1bar} & 0,05 \text{ cm/día} < (K_u)_{0,1bar} < 0,178 \text{ cm/día} \\ 5,50 & (K_u)_{0,1bar} \geq 0,178 \text{ cm/día} \end{array} \right\}$$

donde:

$CON$  = coeficiente de evaporación ( $mm/día$ )

$(K_u)_{0,1bar}$  = conductividad hidráulica insaturada a 0,1 bar de presión capilar ( $cm/s$ )

Al aplicar el modelo, éste establece un límite superior e inferior para el coeficiente de evaporación. Si el valor calculado del coeficiente de evaporación es inferior a 3,30, se fija este valor, mientras que si el coeficiente de evaporación es mayor que 5,50, se igualará a 5,50. No es posible modificar el coeficiente de evaporación por parte del usuario.

#### III.3.3.7.-Infiltración.

En ausencia de una cubierta de nieve ( $SNO_i$ ), la infiltración es igual a la suma de la lluvia (precipitación a temperatura  $> 0$  °C) y derretimiento de la nieve, menos la suma de la evaporación de humedad superficial y la escorrentía:

$$INF_i = PRE + GM_i - (E_i + Q_i)$$

donde:

$INF_i$  = infiltración en un día  $i$

$PRE$  = precipitación diaria

$GM$  = derretimiento del suelo (nieve)

$E$  = evaporación en la superficie

$Q$  = escorrentía

## III.3.3.8.-Drenajes.

El movimiento vertical del agua se simula a partir de la ecuación de Darcy para flujo saturado en medio poroso, en la que se introduce la expresión de “conductividad hidráulica no saturada” propuesta por Campbell (1974). El caudal por unidad de superficie normal al flujo,  $q$ , se calcula con la siguiente ecuación:

$$q = K_s \cdot \left[ \frac{\theta - \theta_r}{\phi - \theta_r} \right]^{3 + \frac{2}{\lambda}} \cdot i$$

donde:

$K_s$  = conductividad hidráulica saturada

$\theta$  = humedad del residuo (vol/vol)

$\theta_r$  = humedad residual (vol/vol)

$\phi$  = porosidad total (vol/vol)

$\lambda$  = índice de distribución del tamaño de poros (adimensional)

$i$  = gradiente hidráulico (adimensional)

Con esta expresión se calcula el flujo vertical en función del contenido de humedad de la capa. En función de la recarga vertical, la capacidad de almacenamiento y, en su caso, el agua evapotranspirada se evalúa el flujo hacia las capas inferiores realizando iteraciones hasta que el valor hallado se corresponda con el de almacenamiento medio de agua en la capa (Lobo, 2003).

En cuanto a la percolación a través de las capas del vertedero, ésta depende directamente del espesor de saturación del material. La profundidad de esta zona saturada se denomina “cabeza hidráulica” (presión) en la capa de suelo. La cabeza hidráulica en la capa es una función de los espesores de todas las capas saturadas que están directamente encima de la capa y del contenido de humedad de la capa no saturada.

Los drenajes o fugas a través de las geomembranas se estiman teniendo en cuenta que este tipo de materiales se suponen dentro del perfil del vertedero, como capas individuales o en conjunto, pero con una permeabilidad muy baja. El modelo permite que dentro del perfil, las geomembranas se localicen por encima, entre y por debajo de capas de suelo con alta, mediana y baja permeabilidad. En el modelo HELP, las fugas para este tipo de material se calculan para secciones intactas o para los casos en que se tengan perforaciones y/o defectos de instalación en algunas zonas de la geomembrana.

Schroeder et al. (1994) retoma los trabajos de Giroud y Bonaparte (1989) para el cálculo de fugas a través de capas compuestas (capas conformadas por diferentes materiales). Los métodos matemáticos para el cálculo de estas fugas también forman parte de un resumen de los trabajos de Brown et al. (1987). En estos métodos, Giroud y Bonaparte (1989) suponen que la cabeza hidráulica que actúa en las capas del relleno y la profundidad del líquido en las mismas son equivalentes, siempre que los efectos de la cabeza de velocidad sean relativamente pequeños para las capas del vertedero.

Por otra parte, el drenaje lateral en un medio poroso es modelado en HELP utilizando la ecuación de Boussinesq (la ley de Darcy junto con la ecuación de continuidad), empleando las hipótesis de Dupuit-Forcheimer, es decir, que el flujo de gravedad hacia un sumidero somero es paralelo a la capa inferior y que la velocidad es proporcional a la pendiente de la superficie libre e independiente de la profundidad del flujo (Custodio y Llamas, 1983). Todo esto implica que la pérdida de carga por flujo normal a la superficie es despreciable, lo que es aplicable en capas de drenaje de permeabilidad alta y profundidades de flujo pequeñas, mucho menores que la longitud de drenaje. La ecuación de Boussinesq se puede escribir como:

$$n_e \cdot \frac{\partial h}{\partial t} = K_D \cdot \frac{\partial}{\partial l} \left[ (h - l \cdot \text{sen} \alpha) \cdot \frac{\partial h}{\partial l} \right] + R$$

donde:

$n_e$  = porosidad drenable = porosidad - capacidad de campo (adimensional)

$h$  = altura de la superficie freática sobre la capa impermeable al borde del dren

$t$  = tiempo

$K_D$  = conductividad hidráulica saturada de la capa de drenaje lateral

$l$  = distancia a lo largo de la superficie en la dirección de drenaje

$\alpha$  = ángulo de inclinación del fondo impermeable

$R$  = recarga neta (aportación vertical de agua menos filtración)

### ***III.3.4.- Hipótesis de partida del modelo HELP.***

Los procedimientos en los que se basa el modelo HELP para las estimaciones de las variables climáticas y de los procesos en el vertedero necesariamente están basados en muchas hipótesis simplificadoras aplicadas a ecuaciones matemáticas, las cuales son consistentes para la aplicación del modelo.

Dentro de las hipótesis de las que parte el modelo, se pueden destacar las siguientes:

- Las precipitaciones en los días en que la temperatura media del aire es inferior a la de congelación se supone que se producen en forma de nieve. El derretimiento se supone que es una función de energía, a partir de la temperatura del aire, la radiación solar y la precipitación. Los efectos de la radiación solar están incluidos en un factor empírico. Además, el deshielo se supone que ocurre a una tasa constante de 0.5 mm/día, siempre y cuando el terreno no esté congelado (Schroeder et al., 1994).
- En cuanto a la escorrentía, el modelo utiliza el método del SCS basándose en las cantidades diarias de lluvia y derretimiento de la nieve. El modelo HELP supone que las áreas adyacentes al relleno no drenan hacia éste. El tiempo de distribución de la intensidad de lluvia no se considera. No se pueden tener expectativas con relación al modelo y estimaciones precisas de volúmenes de escorrentía para eventos individuales de tormenta, en base a los datos diarios de precipitación, sin embargo, las estimaciones de escorrentía, a largo plazo, a partir del método del SCS, pueden ser más razonables. El método SCS no considera explícitamente la longitud y la pendiente de la superficie sobre la cual

ocurre el flujo, aunque el modelo si que incorpora una rutina basada en un modelo de onda cinemática, que permite tener en consideración tanto la pendiente como la longitud de la superficie.

Para el cálculo de la evapotranspiración potencial, el modelo utiliza la humedad relativa media trimestral y la velocidad media anual del viento. Igualmente, supone que la humedad relativa es del 100 % para los días en los que se produce precipitación. El modelo utiliza un albedo de 0,23 para el suelo y la vegetación y de 0,60 en el caso de la nieve (Schroeder et al., 1994). Los datos de radiación solar y de temperatura se generan, a menudo, sintéticamente. En el caso de los datos de vegetación, éstos se generan por un modelo de crecimiento vegetativo que el modelo HELP ha incorporado para sus simulaciones.

### *III.3.5.- Limitaciones del modelo HELP.*

El modelo puede simular el recorrido seguido por el agua o el almacenamiento, en un máximo de veinte capas, incluyendo suelo, residuos, geosintéticos u otros materiales para un periodo de 1 a 100 años. Como mucho, se pueden utilizar cinco sistemas de capas distintos, ya sean barreras de impermeabilización, geomembranas o capas compuestas. El modelo tiene limitaciones con relación a la forma en que se desea ordenar las capas, como por ejemplo:

- No se permite que una capa de drenaje vertical sea ubicada directamente debajo de una capa de drenaje lateral.
- No pueden ser ubicadas dos capas de impermeabilización consecutivamente, ni dos capas de geomembranas.
- La cobertura final del vertedero no puede ser una capa de barrera de suelo o de geomembrana.

Por otra parte, el modelo establece una serie de relaciones que deben existir entre las propiedades de retención de humedad de un material. La porosidad,

capacidad de campo y punto de marchitez, teóricamente, pueden variar desde 0 hasta 1, en unidades de volumen por unidad de volumen, pero la porosidad debe ser superior a la capacidad de campo y, a su vez, la capacidad de campo debe ser mayor que el punto de marchitez. El contenido inicial de humedad del suelo no puede ser superior a la porosidad o inferior al punto de marchitez. Si el contenido inicial de humedad es dado por el programa, los contenidos de humedad se establecen cerca del estado de equilibrio, sin embargo, los contenidos de humedad estimados para las capas situadas por debajo del sellado suelen ser demasiado altos en zonas áridas o semiáridas, como es este caso, o demasiado bajos en climas húmedos, sobre todo cuando los perfiles de espesor se están modelando (Vargas, 2009).

El modelo ejecuta el análisis del balance de agua durante un periodo mínimo de un año. Todas las simulaciones se inician el 1 de enero y finalizan el 31 de diciembre. El estado del vertedero, las propiedades del suelo, espesores, densidad de los poros de la geomembrana, nivel máximo de vegetación, etc., se supone que son constantes a lo largo del periodo de simulación. El modelo no puede simular la operación de llenado de un vertedero activo. Los vertederos activos se modelan para un año a la vez, añadiendo un incremento de materiales, y la actualización de la humedad inicial de cada capa, para cada año de simulación.

#### **III.4.- Evolución y perspectivas de los modelos de predicción de lixiviados en vertederos.**

Desde la aparición en el año 1994 de la versión número 3 del Modelo HELP, numerosos investigadores han tratado de mejorar estos modelos para acercar lo máximo posible la estimación dada por los mismos a los lixiviados reales registrados. Dentro de estas investigaciones conviene destacar la llevada a cabo por el Departamento de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) que supuso el desarrollo del Método BASE y la intensa investigación en este sentido, llevada a cabo desde 1998, por el grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria culminada con la presentación del programa MODUELO.

#### **III.4.1.- Método BASE.**

Tal y como se acaba de mencionar, el método BASE se desarrolló bajo la coordinación del Departamento de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM y se aplicó en el vertedero de Nuevo Laredo, ubicado en el Estado de Tamaulipas en México.

El método propuesto por la UNAM es una herramienta de cálculo sencilla y práctica que permite predecir, con una precisión aceptable, el lixiviado a generarse en un vertedero (Cruz et al., 1997). Sin embargo, esta precisión depende de la manera en que ha sido explotado el vertedero, es decir, que se haya realizado mediante celdas uniformes, las cuales deben tener un seguimiento de las fechas constructivas de las mismas. Ésta puede ser una de las principales limitaciones para el uso de este método, ya que éste se ajusta a vertederos bien explotados y con un seguimiento diario de su explotación.

El método BASE tiene en cuenta el control de las celdas de confinamiento del vertedero, gracias a lo que es posible obtener el tiempo de exposición a la intemperie de cada una de las celdas. Además, considera la capacidad de campo y su variación al aumentar la profundidad o la altura de la macrocelda, siendo éste otro parámetro que adquiere gran importancia. Otros parámetros incluidos en el cálculo son aquellos que intervienen en el balance de agua, tales como la altura de precipitación, evapotranspiración, infiltración, capacidad de campo y percolación de agua.

En cuanto a los datos de alimentación de este método, se deben introducir los niveles de precipitación y evapotranspiración, peso volumétrico de los residuos, cantidad diaria de residuos sólidos dispuestos, área de las celdas de confinamiento, fecha de confinamiento de las celdas, humedad relativa y capacidad de campo de los residuos depositados a diferentes profundidades.

El procesamiento de la información y cálculos de generación de lixiviados se lleva a cabo a través de una simple hoja de cálculo del programa Excel. Para estos cálculos, el método considera una macrocelda como unidad básica para medir la generación de lixiviados, la cual está, a su vez, conformada por celdas de

confinamiento independientes, ubicadas de forma contigua y horizontal (Cruz et al., 2000).

En definitiva, el método BASE es un método que aunque no presenta un uso tan universal como el HELP, ya que es una propuesta relativamente nueva, se caracteriza por su sencilla aplicabilidad, lo que atrae su uso, pero tiene el gran inconveniente de que para su correcta aplicación es necesario el seguimiento de la explotación del vertedero de forma diaria, algo que a día de hoy es imposible de encontrar en casi ningún vertederos de los ubicados en la Región de Murcia. Además, muchos de estos vertederos no son explotados mediante celdas unitarias, sino mediante capas o conformaciones de taludes con los residuos que llegan diariamente al vertedero.

#### **III.4.2.- MODUELO.**

Este modelo es una propuesta que de forma integral incluye tanto la estimación de caudales de lixiviados mediante un balance hídrico, como la producción de gases por la biodegradación de los residuos. Se desarrollaron dos versiones, siendo la más actual la denominada como MODUELO 2 (Lobo et al., 2002). Por su completo enfoque sobre los procesos físicos, químicos y biológicos que se generan en las distintas etapas del vertedero, este modelo representa un gran aporte a la investigación de los vertederos y sus efectos ambientales. Cabe resaltar que para el desarrollo de este modelo (Lobo, 2003), se realizó una exhaustiva revisión del estado del arte sobre los distintos modelos y estudios que se han realizado sobre este tema, obteniendo de esta forma los mejores métodos técnicamente demostrados y empleados por diversos autores para obtener los parámetros necesarios en la estimación de la cantidad y contenido de los lixiviados, al igual que para la producción de gases en las distintas etapas del vertedero.

MODUELO 2 se desarrolla como una herramienta para la “evaluación ambiental” del vertedero. Su objetivo es predecir el caudal de lixiviado, su contaminación orgánica y el biogás generado en vertederos de residuos urbanos, como consecuencia de la penetración de agua y los procesos de biodegradación (Lobo y Tejero, 2007a). Para su desarrollo se utilizó el lenguaje de programación C++, con el

cual se representa el vertedero con una malla en tres dimensiones de celdas paralelepípedicas, cuyos puntos centrales constituyen los nodos de un esquema de diferencias finitas. En él, se plantea el flujo de agua, transporte advectivo de sustancias orgánicas y los procesos de degradación biológica que dan lugar a la contaminación del lixiviado y al biogás.

A partir de datos climatológicos, producción de residuos, configuración del vaso de vertido y explotación del vertedero, el modelo 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, la contaminación orgánica y el biogás generado a escala diaria.

El vertedero, dentro del modelo, se basa en una discretización tridimensional. Éste se divide en capas formadas por celdas de planta cuadrada, donde se definen las celdas de tipo terreno, vertedero, vertedero sellado, relleno permeable (celdas dren) y relleno impermeable.

El algoritmo general del programa es el mismo que se propuso en la versión anterior, la denominada MODUELO 1, donde son necesarios tres tipos de datos:

- 1) Datos de producción de residuos.
- 2) Definición geométrica y explotación del vertedero (orden de llenado).
- 3) Datos meteorológicos.

Cada tipo de dato es gestionado por tres bloques de “gestión de datos” (clima, configuración actual del vertedero y producción de residuos) y dos módulos principales de cálculo (hidrológico y de biodegradación) que conservan una estructura independiente.

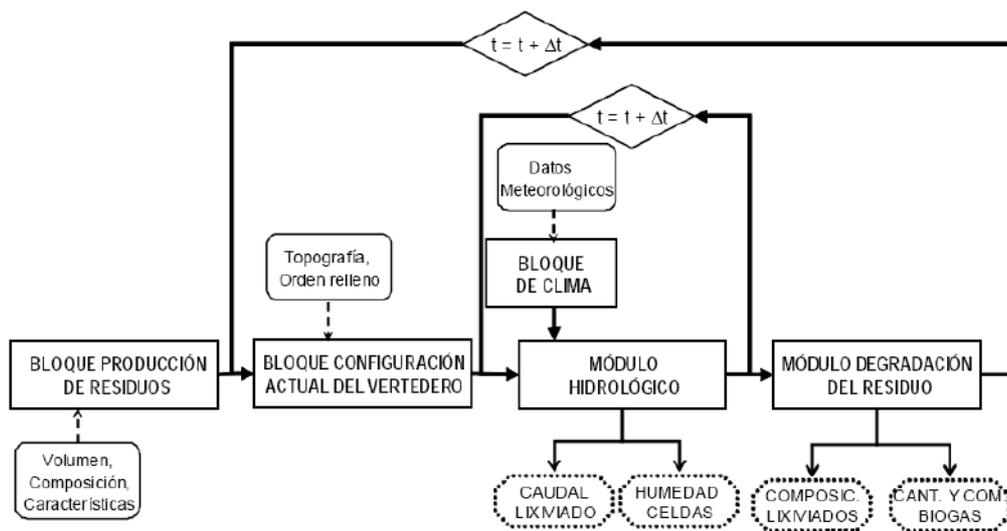


Figura 13. Algoritmo general del programa MODUELO 1.

Fuente: Lobo et al., 2002.

Por lo tanto, MODUELO no sólo estima los caudales de lixiviados, sino también la contaminación de los mismos, el volumen y composición del biogás, así como los asentamientos producidos a lo largo de la vida del depósito controlado como consecuencia del paso del agua y la degradación de la materia orgánica de los residuos, considerándose como una herramienta muy útil para la gestión de vertederos, aunque todavía no se ha validado su comportamiento bajo climas áridos o semiáridos.

### III.4.3.- Estudios de validación del modelo HELP.

De igual forma que a partir de la última versión del modelo HELP se elaboraron otros modelos que se basaban en éste, como es el caso de los que se acaban de mencionar, muchos investigadores de todo el mundo han tratado de validar este modelo en sus respectivas zonas de estudio.

Desde el Instituto de Ciencias del Suelo de la Universidad de Hamburgo, el doctor Klaus Berger junto con su equipo de trabajo ha centrado sus esfuerzos en la adaptación del modelo HELP a las condiciones climáticas características de Alemania. En primer lugar se realizó un intenso estudio de validación (Berger, 1998) donde se mostraban las limitaciones y los errores que realizaba el modelo al aplicarlo en este

país. Basándose en este estudio de validación y en otros estudios realizados en años posteriores, este grupo de trabajo ha ido desarrollando nuevas versiones del modelo HELP que pudieran ser aplicadas en vertederos alemanes: 3.50 D (2001), 3.55 D (2002), 3.80 D (2004) y por último una versión presentada hace muy poco tiempo denominada HELP 3.90 D (Berger, 2011).

Estas nuevas versiones del modelo HELP, completamente traducidas al alemán, corrigen y mejoran varias limitaciones propias de la última versión desarrollada por la EPA, la versión 3.07. Destacar dentro de estas modificaciones, las relativas a los factores de conversión de las unidades, ya que se pasa del sistema de medición americano al sistema métrico internacional. Además, se resuelve una de las grandes limitaciones propias del modelo original, ya que a permite al usuario la modificación de las características del suelo y de la vegetación a lo largo de la simulación, es decir, el modelo es capaz de considerar, por ejemplo, que el sistema de drenaje puede deteriorarse como consecuencia de la colmatación.

En otros países, como por ejemplo Colombia, también se han realizado varios estudios de validación de este modelo, gracias al apoyo de la Empresa Metropolitana de Aseo (EMAS, S.A.) y a los investigadores de la Universidad Nacional de Colombia (Álvarez y Ricardo, 2004).

En España, dos grupos de investigadores, pertenecientes a dos universidades distintas (Universidad del País Vasco y Universidad de Cantabria) han trabajado durante años en la validación del modelo. Por un lado, desde el departamento de Geodinámica de la Universidad del País Vasco se han realizado varios estudios para tratar de validar el modelo (Gómez y Antigüedad, 1994). Por otro lado, tal y como se ha comentado anteriormente, el Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria realizó un estudio exhaustivo sobre el funcionamiento del modelo HELP, que le permitió posteriormente desarrollar un modelo propio denominado MODUELO.

### III.5.- VISUAL HELP.

Visual HELP es el software que se ha aplicado para obtener los resultados presentados en este trabajo. Se trata de un software de pago incluido dentro del paquete denominado WHI UnSat Suite Plus que junto al Visual HELP, ofrece otros programas como el VS2DT, modelo para simular el flujo de agua y transporte de solutos en medios porosos saturados, VLEACH, modelo de diferencias finitas unidimensional que estima la filtración en la zona no saturada o el PESTAN, modelo similar al anterior, que estima el transporte de pesticidas a través del suelo.

Básicamente se trata de una adaptación al entorno Windows de la versión 3.07 del modelo HELP descrita en el apartado anterior. Esta versión del modelo HELP, que data de 1994, fue desarrollada bajo MS-DOS, así que su adaptación a Windows era conveniente para poder manejar el modelo mucho más fácilmente. Además, incluye una serie de mejoras respecto a la versión para MS-DOS, sobretodo respecto a las opciones de salida de los resultados obtenidos como, por ejemplo, la mejora de los gráficos de salida o la posibilidad de obtener informes personalizados con los datos escogidos.

Desde un punto de vista más técnico, el modelo Visual HELP permite al usuario incluir los geotextiles y las geomallas como otro tipo de capa que se puede modelar, añadiéndose ésta a los cuatro tipos de capa clásicos que se podían introducir en la tercera versión del modelo HELP, descrita ampliamente con anterioridad. Esta nueva posibilidad se antoja fundamental en la modelización del vertedero, ya que el uso de estos materiales en los vertederos ha crecido mucho en los últimos años.

En su objetivo de que el modelo HELP se pudiera aplicar en cualquier parte del mundo, la empresa que ha desarrollado el Visual HELP (Waterloo Hydrogeologic, Inc.), ha mejorado la base de datos del generador climático, incluyendo datos de más de 3.000 estaciones ubicadas a lo largo de los cinco continentes. Además, se incluye un mapa GIS que facilita la búsqueda de las estaciones disponibles.

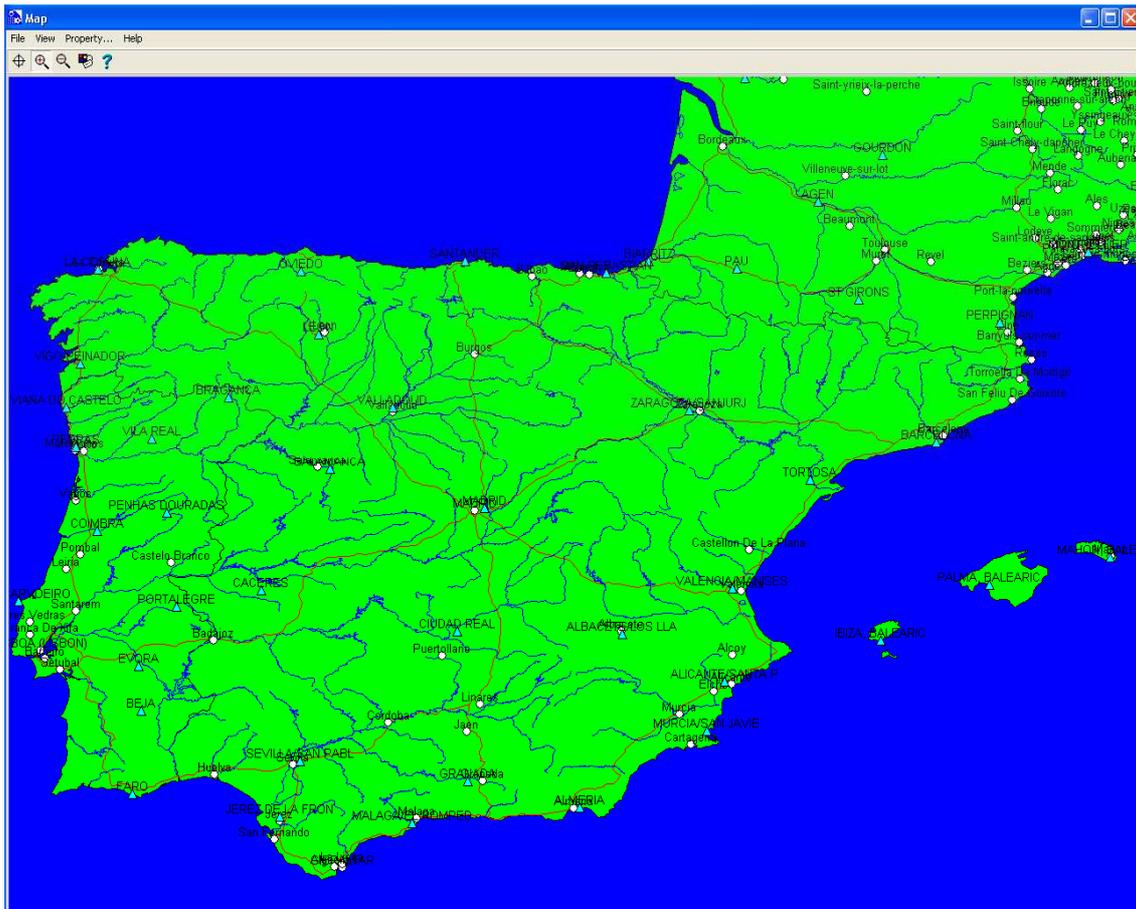


Figura 14. Mapa GIS para búsqueda de estaciones meteorológicas.

Fuente: VISUAL HELP 2.2.

Este modelo no sólo se utiliza para optimizar el diseño de los vertederos gracias a la predicción de los lixiviados generados en el mismo sino que, también, otra aplicación muy frecuente es su uso para el cálculo de las recargas subterráneas en acuíferos. La combinación de las recargas obtenidas mediante este modelo con otros modelos como el MODFLOW permiten realizar estudios muy precisos sobre la hidrogeología de los acuíferos (Dong et al., 2012).

## Capítulo IV

### Descripción del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo.

En este capítulo se describen las características principales del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo, que es uno de los cinco vertederos de R.S.U. autorizados de la Región de Murcia (el resto se ubican en Murcia, Cartagena, Lorca y Jumilla). Es un vertedero relativamente joven, ya que su explotación comenzó a finales del año 2003. En la actualidad, el primero de los dos vasos proyectados se encuentra prácticamente al límite de su capacidad, por lo que se prevé su sellado a corto plazo.

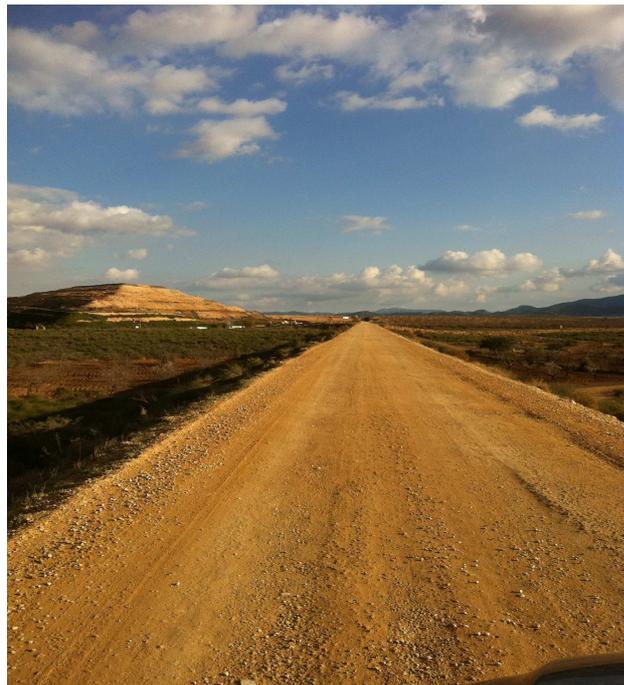
Tras un análisis preliminar de los distintos vertederos, se ha considerado al vertedero de Fuente Álamo como el más idóneo para su utilización en este trabajo por diversos factores, entre ellos, se puede destacar que está situado en la zona del Campo de Cartagena cuyo clima es propiamente semiárido, cumpliendo con uno de los objetivos de este trabajo que es la validación del modelo bajo estas condiciones climáticas. Además, su explotación comenzó hace menos de diez años, por lo que las distintas fases ejecutadas para su explotación están perfectamente definidas, siendo este factor muy importante para su adecuada modelización a través del modelo HELP (tal y como se describe en el capítulo anterior) y se disponía de las mediciones reales registradas a lo largo de su explotación.

#### **IV.1.- Situación geográfica.**

El vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo se encuentra geográficamente enmarcado en el cuadrante SE de la Hoja 954 a escala 1:50.000, denominada Totana, entre las poblaciones de Los Cánovas, La Pinilla y Los Cantareros, al Sur de la Sierra de Carrascoy y al Norte de la Sierra de Almagro, tal y como se observa en la figura 15.

La finca denominada Lo Butrón se sitúa en el centro de la mitad occidental de la hoja 954 - IV, denominada La Pinilla, entre las casas del Manzano, del Avellano y de Lo Peña y la Cañada de Lentisco. Concretamente al Sur de la conducción del Canal del Taibilla, al este de la carretera C-3315 y al Norte de una antigua conducción de ferrocarril que cruza de oeste a este en dirección a Cartagena.

El acceso a la parcela se efectúa a través de la carretera C-3315 que une las poblaciones de Cartagena y Alhama de Murcia. Una vez superada la población de Cuevas de Reylo, a 2,5 km, se toma una carretera rural en dirección a la pedanía de Los Canovas. A 4,5 km de dicha pedanía, se sitúa en el margen izquierdo un camino de tierra en buen estado que discurre por el trazado de una antigua vía de ferrocarril, el vertedero se encuentra a 1,5 km en dirección a la población de La Pinilla.



**Fotografía 3. Antigua vía de ferrocarril por la que se accede al vertedero.**

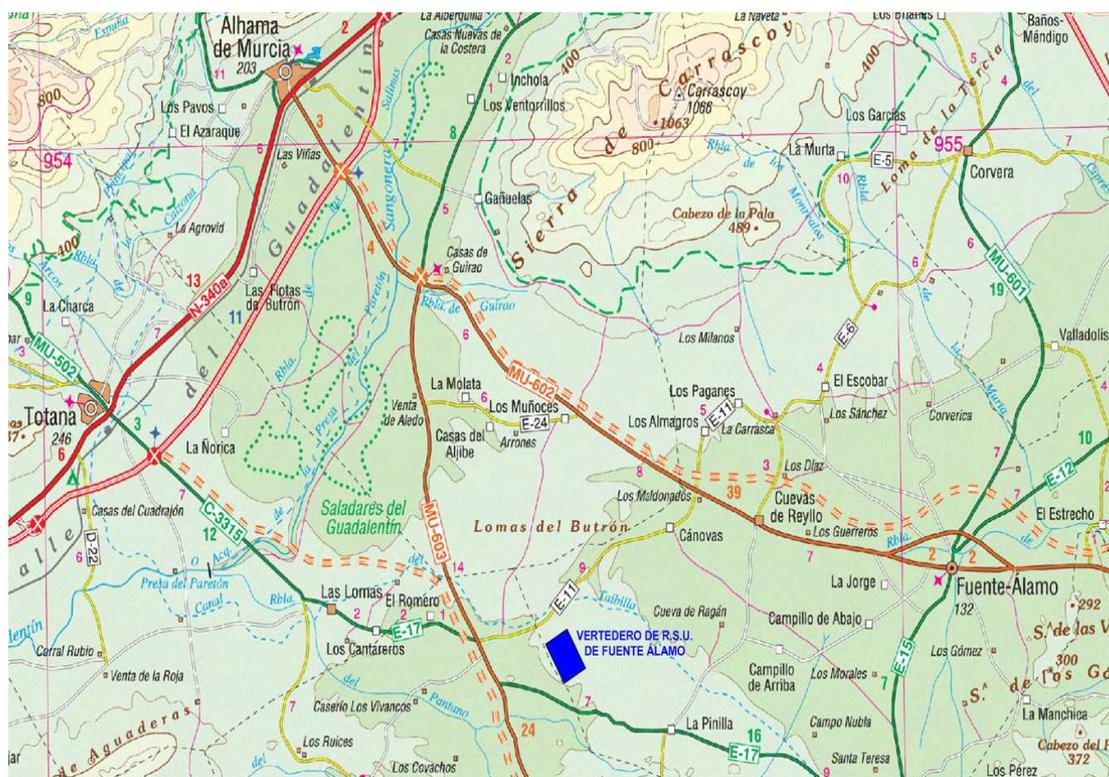


Figura 15. Ubicación del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo.

Fuente: elaboración propia.

La finca pertenece al término municipal de Fuente Álamo y está situada a más de 5 kilómetros de cualquier núcleo de población próximo, a una altura media sobre el nivel del mar comprendida entre 210 y 220 metros.

Desde el punto de vista del impacto visual, el vertedero se encuentra instalado en una zona alomada y de poca pendiente imperceptible desde las carreteras y caminos cercanos, por lo que no produce modificaciones relevantes del medio físico a este respecto.

#### IV.2.- Características del medio físico.

A partir de los datos obtenidos de los ensayos realizados tanto “in situ” como en laboratorio por la empresa propietaria del vertedero y cedidos desinteresadamente para la elaboración de este trabajo, y utilizando a su vez diversos mapas de disponibilidad pública como los Mapas Geológicos del IGME o el Mapa Geotécnico

General a escala 1:200.000 del ITGE, se han podido definir a grandes rasgos, las características más relevantes del área estudiada, que de forma sintética se muestran a continuación.

#### *IV.2.1.- Geología.*

El vertedero de Fuente Álamo se sitúa sobre un depósito cuaternario, que forma parte de la depresión post orogénica de las Cordilleras Béticas, denominado Campo de Cartagena.

El Campo de Cartagena está asentado sobre la zona Bética en la que, a su vez, pueden distinguirse tres complejos tectónicos que constituyen sendos mantos de corrimiento (Alias y Ortiz - Silla, 1975):

- 1) Complejo Nevado-Filábride
- 2) Complejo Alpujárride
- 3) Complejo Maláguide

Los materiales cuaternarios bajo el vertedero están constituidos por conglomerados, arenas y arcillas aluviales cementadas y con desarrollo de costras calcáreas. Su disposición es subhorizontal y se encuentran en discordancia erosiva y angular sobre toda la serie estratigráfica subyacente.

El Campo de Cartagena constituye una de las depresiones interiores posttectónicas de las Cordilleras Béticas, en la que se conserva un potente relleno neógeno de más de 1.000 metros de espesor, predominantemente margoso, con intercalaciones de conglomerados en el Tortoniense, calcarenitas en el Andaluciense y areniscas en el Plioceno. Los materiales más modernos corresponden al Cuaternario, con limos, gravas y arcillas.

Los materiales terciarios constituyen a grandes rasgos un sinclinorio, reposando de un modo discordante y en posición subhorizontal sobre una estructura en bloques del Bético, tales como los de Cabezo Gordo (emergido) y Riquelme (sumergido). Estos

bloques se han originado por una serie de fallas de direcciones N 45 O (fallas de Fuente Álamo - La Murta, Lobosillo, Roldán, Balsicas - Los Urrutias, Avilese - San Cayetano y Sucina - San Javier), NE - SO (falla de Santiago de la Ribera) y O - E (fallas de Valladolides, Lo Romero, Los Martinez y Río Seco) que han condicionado el depósito durante el Andaluciense, el Plioceno, e incluso el Cuaternario. Los movimientos de las fallas, singenéticas con la sedimentación, originaron subsidencias diferenciales en la cuenca y distintos espesores en los depósitos según se encuentren en una zona hundida o levantada (López - Bermúdez y Conesa - García, 1990). Cabe destacar el umbral de Cabezo Gordo y el surco de San Pedro, donde las areniscas del Plioceno presentan 10 y 110 metros de espesor y las calcarenitas del Andaluciense, 80 y 210 metros, respectivamente. En la zona del surco, el Cuaternario alcanza una potencia de 150 metros.

#### *IV.2.2.- Geomorfología.*

El Campo de Cartagena es una región natural, geográficamente muy bien definida y situada en el sureste de Murcia. Se caracteriza geomorfológicamente por su amplia llanura, con pequeña inclinación hacia el sureste, rodeada en todos sus contornos, a excepción de la zona del litoral, por elevaciones montañosas.

Por el norte se diferencia de la depresión formada por las vegas del Segura - Guadalentín mediante una lineación montañosa en la que se distingue de este a oeste las sierras de Altaona (529 metros), Columbares (647 metros), Los Villares (487 metros), Puerto (603 metros) y Carrascoy; en esta última se encuentra el pico más elevado de la comarca, que lleva su mismo nombre (1.065 metros). En líneas generales, la altura de esta cadena montañosa disminuye gradualmente hacia el este, existiendo sólo algunas pequeñas lomas cerca del mar Mediterráneo.

En su parte meridional limita con un conjunto orográfico, de dirección E - O, que lo separa del Mediterráneo, desde Cabo de Palos hasta el límite del término municipal de Cartagena. Esta agrupación montañosa se inicia al este por la sierra de Cabo de Palos y va ganando altitud en las sierras de Llano del Beal, La Unión y Cartagena, en las que se asientan numerosas explotaciones mineras abandonadas. Una

de las cimas más elevadas de estas montañas es la Peña del Águila (387 metros) al norte de Portman. Al oeste de la ciudad de Cartagena prosigue la lineación orográfica, más o menos con la misma altitud, hasta la sierra de la Muela (551 metros), unida por otra serie de relieves a la sierra del Algarrobo (713 metros), ya más al norte. Al oeste, interrumpen la monotonía de la llanura del Campo de Cartagena las sierras de Los Victorias (292 metros) y Gómez (305 metros), entre Fuente Álamo y La Aljorra (López – Bermúdez, 1987).

La parte central del Campo de Cartagena pertenece a los términos municipales de Torre Pacheco, Fuente Álamo y Cartagena. Es una llanura que se extiende hacia el este hasta el Mar Menor y de la que sólo destacan algunos cerros o cabezos como Cabezo Gordo (312 metros), al oeste de San Javier, y el Carmolí (117 metros), más al sur y junto al Mar Menor.

Desde el punto de vista geomorfológico, el vertedero se encuentra ubicado en una zona que presenta formas de relieve llanas y pendientes comprendidas entre el 0 y el 7%, que no rebasan en ningún caso el 9%.

Este hecho, ligado al estado más o menos suelto de los materiales que la integran, favorece, allí donde las pendientes se hacen algo más acusadas o en el contacto con áreas de morfología más relevante, la aparición de una serie de fenómenos exógenos, abarrancamientos, entalladuras, etc., que pueden traer aparejados pequeños deslizamientos, áreas de erosión muy activa, etc., si bien estos fenómenos serán siempre muy puntuales.

En términos generales, se trata de zonas de estabilidad favorable, es decir, estables bajo condiciones naturales y bajo la acción del hombre, en las que solo cabe esperar problemas ligados a la fácil erosionabilidad de los materiales.

#### ***IV.2.3.- Hidrología.***

En el Campo de Cartagena no existen cursos permanentes de agua. Al igual que en otras llanuras áridas del sureste, son numerosas las ramblas de cauces anchos y

planos, que confieren a la región una morfología peculiar y característica. Estas ramblas recogen las aguas en las épocas de lluvia, pues, aunque escasas, suelen ser muy intensas a consecuencia del régimen climático de tipo mediterráneo. La escorrentía superficial se drena en las sierras a través de numerosas ramblas de recorridos generalmente cortos y sinuosos, incorporándose progresivamente en la llanura a un sistema más jerarquizado que vierte al Mar Menor (Conesa - García, 1990). Algunas ramblas se extinguen en la planicie debido a la escasez de pendiente y a la permeabilidad de los terrenos circundantes, o bien se ramifican en un conjunto dendriforme o de escorrentía difusa. El principal colector del Campo de Cartagena es la rambla de Fuente Álamo, que se inicia en las proximidades de este pueblo y sigue en dirección O - E para adoptar, entre Venta Redonda y Boca Rambla, el nombre de rambla del Albuñón, a unos 5 kilómetros al sur de Los Alcázares, ya con su cauce prácticamente colmatado de sedimentos finos. Esta rambla recoge las aportaciones procedentes de la sierra de Carrascoy, principalmente de la rambla de La Murta, así como con las procedentes de las sierras del Algarrobo, Victorias y Gómez, que se incorporan a la rambla de Fuente Álamo por su margen derecha. Las ramblas de El Beal y El Llano van directamente al Mar Menor, así como el barranco de El Moro, que se une a la rambla de La Carrasquilla, y otras de menor importancia.

#### ***IV.2.4.- Hidrogeología.***

En el Campo de Cartagena se han definido seis acuíferos constituidos por materiales permeables (carbonatados y detríticos) pertenecientes al Triásico, Tortonense, Andaluciense, Plioceno y Cuaternario. Dada la compleja estructura tectónica interna de esta depresión, el carácter discordante de muchas de sus formaciones y el contacto por el este con el Mar Menor y el Mediterráneo, existe en ciertas zonas una conexión hidráulica entre acuíferos y entre éstos y los mares referidos.

Como se ha dicho en el apartado correspondiente a la descripción geológica de la zona, el vertedero se sitúa sobre los materiales detríticos permeables que constituyen el denominado acuífero cuaternario. Este acuífero descansa directamente sobre una base impermeable constituida por margas miocenas.

El espesor del acuífero cuaternario alcanza bajo el vertedero un máximo de unos 25 metros. La profundidad del agua en los pozos y sondeos próximos indican que la profundidad de la superficie piezométrica en la zona del vertedero debe situarse entre 15 y 25 metros de profundidad (Rodríguez-Estrella, 1995).

El flujo general del agua subterránea se produce hacia el mar, con dirección NO - SE y un gradiente hidráulico medio del 11%.

Los materiales que integran la zona de estudio se consideran globalmente como semipermeables, sin embargo, existen zonas totalmente permeables y otras, por el contrario, impermeables, por lo que su exacta datación es muy difícil.

Por esta razón, el drenaje varía mucho de unas zonas a otras, si bien en todas se realiza por percolación natural. Esto trae como consecuencia, en las zonas más impermeables la aparición de áreas encharcadas y con problemas en su drenaje, y en las más permeables, zonas con agua que puntualmente puede estar a escasa profundidad y que puedan dar problemas relacionados con el nivel freático.

En toda el área predominan los acuíferos, definidos y continuos, en formaciones permeables por permeabilidad intergranular. Se caracteriza por presentar una red de drenaje casi nula o inexistente, ya que los únicos cursos de agua localizados son ramblas, que normalmente no llevan agua, pero que pueden generar grandes destrozos en épocas de avenidas.

#### ***IV.2.5.- Geotecnia.***

En general y salvo zonas determinadas como la que se estudia, en donde las características son favorables, el resto de los terrenos presentan capacidades de carga medias-bajas y asientos de magnitud media a elevada.

A estos problemas se deben sumar los problemas derivados de la presencia de materiales más o menos sueltos, de bajas características mecánicas.

Se ha de considerar, que las poblaciones entre Totana y Fuente Álamo a las que pertenece el vertedero estudiado, se sitúan en la zona intermedia del Mapa de Peligrosidad Sísmica, calificada concretamente con una aceleración sísmica de cálculo ( $a_c$ ) de 0.10-0.11 (superior a 0.06), por lo que es obligatorio el cumplimiento de los criterios de la Norma de Construcción Sismorresistente NCSE-02.

Destacar que la presencia de costras carbonatadas en superficie, unido a la existencia de tramos cementados y carbonatados en profundidad, hace que las características portantes de la zona sean mejores que las definidas a título general. Por tanto, aunque a nivel general sean materiales fácilmente tratables y excavables, de forma puntual los tramos de costra o caliche presentaran problemas para su manipulación (siendo necesario el empleo de medios mecánicos adecuados para su extracción).

A partir de los resultados obtenidos en los ensayos realizados por la empresa encargada de la explotación del vertedero, se puede afirmar que la capacidad de carga de los suelos es media-alta, a la que se le puede atribuir una tensión admisible de 2.5 – 3 kg/cm<sup>2</sup>, como valor máximo de carga de trabajo.

#### ***IV.2.6.- Climatología.***

El clima de la zona donde se ubica este vertedero se inscribe dentro de la zona climática semiárida del Sureste peninsular. Dentro de la clasificación climática de Köppen, se puede definir como un clima estepario próximo al desértico con temperaturas medias anuales entorno a los 18 °C que permiten encuadrarlo dentro de un clima estepario húmedo (Geiger, 1970; López y López, 1987). Así pues, la zona participa de las características pluviométricas semiáridas marcadas por una acusada aridez con temperaturas máximas entre 44°C y 46°C, precipitaciones escasas, en torno a los 300 mm anuales, y tasas de evapotranspiración superiores a los 1000 mm/año, lo cual imprime un fuerte déficit hídrico en la zona.

Por otro lado, los mecanismos pluviométricos están muy ligados a la presencia de masas de aire frío (-23°C) con curvatura ciclónica en las capas altas de la atmósfera que dan lugar a la formación de gotas frías (Alonso Sarriá, 2002). La formación de estas células frías esta condicionada además por factores locales, como pueden ser las diferencias de temperaturas entre la atmósfera y la superficie del mar y la acumulación de calor en la cercana zona terrestre aumentan la intensidad de los vientos del este reforzando y retroalimentando la torrencialidad de las tormentas fundamentalmente a finales de verano y principios de otoño (Jansa-Clar, 1988).

Así, después de las altas tasas de evaporación registradas durante el verano, se produce un rápido desarrollo de nubes en la vertical (casi centradas en una zona concreta) dando lugar a lluvias torrenciales de gran intensidad horaria, que constituyen un gran porcentaje del total de las precipitaciones anuales (Castillo, 1978).

### **IV.3.- Características específicas del vertedero.**

#### ***IV.3.1.- Historia, extensión, capacidad, vida útil y municipios servidos.***

El 29 de Septiembre de 1999, y mediante la “Resolución de la dirección General de Protección Civil y Ambiental por la que se hace pública la declaración de Impacto Ambiental relativa a un proyecto de vertedero de Residuos Sólidos Urbanos, en el Término Municipal de Fuente Álamo, a solicitud de Medioil Levante S.L.” se informó favorablemente sobre el proyecto de vertedero de residuos sólidos urbanos evaluado, indicando en la citada resolución las condiciones a cumplir en la ejecución y posterior explotación de dicho vertedero.

El 7 de Junio de 2002 se entrega un documento con las actuaciones y mejoras previstas sobre el proyecto presentado con anterioridad. Poco después, el 8 de Noviembre de 2002 se autoriza el funcionamiento del vertedero.

El área definida para la construcción del depósito controlado comprende una superficie de 259.000 m<sup>2</sup>, de los cuales se ven afectados por las instalaciones, accesos y obras auxiliares una superficie de 130.751 m<sup>2</sup>, aproximadamente.

El vertedero está formado por dos vasos denominados A y B, cuya capacidad total es de 1.749.292 m<sup>3</sup>. La superficie de instalación, volumen bruto y vida útil de cada uno de los vasos es la siguiente:

|   | Vaso A  | Vaso B  |
|---|---------|---------|
| Superficie de instalación (m <sup>2</sup> ) | 62.116  | 68.636  |
| Volumen bruto (m <sup>3</sup> )             | 913.211 | 836.081 |
| Vida útil (años)                            | 10      | 10      |

**Tabla 7. Superficie, volumen y vida útil de los vasos del vertedero de Fuente Álamo.**

**Fuente: Declaración de Impacto Ambiental del vertedero de Fuente Álamo. Murcia, 1999.**

El depósito controlado acoge los residuos no peligrosos generados por las poblaciones limítrofes de la zona, así como las del área de influencia.

#### **IV.3.2.- Características técnicas.**

##### *IV.3.2.1.- Acondicionamiento del vaso.*

Con objeto de conseguir la base del depósito, se realizó en primer lugar un desbroce del terreno, incluidos los árboles y arbustos que se encontraban en la zona. Todos los troncos y raíces fueron eliminados hasta una profundidad de 50 cm por debajo de la cota de explanación. Todas las vacuidades causadas por la extracción de troncos y raíces se rellenaron con material análogo al suelo que quedó al descubierto al desbrozar, compactando posteriormente hasta que la superficie se ajustara a la cota de explanación.

La tierra vegetal, extraída durante estas operaciones, se acopió en una zona preparada para ello en montones cuya altura no superaba los 1,5 metros, para que pudiera ser utilizada más adelante en protección de taludes, revegetación, etc.

Una vez finalizadas las operaciones de desbroce, se procedió a extender capas de material térreo para homogeneizar la superficie, en tongadas sucesivas de 30 cm, en las zonas deprimidas, para obtener una superficie continua en el fondo del vaso del vertedero o depósito controlado. Por otra parte, se realizaron excavaciones en el fondo del vaso para conseguir una pendiente continua de un 1,5% hacia el punto más bajo de la zona de vertido. La compactación de la base del vertedero es superior o igual al 98% del Proctor Modificado.

#### *IV.3.2.2.- Impermeabilización.*

La impermeabilización del vaso consistió en la colocación de una capa de impermeabilización natural mineral sobre todo el vaso del vertedero con un espesor de 50 centímetros de arcillas y una permeabilidad ( $K$ ) inferior o igual a  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s. Esta capa de arcilla se conformó mediante dos tongadas sucesivas de 25 cm, que se compactaron hasta alcanzar el 98% del ensayo Proctor Modificado. La arcilla se mejoró con la adición de bentonita a razón de 45 kg/m<sup>2</sup>.

Encima de la capa de arcillas se colocó una malla tridimensional. La malla está construida térmicamente en una configuración en zig-zag, que es óptima para soportar presiones. Este geocompuesto drenante de alta capacidad de desagüe está formado por un núcleo de una georred flexible de polietileno de alta densidad de gran resistencia al aplastamiento. Además dispone de un filtro de geotextil de polipropileno unido a la malla de drenaje, que permite conseguir una superficie filtrante continua. Este tipo de malla se utiliza como capa para detectar fugas entre dos capas impermeables.

La malla tridimensional se intercala entre la barrera geológica y el sistema de recogida de lixiviados, formando una capa permeable que permite detectar y recoger posibles fugas procedentes del citado sistema de recogida de lixiviados. Esta capa permeable está conectada a un pozo de control mediante un tubo de PEAD de 110 mm,

que atraviesa el talud frontal de cierre, que está protegido por un tubo de PEAD de 200 mm de diámetro. El pozo de control está impermeabilizado mediante una lámina de PEAD de 2 mm de espesor. Este pozo es de hormigón, de diámetro 1.000 mm e impermeabilizado con lámina de PEAD de 2 mm de espesor, tal y como se ha mencionado. Sobre la malla tridimensional se localiza una barrera artificial formada por una lámina sintética de PEAD de 2 mm de espesor, con el objetivo de evitar la formación de bolsas y pliegues que retengan la circulación de los lixiviados.

#### *IV.3.2.3.- Sistema de drenaje de los lixiviados.*

El sistema de recolección de los lixiviados es una parte fundamental en el diseño de un vertedero. Este sistema forma parte de los métodos utilizados para prevenir la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales localizadas en el área de influencia del vertedero, ya que se encarga de recoger los lixiviados para luego disponer de ellos en una forma ambientalmente segura.

El drenaje de los lixiviados generados en la masa de residuos del vertedero se realiza mediante un sistema que incluye varios drenes longitudinales principales (tuberías de PEAD ranuradas de 200 mm de diámetro) y varios transversales asociados a cada uno de los longitudinales (en forma de espina de pez) situados sobre el sistema de impermeabilización dispuesto en el fondo del vaso del vertedero. La pendiente longitudinal de este sistema de drenaje es del 1,5%.

Esta red de drenaje está protegida por una capa de 50 mm de espesor, de gravas graníticas cuyo diámetro varía entre 20 y 30 mm, lo que favorece la filtración de los lixiviados al mismo tiempo que evita el contacto directo de los residuos con la red de drenaje.

Los lixiviados recogidos en este sistema de drenaje son conducidos por gravedad hasta una arqueta de decantación de dimensiones 3 × 1,80 × 0,70 metros, impermeabilizada con una lámina de PEAD de 2 mm de espesor y ejecutada con hormigón armado HA-25.

Finalmente, los lixiviados captados por gravedad hasta la arqueta de decantación se conducen, también por gravedad, hasta la balsa de lixiviados mediante 2 tubos de PEAD de 200 mm de diámetro, protegidos por tubos de PEAD de 300 mm de diámetro. La pendiente longitudinal también es del 1,5%.

#### *IV.3.2.4.- Balsa de lixiviados.*

La balsa de lixiviados está construida con materiales impermeables, cubriéndose el fondo y laterales con una geomembrana sintética de análogas características a la colocada en el vaso del vertedero, con el fin de garantizar el aislamiento de los lixiviados almacenados.

La balsa está construida en hormigón armado HA-30 y recubierta por una lámina de PEAD de 2 mm de espesor con el objetivo que se acaba de mencionar. La dimensión actual de es de 10 ×10 metros (interior) y 4 metros de profundidad (interior). Está previsto que a medida que avance la explotación se construyan más balsas de lixiviados.

La balsa está dividida en tres zonas o subdepósitos que están comunicados entre sí mediante pasatubos de polietileno de alta densidad de 110 mm de diámetro. La balsa de lixiviados se divide de la siguiente forma: una zona o subdepósito que tiene unas dimensiones de 10 ×5 ×4 metros y dos zonas o subdepósitos que tienen unas dimensiones de 5 ×5 ×4 metros.

La balsa está vallada con un alambre metálico perimetral de 1 metro de altura y dispone de una puerta de entrada de doble hoja de 4 ×2 metros. La balsa está dotada de una zona transitable, de 1 metro de anchura alrededor del perímetro de la misma, limitada por la valla de cierre de la balsa de lixiviados.

El volumen de la balsa de lixiviados es de aproximadamente 400 m<sup>3</sup> de capacidad.



**Fotografía 4. Balsa de lixiviados.**

*IV.3.2.5.- Red general de drenaje para las aguas de escorrentía superficial.*

Las aguas de escorrentía superficial no pueden entrar en el depósito controlado y deben ser desviadas, para ello se construyeron una serie de cunetas perimetrales que conducen el agua hacia el exterior, incorporándolas a los cauces propios de la zona, sin producir erosiones. Aquellas aguas susceptibles de haber estado en contacto con los residuos se conducen y almacenan en la balsa de pluviales o balsa de almacenamiento de aguas de escorrentía.

La balsa de pluviales o balsa de almacenamiento y control de las aguas de escorrentía tiene unas dimensiones de 20 ×20 metros y una profundidad que varía entre 2 y 2,2 metros. Está impermeabilizada por una lámina de PEAD de 2 mm de espesor y por una capa de 50 cm de arcillas. Las paredes laterales tienen una pendiente de 45°, suficiente para poder colocar la lámina que se encuentra anclada con una zanja de sección 0,5 ×0,5 metros alrededor de la balsa.

El volumen de la balsa de pluviales o de almacenamiento es de aproximadamente 700 m<sup>3</sup> de capacidad. Está previsto que a medida que avance la explotación se construyan más balsas de almacenamiento de aguas de escorrentía.



**Fotografía 5. Balsa de aguas pluviales.**

#### *IV.3.2.6.- Talud frontal.*

Tanto el talud de cierre frontal como el posterior se ha construido con tierras arcillosas, empotrando la cimentación a 1 metro de profundidad. El talud de cierre frontal tiene una sección trapezoidal de 13,5 metros de anchura en su base inferior y de 6 metros de anchura en su base superior. La altura del talud es de 2,5 metros. La pendiente interior y exterior del talud es de 3H/2V. Por otra parte, el talud de cierre posterior tiene una sección también trapezoidal de base inferior 7 metros y base superior 4 metros. La altura del talud es de 1,5 metros.

El crecimiento durante la explotación del talud frontal de cierre se ha ido ejecutando de forma escalonada, formando tramos continuos de altura 5 metros con pendiente exterior 3H/2V, separados por bermas de 4 metros de anchura.

La impermeabilización de la cara interior del talud en contacto con los residuos es igual que la impermeabilización del fondo del vaso, realizada mediante lámina sintética de PEAD de 2 mm de espesor. Encima de la lámina de PEAD se ha colocado un geocompuesto drenante de alta capacidad de desagüe de idénticas características al colocado en la base del vertedero que permite captar el lixiviado drenándolo hacia la red de recogida de lixiviados situada en el fondo del vaso del depósito o vertedero controlado. Esta geomalla o geocompuesto drenante está protegida por un geotextil de 700 g/m<sup>2</sup>.

#### *IV.3.2.7.- Infraestructuras.*

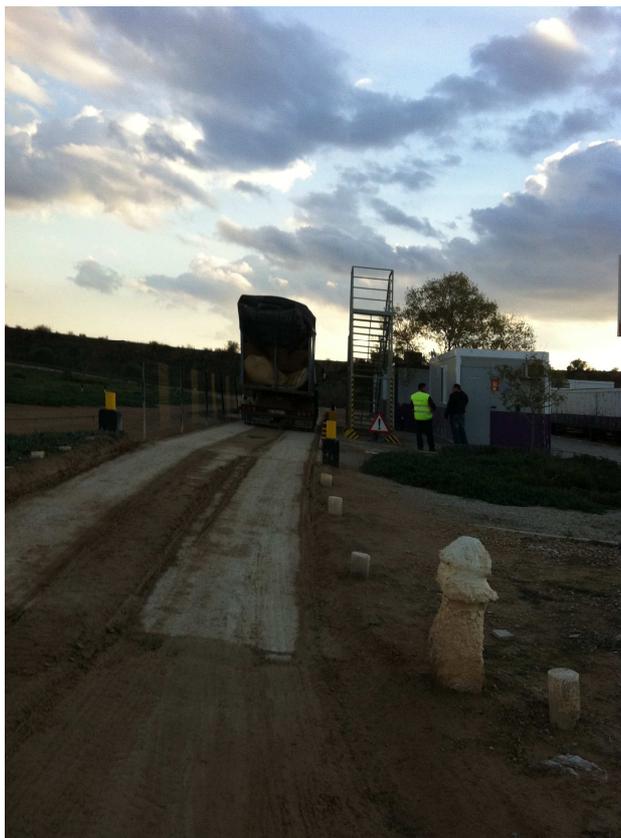
El vertedero controlado de Fuente Álamo dispone, además de todas las instalaciones descritas en los apartados anteriores, de otras infraestructuras básicas para el buen funcionamiento del mismo. Entre ellas, se destacan las siguientes:

- Vallado perimetral: la instalación está cerrada perimetralmente mediante una malla metálica galvanizada de 2 metros de altura de simple torsión.
- Piezómetros de control: con objeto de cumplir con lo especificado en el anexo III del Real Decreto 1481/2001, de 27 diciembre relativo a los procedimientos de control y vigilancia durante la fase de explotación y mantenimiento posterior del vertedero, éste dispone de 5 piezómetros estratégicamente situados para poder detectar posibles contaminaciones del agua subterránea.
- Estación meteorológica: por el mismo motivo anterior, el vertedero dispone de una estación meteorológica propia situada en el interior de sus instalaciones, donde se miden de forma diaria distintos parámetros:
  - Temperatura
  - Humedad relativa
  - Precipitación
  - Velocidad del viento
  - Presión atmosférica



**Fotografía 6. Estación meteorológica.**

- Caseta de control.
- Caseta de administración.
- Caseta almacén.
- Caseta de vestidor – comedor: se separa en dos compartimentos distintos, la zona de comedor que es independiente de la de vestuarios y tiene una superficie de unos 10 m<sup>2</sup>, y la zona de vestuarios, que dispone de varias duchas, aseos y taquillas individuales en una superficie de unos 20 m<sup>2</sup>.
- Servicio de agua sanitaria: el vertedero dispone de un tanque prefabricado con una capacidad de almacenamiento de agua potable de 7 m<sup>3</sup>.
- Báscula: situada junto a la caseta de control y recepción, permite el pesaje de los vehículos pesados que llevan residuos al vertedero controlado. La báscula está formada por una báscula puente y un aparato pesador electrónico que permite conectar dicha báscula con el ordenador situado en la caseta de control, lo que supone un control más rápido y eficiente de las entradas al vertedero.



**Fotografía 7. Báscula y caseta de control.**

- Instalación eléctrica y alumbrado: se dispone de un grupo electrógeno principal de 40 kVA de potencia y 380/220 V de tensión. Además, existe otro grupo utilizado en caso de averías o emergencias de 20 kVA.
- Tratamiento de aguas negras y almacenamiento: se realiza mediante un tanque decantador - digestor de lodos de 3 m<sup>3</sup> de capacidad de poliéster y fibra de vidrio, conectado a un tanque de almacenamiento de 7 m<sup>3</sup>, que se vacía periódicamente mediante un camión cisterna.

#### ***IV.3.3.- Explotación del vertedero.***

Tal y como se define en el manual de explotación del depósito controlado de Fuente Álamo, la explotación del depósito controlado se organiza en fases. Al inicio de cada fase se acondiciona el terreno natural, ejecutando la impermeabilización de base, las redes de drenaje, los accesos y los pozos de control. Una vez preparado el vaso, se

depositan los residuos ordenadamente siguiendo una forma geométrica repetitiva llamada celda o alveolo. El crecimiento del depósito y la sucesión de fases se planifica en función de las cotas alcanzadas con el objetivo de conseguir, al final de la vida útil, una superficie de clausura integrada en el terreno natural.

El acondicionamiento del terreno natural previo a la deposición de residuos, consiste fundamentalmente en la impermeabilización de la base y los lados del depósito con el objetivo de evitar la contaminación de las aguas subterráneas. Antes de extender las capas de impermeabilización, se procede al desbroce y excavación de la tierra vegetal.

La forma de explotación general en cada una de las fases, ha consistido en la construcción de lo determinado en el proyecto correspondiente de cada una de las fases, y su posterior explotación hasta una determinada altura que varía entre los 10 y 15 metros.

En cada fase el procedimiento de explotación mediante celdas es el siguiente:

- a) Planificación de la ocupación de una nueva zona. Consiste en prever las cotas finales de llenado, el volumen total disponible, el tiempo que durará la ocupación según las previsiones de entradas de residuos y la previsión de los trabajos y materiales necesarios, tanto en la preparación como en la fase de ocupación y cubrición.
- b) Marcado topográfico de los límites de la nueva celda.
- c) Rascado de la capa de tierras de cubrición de la celda inferior.
- d) Construcción del sistema local de drenaje de la celda, compuesto por un colector central conectado a los pozos de drenaje vertical y ramales secundarios en forma de espina de pez embebidos en gravas.
- e) Preparación de las franjas de impermeabilización lateral, si se trata de celdas en contacto con los flancos del depósito, o construcción de diques de contención, si es una celda sin límites laterales.

- f) Acondicionamiento de cunetas para interceptar aguas pluviales, evitando la entrada de agua en la masa de residuos de la celda.
- g) Preparación de los accesos a la celda en explotación y la plataforma de descarga de los vehículos.
- h) Finalmente se cubren con tierras la celda anterior que se estaba explotando, comprobando las cotas topográficas alcanzadas con las provisiones iniciales.

Aplicando este procedimiento se garantiza que la superficie de residuos a la intemperie sea mínima para evitar impactos medioambientales no deseados, durante el tiempo en que se clausura parcialmente una celda agotada y se acondiciona la siguiente.

Respecto a los accesos de descarga son caminos provisionales desviados del camino perimetral que permiten acceder a las plataformas de descarga. Se acondicionan sobre tierras de aportación compactadas y cunetas delimitadoras, su trazado sigue desniveles máximos del 12% y se modifican en función de la posición de la celda en explotación.

#### *IV.3.3.1.- Descarga de vehículos.*

Los residuos se reciben básicamente de dos formas: camiones compactadores cerrados y camiones abiertos. El movimiento de los residuos en el interior de la zona del depósito se hace con los mismos vehículos de transporte, siempre que sea posible. La descarga se produce, si no hay impedimentos, en la propia zona de vertido o en la zona dispuesta en sus cercanías, siempre siguiendo las indicaciones de los responsables de la instalación.

La descarga se realiza sobre la plataforma formada por la capa anterior de residuos, menos las primeras, que se sitúan sobre la capa drenante que se construye a partir de materiales granulares. La plataforma se realiza de la manera más homogénea posible, es decir, por capas o tongadas sensiblemente horizontales, manteniendo las

sucesivas capas una altura máxima que garantice la estabilidad de los taludes de la celda de trabajo.

#### *IV.3.3.2.- Forma de disposición.*

Las celdas de disposición, células o alvéolos, son las unidades mínimas de explotación de un vertedero o depósito controlado. El objetivo de formar celdas es obtener una buena densidad de compactación de los residuos, controlando de manera efectiva la posterior producción de lixiviados y evitando la dispersión de volátiles, así como el peligro de incendio asociado normalmente a los vertederos incontrolados.

Una vez vertidos los residuos sobre la celda de trabajo se procede al extendido de los mismos mediante la maquinaria prevista, formando una pendiente que varía entre un 6 - 10% que garantice la evacuación de las aguas y la homogeneización de los residuos.

El residuo se conforma en capas o tongadas sensiblemente horizontales no superiores a 0,5 - 1,5 metros. En una misma capa se han de combinar residuos de diferente naturaleza y se mezclan para conseguir una disposición lo más homogénea posible. De esta manera no se crean zonas blandas de gran espesor en una misma vertical. Asimismo, los residuos de granulometría más fina o recubrimientos arcillosos se han de mezclar con el resto de materiales para evitar zonas inestables o asentamientos diferenciales.

A continuación, se procede a compactar los residuos depositados, tarea que constituye un punto importante para la buena gestión del relleno y que se realiza de forma continuada con la maquinaria del depósito o vertedero controlado. Cuánto más elevado sea el grado de compactación conseguido, más estable será la masa depositada y más volumen aprovechable estará a disposición de la explotación.

La compactación es sistemática y se da un máximo de 6 pasadas de la máquina por encima de los residuos extendidos. A medida que la explotación avanza, los laterales y el frontal de la celda se van consolidando, formando rampas de un desnivel no superior a los 30°, pasando la maquinaria hacia arriba y hacia abajo.

Por último, se extiende semanalmente una capa de material de cubrición con un espesor que varía entre los 15 y 50 cm, dispuesta de forma que una vez extendida tiene un aspecto terroso y limpio, sin excesivos restos o indicios de basuras visibles. La capa de tierra extendida se compacta debidamente con la maquinaria del depósito. Esta extensión de tierras tiene como objetivo la disminución de la entrada de aguas en contacto con las basuras, evitando la generación excesiva de lixiviados y favoreciendo el desarrollo de unas condiciones óptimas para la fermentación anaerobia de las basuras.

La cantidad del material de cobertura que se utiliza para el funcionamiento del relleno es un factor importante en la determinación de la capacidad del mismo. La relación de residuos compactados/material de cobertura varía entre 8:1 y 15:1.

#### ***IV.3.4.- Tipología de los residuos a tratar. Previsiones.***

Según lo establecido en la Declaración de Impacto Ambiental, efectuada para la construcción y explotación del depósito controlado de Fuente Álamo, y a la calificación atribuida a dicho vertedero en el Plan de Residuos Urbanos, asimilables a urbanos y no peligrosos de la Región de Murcia, los residuos que se tratan en esta instalación son los que corresponden a la descripción de “Residuos municipales y asimilables no peligrosos”.

Este residuo se encuentra englobado dentro de la caracterización de residuo no peligroso, tal y como se define en el artículo 2 del Real Decreto 1481/2001 de 27 de diciembre.

En cumplimiento del citado Real Decreto, la eliminación de dichos residuos deberá realizarse en un “vertedero de residuos no peligrosos” (artículo 6 del RD1481/2001), por lo que el depósito controlado de Fuente Álamo cumple con los requerimientos establecidos legalmente para dicho tipo de vertedero.

Atendiendo a la descripción de residuos del artículo 6 (Residuos que podrán admitirse en las distintas clases de vertedero) del Real Decreto 1481/2001 de 27 de diciembre, la tipología de residuos admisibles en los vertederos de residuos no peligrosos son los siguientes:

- a) *Residuos urbanos.*
- b) *Residuos no peligrosos de cualquier otro origen que cumplan los criterios pertinentes de admisión de residuos en vertederos de residuos no peligrosos fijados en el Anexo II del R.D. 1481/2001.*
- c) *Residuos peligrosos no reactivos, estables o provenientes de un proceso de estabilización, cuyo comportamiento de lixiviación sea equivalente a la de residuos no peligrosos mencionados en la letra b) anterior y que cumplan los criterios pertinentes de admisión establecidos, en su caso, en el Anexo II de R.D. 1481/2001. Dichos residuos peligrosos no se depositarán en celdas destinadas a residuos no peligrosos biodegradables.*

Igualmente, todos los residuos que se gestionan en la instalación están incluidos en alguna de las agrupaciones comprendidas en el apartado 3 del Inventario de residuos de la Región de Murcia aprobado conjuntamente con el “Plan de residuos urbanos y asimilables no peligrosos de la Región de Murcia en resolución de 26 de junio de 2001”.

Tal y como se comenta en apartados anteriores, la vida útil del vertedero se estimó en 20 años considerando unos vertidos anuales de unas 42.000 toneladas.

## Capítulo V

### Datos y metodología.

La aplicación del modelo HELP es una opción rápida y eficiente de modelización del balance hidrológico producido en un vertedero. De hecho, este modelo es ampliamente utilizado por técnicos de todo el mundo para la predicción de los lixiviados generados en los vertederos (Nyhan et al., 1997) y su uso es requerido por numerosos organismos norteamericanos, como por ejemplo la U.S. E.P.A. (U.S. Environmental Protection Agency).

La función principal, para la cual se está aplicando actualmente este modelo, ya sea por parte de ingenieros proyectistas como por los técnicos de las administraciones encargados de regular esta materia, es la comparación de distintos sistemas de impermeabilización y de sellado con objeto de alcanzar los sistemas más convenientes en función de las condiciones climáticas consideradas.

En este capítulo se abordará la metodología empleada para la validación del modelo en climas semiáridos desde varios puntos de vista, no sólo desde su aplicación más extendida como es el diseño de los sistemas de impermeabilización y de sellado, sino también como herramienta para el dimensionamiento de balsas de lixiviados y el cálculo de los lixiviados generados durante la fase de explotación del vertedero.

## **V.1.- Análisis de los lixiviados generados durante la fase de explotación del vertedero.**

### ***V.1.1.- Datos climatológicos introducidos al modelo HELP.***

Tal y como se describe en el Capítulo III, relativo a la descripción del modelo HELP, y teniendo en cuenta que se pretende obtener los lixiviados generados en el vertedero de R.S.U. desde que comenzó su explotación en el año 2004, los datos climatológicos que se han introducido al modelo para su correcta ejecución son los siguientes:

- Datos diarios de Precipitación, Temperatura media y Radiación Solar desde el comienzo del año 2004 hasta el final del año 2010.
- Datos trimestrales de humedad durante dicho periodo de tiempo.
- Velocidad media anual del viento a lo largo del periodo analizado.
- Otros datos como el Índice de área foliar o la profundidad de la zona de evaporación, donde se han utilizado los valores recomendados por el programa ante la ausencia de una medición directa de los mismos.

A continuación, se describe el origen de los datos climatológicos utilizados en HELP, así como el tratamiento de los mismos con objeto de completar las series incompletas existentes.

#### ***V.1.1.1.- Estación meteorológica propia del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo.***

Gracias a la colaboración de la empresa encargada de la gestión del vertedero, Medioil Levante, S.L., se tuvo acceso para la elaboración de este trabajo a los datos climatológicos registrados en la estación meteorológica ubicada en las propias instalaciones del vertedero.

Esta estación meteorológica, caracterizada en el capítulo dedicado a la descripción del vertedero, no registra de forma automática los datos meteorológicos,

sino que hay un operario encargado de anotar los datos una vez al día y, generalmente, siempre a la misma hora (14 horas). Por lo tanto, los datos facilitados corresponden solamente a días laborables y a una hora determinada del día.

Como el modelo HELP necesita ser alimentado mediante datos medios diarios (tanto de precipitación, como de temperatura y de radiación solar) esta serie no se pudo utilizar. Se procedió a buscar datos procedentes de otra estación que estuviera muy próxima a las instalaciones del vertedero y cuya altitud fuera similar a la del área objeto de estudio.

Como resultado de esta búsqueda, se localizó una estación denominada CA91, ubicada en el Paraje de Campillo de Abajo, perteneciente a la red agrometeorológica del Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (IMIDA). Dicha estación se localiza a menos de 8 kilómetros al este del vertedero, siendo su altitud muy similar (la altitud de esta estación es de 175 m., frente a los 218 m. de cota media del vertedero).



**Figura 16. Ubicación de la estación meteorológica "CA91".**

**Fuente: elaboración propia.**

Los datos climatológicos de la estación ubicada en el interior de las instalaciones del vertedero se utilizaron para validar el uso de esta estación.

**V.1.1.2.- Estación meteorológica “CA91” perteneciente a la red agrometeorológica del IMIDA.**

El Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (IMIDA) es un organismo público de investigación que posee una amplia red de estaciones meteorológicas repartidas por toda la región de Murcia. Los datos registrados en estas estaciones son accesibles a cualquier usuario a través de su página web (<http://www.imida.es/>).

La estación meteorológica “CA91” perteneciente a dicha red, presenta como principales características las mostradas en la tabla 8:

| Estación meteorológica “CA91” |  |
|-------------------------------|--|
| Nombre - Paraje (Municipio)   | El Campillo - Campillo Abajo<br>(Fuente Álamo) |
| Finca                         | La Torre                                       |
| Coordenadas geográficas       | Latitud: 37° 41' 56,52''                       |
|                               | Longitud: 1° 14' 16,96''                       |
| Coordenadas UTM               | X: 655332                                      |
|                               | Y: 4173881                                     |
| Altitud                       | 175 metros                                     |
| Fecha de alta                 | 01/01/1996                                     |

**Tabla 8. Características de la estación “CA91” en Campillo de Abajo (Fuente Álamo).**

**Fuente: IMIDA, 2011.**



**Fotografía 8. Estación meteorológica "CA91".**

#### ***V.1.1.3.- Completado de series meteorológicas diarias.***

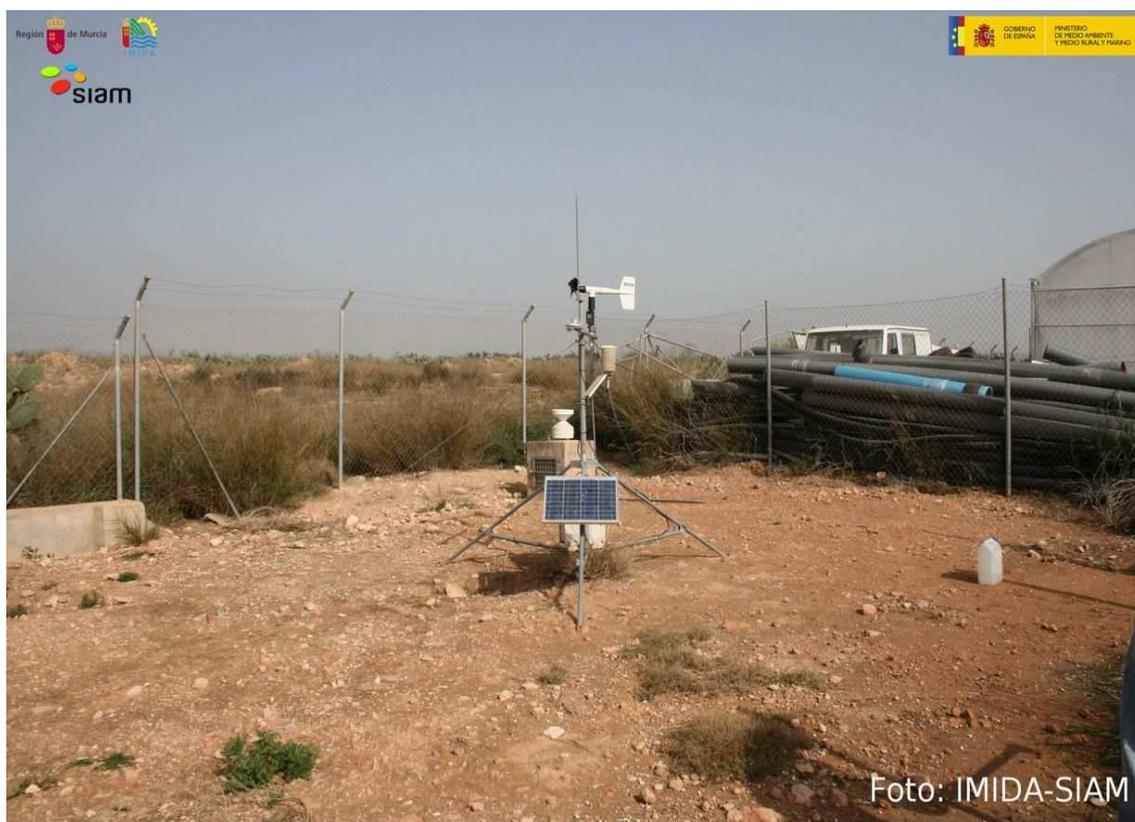
Una vez analizados los datos procedentes de la estación anterior, se observó que por algún fallo instrumental había datos diarios correspondientes a los años 2006 y 2010 no registrados. Es por ello que se procedió al completado de la serie utilizando los datos disponibles de otra estación perteneciente a la red del IMIDA.

La estación meteorológica utilizada como estación índice para el relleno de los datos faltantes, fue la estación "CA42" situada en Balsapintada, pedanía que también está situada dentro de los límites del término municipal de Fuente Álamo, presenta características similares en cuanto a altitud y se sitúa a una distancia razonable de la misma. Sus características más importantes se presentan en la tabla 9.

| Estación meteorológica "CA42" |   |
|-------------------------------|---|
| Nombre - Paraje (Municipio)   | Balsapintada - Balsapintada<br>(Fuente Álamo) |
| Finca                         | Factoría S.A.T. La Forja                      |
| Coordenadas geográficas       | Latitud: 37° 44' 53,89''                      |
|                               | Longitud: 1° 7' 45,14''                       |
| Coordenadas UTM               | X: 664813                                     |
|                               | Y: 4179533                                    |
| Altitud                       | 138 metros                                    |
| Fecha de alta                 | 01/09/1999                                    |

Tabla 9. Características de la estación "CA42" en Balsapintada (Fuente Álamo).

Fuente: IMIDA, 2011.



Fotografía 9. Estación meteorológica "CA42".

El procedimiento utilizado para el completado de las series diarias de precipitación, temperatura media diaria y radiación solar diaria, consistió en un ajuste mediante mínimos cuadrados ordinarios. Los ajustes realizados se muestran en las figuras 17, 18 y 19.

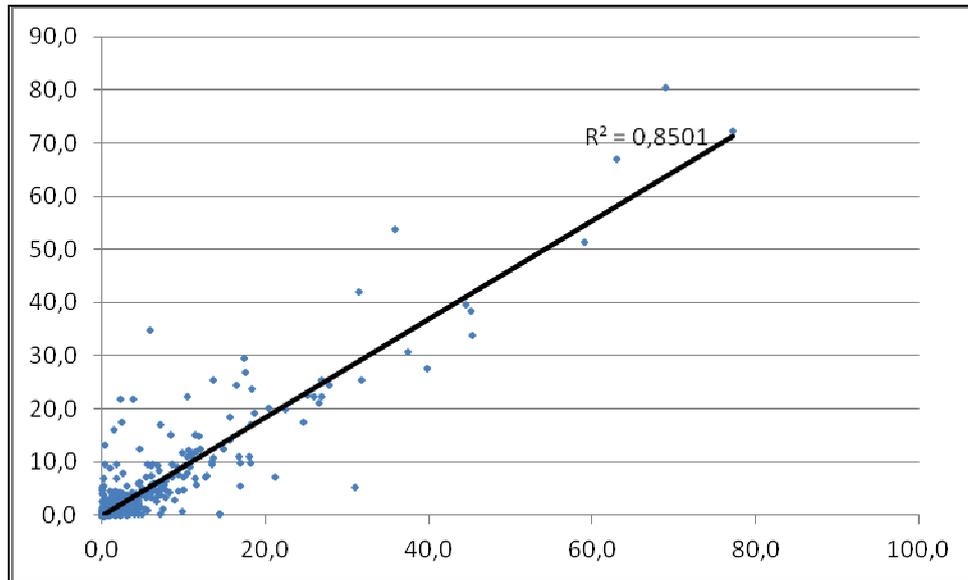


Figura 17. Diagrama de dispersión de precipitaciones diarias en las estaciones CA42 y CA91.

Fuente: elaboración propia.

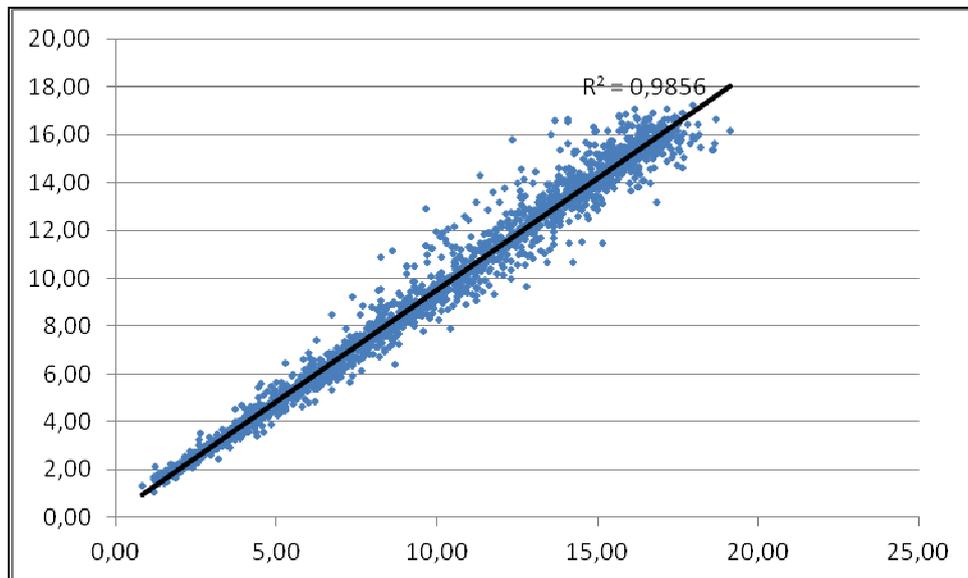
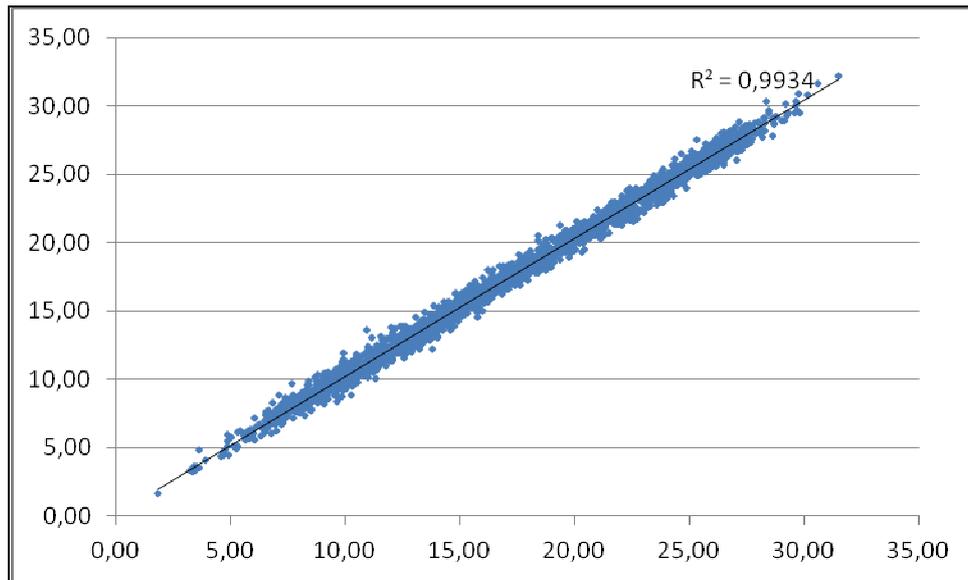


Figura 18. Diagrama de dispersión de temperaturas diarias en las estaciones CA42 y CA91.

Fuente: elaboración propia.



**Figura 19. Diagrama de dispersión de radiación solar diaria en las estaciones CA42 y CA91.**

**Fuente: elaboración propia.**

Como se puede observar en los gráficos anteriores, también se ha calculado el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) para cada uno de los ajustes realizados, obteniendo en todos los casos un valor de dicho coeficiente muy cercano a 1, lo que indica que los puntos del diagrama de dispersión se alinean en una recta de pendiente positiva (correlación directa) ya que la constante de la recta no es significativa y, por lo tanto, que los datos registrados en ambas estaciones presentan una correlación muy fuerte, justificando claramente la elección de la estación “CA42” como estación índice para el relleno de los datos no registrados.

#### ***V.1.1.4.- Precipitación, temperatura y radiación solar.***

En el anejo número 2 se adjuntan, con un mayor detenimiento, los datos diarios de precipitación, temperatura y radiación solar introducidos al modelo. A modo de resumen, los datos introducidos son los siguientes:

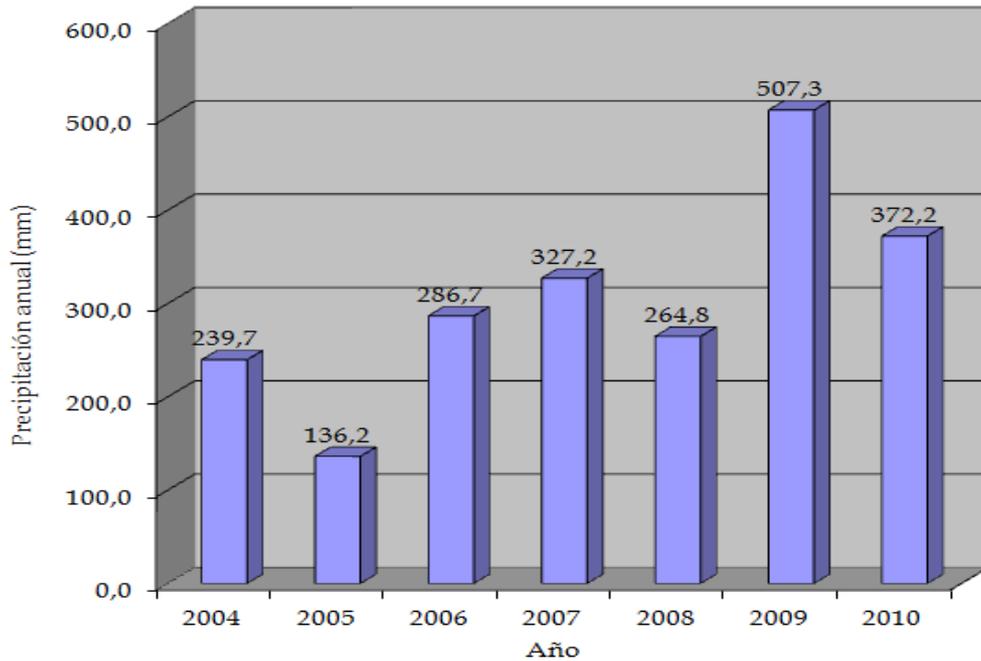


Figura 20. Precipitación anual registrada en cada uno de los años objeto de estudio.

Fuente: IMIDA, 2011.

En la figura anterior se refleja la variabilidad tan importante que hay en cuanto a las precipitaciones, fenómeno característico en climas semiáridos. El año más seco, 2005, apenas se recogen 136,2 milímetros, mientras que en el año más lluvioso dentro del periodo de estudio, 2009, las precipitaciones aumentan respecto al año más seco del orden de un 400%.

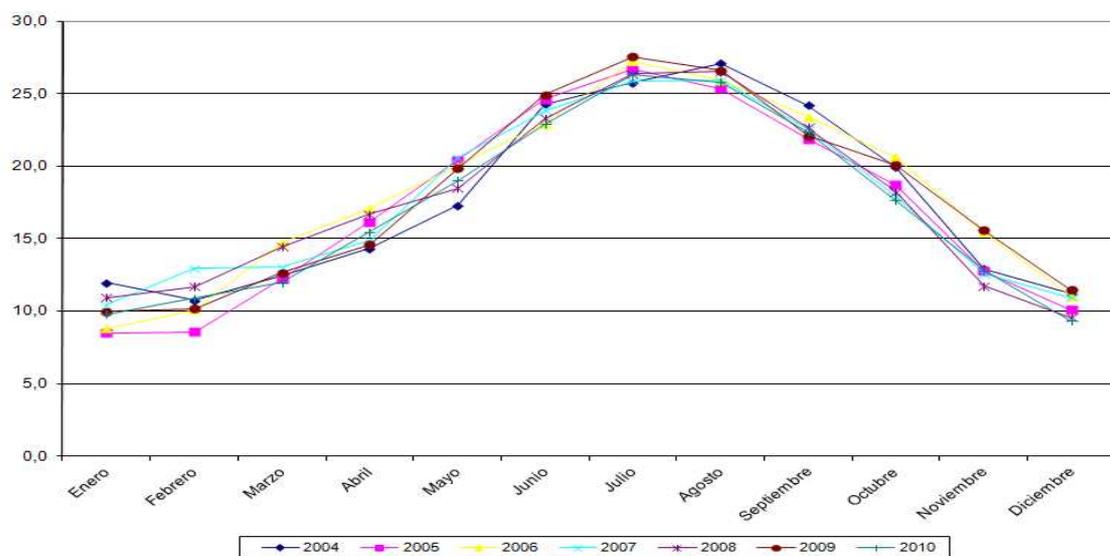


Figura 21. Variación de la temperatura media mensual a lo largo del periodo estudiado.

Fuente: IMIDA, 2011.

En cuanto a la temperatura, tal y como se observa en la figura 21, los meses más fríos van desde Noviembre hasta el mes de Febrero, con temperaturas que varían entre los 8 y los 12 °C. En el lado opuesto, durante los meses de Julio y Agosto se alcanzan las temperaturas máximas, las cuales rondan los 26 – 27 °C. No se aprecian variaciones importantes en las medias mensuales entre cada uno de los años que forman parte del periodo de estudio analizado.

**V.1.1.5.- Humedad.**

En la tabla 10, se presentan los valores relativos a la humedad trimestral media introducidos al modelo. Destacar que durante el primer y el último trimestre de cada año es cuando se registran los valores más altos, alcanzando como valor más alto el 73,8% registrado en el primer trimestre de 2010. Durante el segundo y tercer trimestre de cada año, los valores registrados son sensiblemente inferiores, llegando a alcanzar un valor mínimo del 56,5% durante el segundo trimestre del año 2005.

|                           | 2004  | 2005  | 2006  | 2007  | 2008  | 2009  | 2010  |
|---------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1 <sup>er</sup> trimestre | 71,6% | 69,0% | 69,9% | 68,3% | 68,4% | 71,2% | 73,8% |
| 2 <sup>o</sup> trimestre  | 63,6% | 56,5% | 65,1% | 62,3% | 59,1% | 61,9% | 63,6% |
| 3 <sup>er</sup> trimestre | 65,8% | 64,3% | 61,6% | 66,7% | 65,4% | 65,8% | 66,1% |
| 4 <sup>o</sup> trimestre  | 68,4% | 72,8% | 70,8% | 73,0% | 73,6% | 70,7% | 68,2% |

**Tabla 10. Humedad trimestral media registrada durante el periodo de estudio (2004 - 2010).**

**Fuente: IMIDA, 2011.**

**V.1.1.6.- Velocidad del viento.**

Tal y como se observa en la tabla 11, los datos relativos a la velocidad media anual del viento prácticamente no varían a lo largo de cada uno de los años que forman parte del periodo de estudio:

| Año  | Velocidad media del viento (km/h) |
|------|-----------------------------------|
| 2004 | 1,24                              |
| 2005 | 1,22                              |
| 2006 | 1,15                              |
| 2007 | 1,12                              |
| 2008 | 1,20                              |
| 2009 | 1,17                              |
| 2010 | 1,08                              |

Tabla 11. Velocidad media anual del viento durante el periodo de estudio (2004 - 2010).

Fuente: IMIDA, 2011.

**V.1.2.- Datos de explotación del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo.**

Tal y como se incluye en la descripción del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo, éste proyecta dos vasos, denominados A y B, con una capacidad total bruta de casi 1.750.000 m<sup>3</sup>. Durante el periodo de tiempo analizado en este trabajo (desde inicios del año 2004 hasta finales del año 2010), el único vaso construido y, por lo tanto, que estaba siendo explotado era el vaso A. De hecho, en la actualidad, todavía no se ha comenzado la ejecución del vaso B, ya que el vaso A aún no se ha rellenado en su totalidad, aunque ha superado actualmente el 90% de su capacidad.

Por lo tanto, el modelo HELP se ha aplicado para obtener el volumen de lixiviados generados en el vaso A del vertedero para cada uno de los años incluidos en el periodo de estudio mencionado anteriormente. Para ello, se ha contado con los informes anuales de explotación facilitados por la empresa propietaria del vertedero.



**Fotografía 10. Vista general del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo. Febrero 2012.**

*V.1.2.1.- Fases de explotación del vertedero de residuos sólidos urbanos. de Fuente Álamo.*

Atendiendo a dichos informes, se observa que la construcción del vaso A del vertedero se separó en tres fases distintas, en función de la altura de residuo que se había alcanzado en la fase inmediatamente anterior. Por orden cronológico, la construcción de la superficie del vaso presenta las siguientes etapas (ver figura 22):

- Durante el año 2003, se construye y se comienza a explotar la 1ª Fase de explotación del vaso, siendo ésta la más reducida en cuanto a superficie, apenas 4.050 m<sup>2</sup>.
- Ya en el año 2004, se comienza a explotar la 2ª Fase de explotación del vaso, que cuenta con una superficie total a explotar de 21.710 m<sup>2</sup>.
- Durante el año 2006, una vez superados los 5 metros de altura de explotación correspondientes a la primera terraza de la fase anterior, se explota la 3ª Fase, que cuenta con una superficie de 20.100 m<sup>2</sup>.

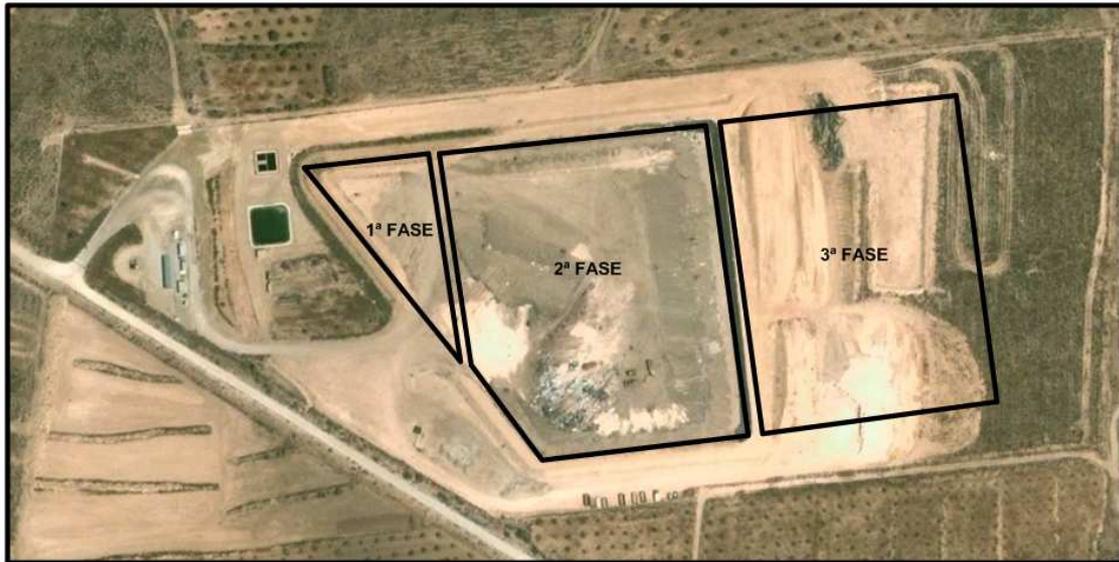


Figura 22. Fases de explotación del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo (Murcia).

Fuente: elaboración propia.

V.1.1.2.2.- *Perfiles anuales introducidos al modelo HELP.*

A efectos de la aplicación del modelo HELP y teniendo en cuenta que lo que se busca es obtener el volumen de lixiviados generados en el vertedero para cada uno de los años objeto de estudio, basándose en los informes anuales de explotación del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo, se obtienen las secciones tipo para cada uno de los años estudiados:

- Año 2004.

De acuerdo con el Informe anual de seguimiento elaborado por Medioil Levante S.L., durante el año 2004 se finalizó la explotación de la primera fase anteriormente mencionada, hasta una altura de residuo de 5 metros, y se comenzó la explotación de la segunda, habiéndose explotado una superficie total de 19.340 m<sup>2</sup>, y una altura de residuo que alcanzaba los 5 metros. Por lo tanto, las secciones tipo insertadas en el modelo para la predicción de los lixiviados se muestran en la figura 23:

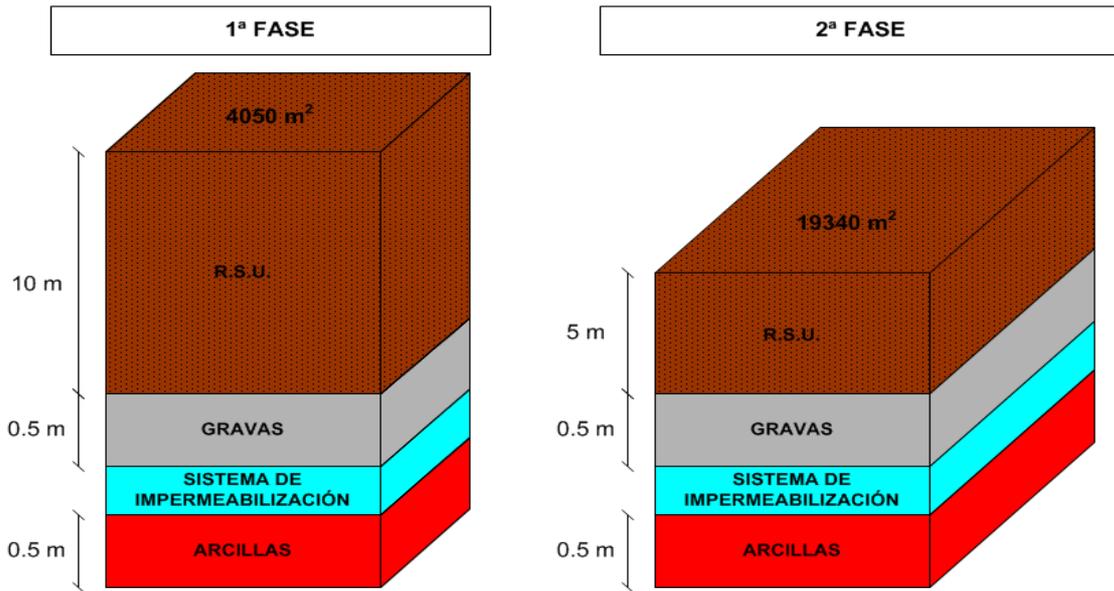


Figura 23. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2004.

Fuente: elaboración propia.

- Año 2005.

Durante este año, se continuó con la explotación de la primera altura correspondiente a la segunda fase, con lo que la superficie total alcanzaba los 20.410 m<sup>2</sup>, y se ejecutó la segunda terraza, con la que la altura total de residuo llegaba a los 10 metros, tal y como se muestra en la figura 24:

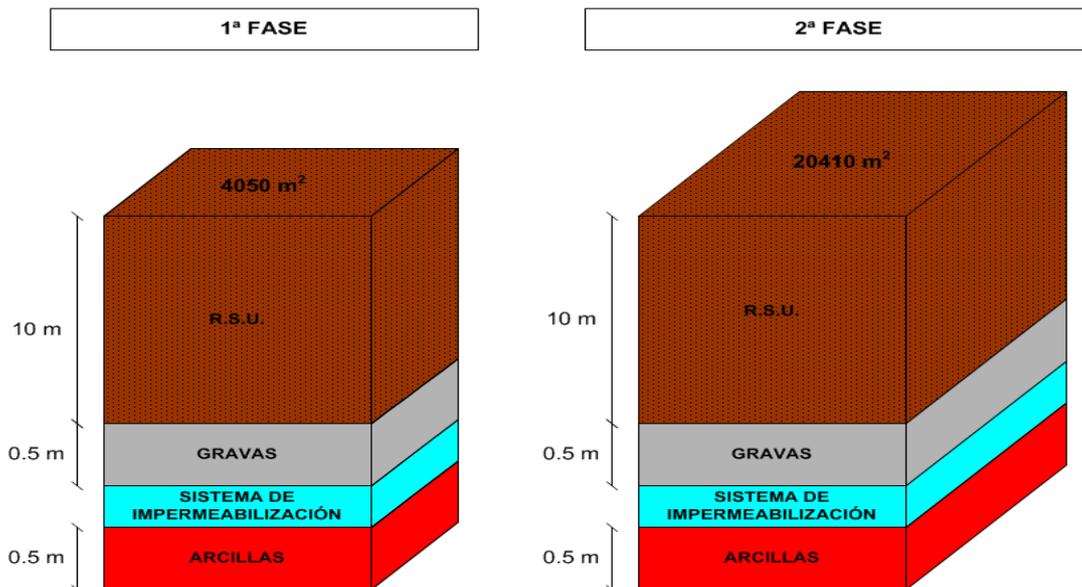


Figura 24. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2005.

Fuente: elaboración propia.

- Año 2006.

A lo largo de este año, se inició la explotación de la denominada anteriormente 3ª Fase, rellenándose prácticamente la totalidad de la superficie (19.100 m<sup>2</sup> frente a los 20.100 m<sup>2</sup> totales) y alcanzando éste primer relleno 5 metros de altura. Previamente se completó la superficie total de la fase anterior (21.710 m<sup>2</sup>), tal y como se observa en la figura 25.

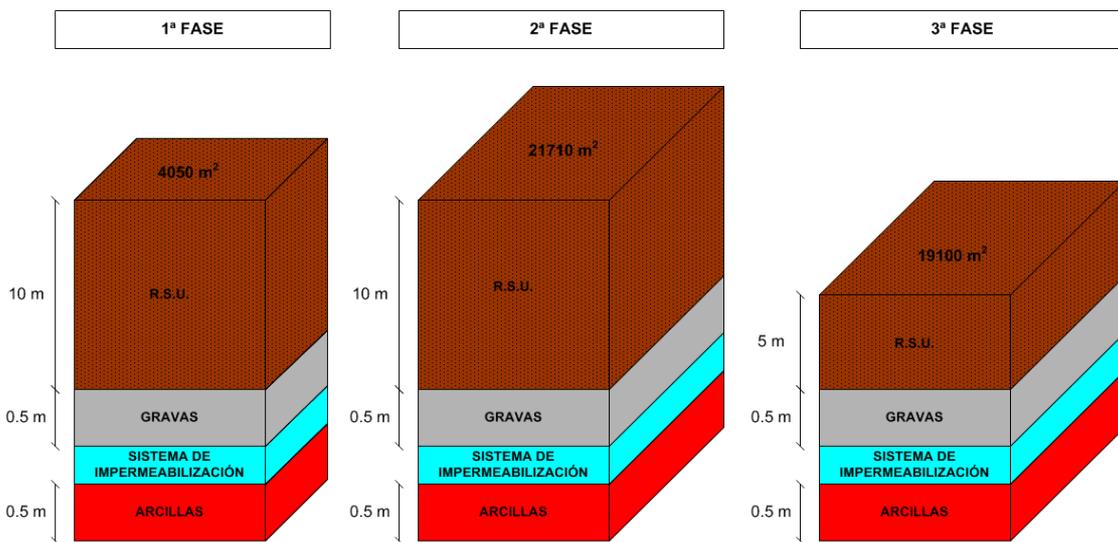


Figura 25. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2006.

Fuente: elaboración propia.

- Año 2007.

Por una parte, se rellenó alguna sección correspondiente a la segunda fase que durante el año anterior no alcanzaba los 10 metros y, por otra, respecto a la tercera fase, se completó la primera terraza de 5 metros de altura que no se había finalizado el año anterior (alcanzando los 20.100 m<sup>2</sup> totales) y se aumentó la altura de residuo hasta los 15 metros, ya que se ejecutó una segunda y tercera terraza de 5 metros cada una. La tercera terraza se completó en un 50%. La figura 26 muestra las secciones utilizadas en el modelo para el año 2007.

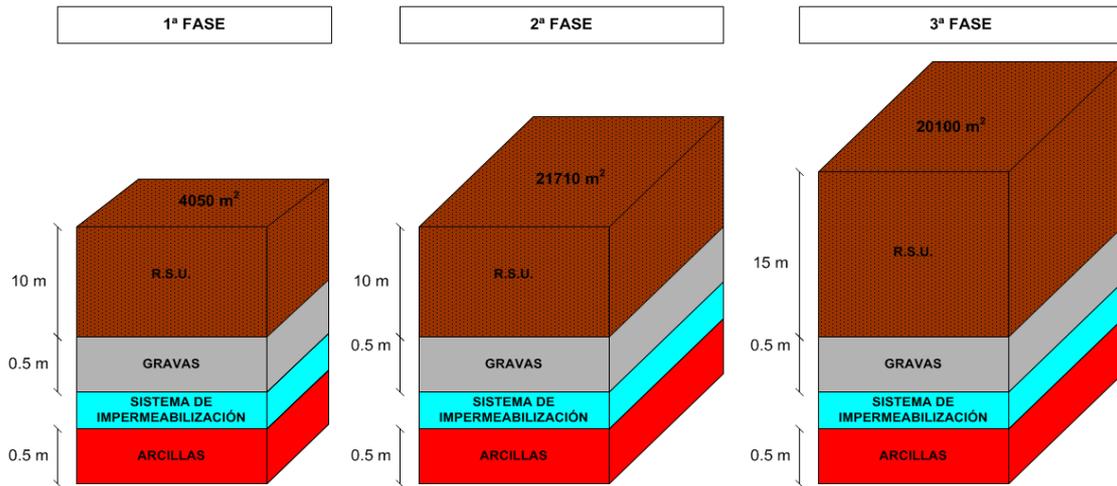


Figura 26. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2007.

Fuente: elaboración propia.

- Año 2008.

Se continúa avanzando en la explotación. De hecho, a lo largo de 2008 se aumenta la altura de residuo de cada una de las fases. Se reanuda la explotación de la primera fase, que había estado paralizada desde el año 2004, ejecutando una nueva terraza que aumenta la altura de residuo a 15 metros. En cuanto a la segunda fase, se comienza a explotar una tercera terraza de otros 5 metros de altura que, al final de 2008, se encuentra aproximadamente a un 50% de su capacidad total. Se comienza a explotar una cuarta terraza en la denominada tercera fase los últimos días de ese año, por lo que se desprecia a la hora de determinar la sección tipo que se ha de introducir al modelo (Figura 27).

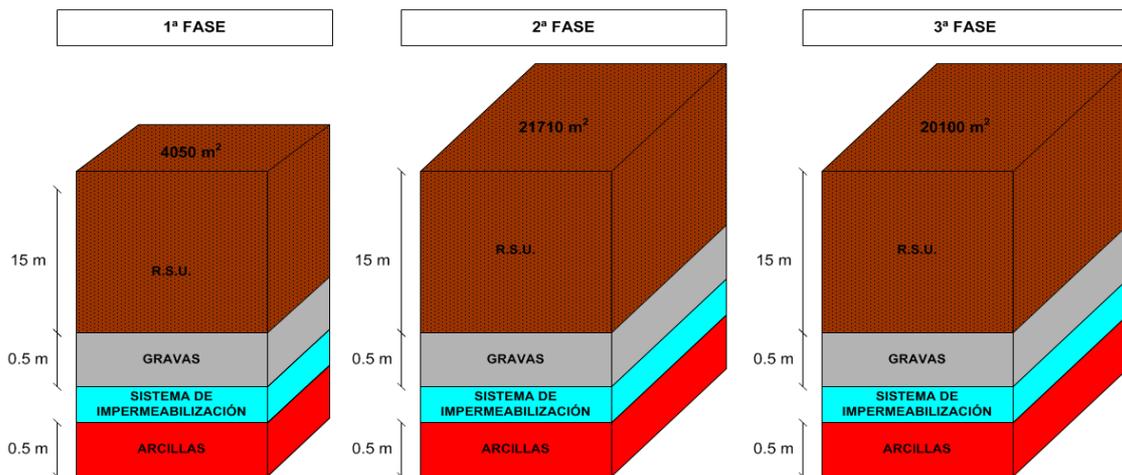


Figura 27. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2008.

Fuente: elaboración propia.

- Año 2009.

Se ejecuta una tercera terraza de otros 5 metros de altura en la primera fase, lo que eleva la altura total de residuo a los 20 m. Se ocupa en su totalidad la tercera terraza correspondiente a la segunda fase y se explota prácticamente en su totalidad una cuarta terraza que iguala en altura los 20 metros que tiene en ese momento la primera fase. Por último, se explota casi en su totalidad la cuarta terraza de la tercera fase que se había comenzado a explotar a finales del año anterior, por lo que para el año 2009 si que se incluye, como se puede observar en la figura 28.

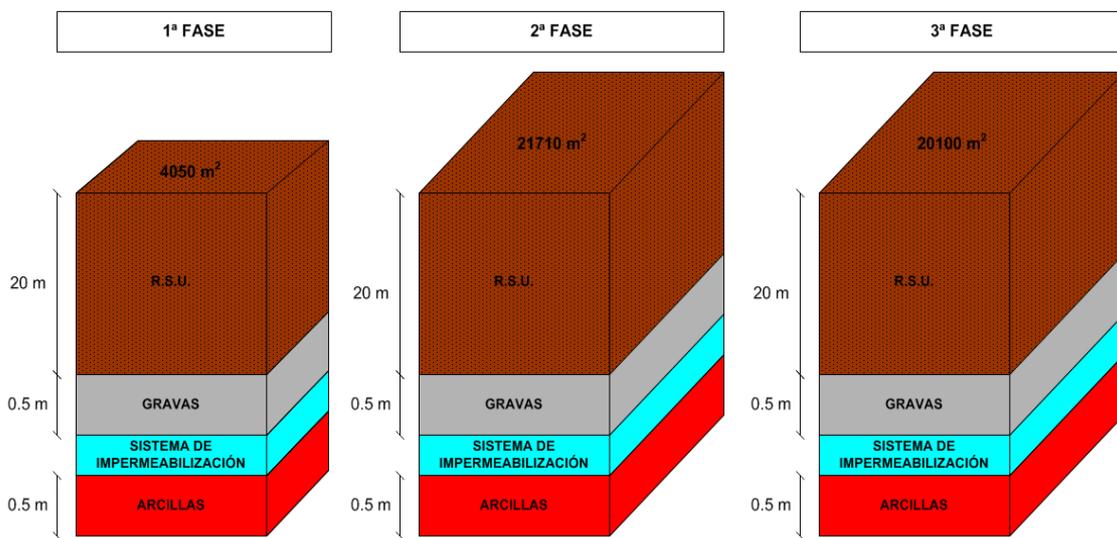


Figura 28. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2009.

Fuente: elaboración propia.

- Año 2010.

Durante el año 2010, que es el último que se ha tenido en cuenta para la aplicación del modelo, no se ha vertido residuo alguno a la primera fase. En la segunda, se ha completado la capacidad de la cuarta terraza, que se había comenzado a explotar durante el año anterior y se ha explotado una quinta terraza en su totalidad. En Diciembre de 2010 se comenzó la explotación de la sexta terraza, aunque no se ha tenido en cuenta a la hora de determinar el perfil, ya que apenas se habían depositado residuos. Por último, a lo largo de ese año se finalizó la explotación de la cuarta terraza, explotando una quinta en su totalidad, e iniciando una sexta, que al igual que ocurre

en la segunda fase no se ha tenido en cuenta a la hora de diseñar el perfil por su baja ocupación a finales de 2010. Las secciones utilizadas se muestran en la figura 29.

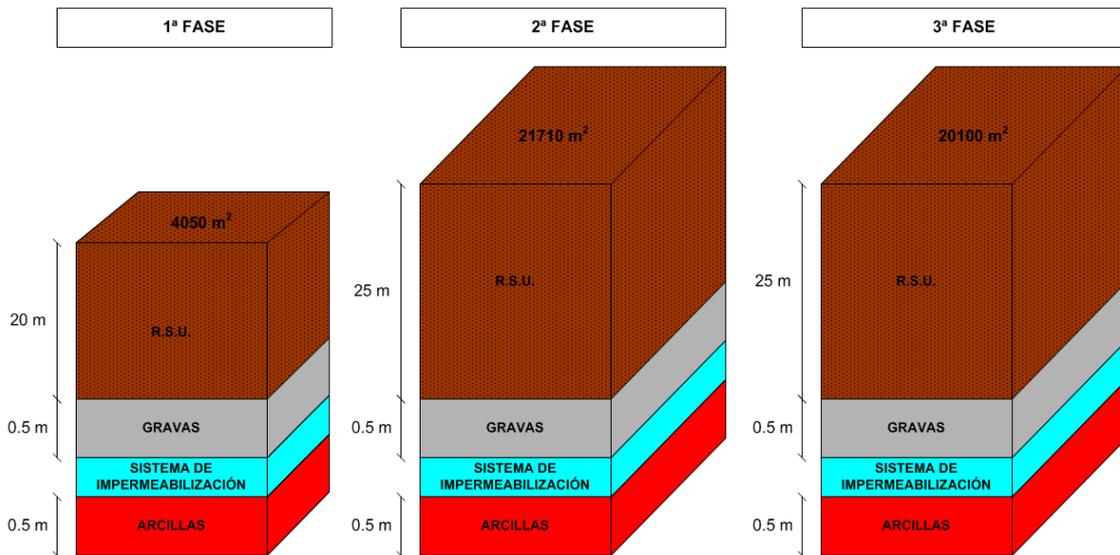


Figura 29. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2010.

Fuente: elaboración propia.

### V.1.3.- Datos sobre los tipos de materiales utilizados.

Ante la falta de datos obtenidos mediante ensayos realizados en el propio vertedero, se han utilizado las características proporcionadas por el propio modelo HELP, ya que como se definía en el capítulo dedicado a la descripción del modelo, éste proporciona una base de datos con 42 tipos de materiales utilizados en vertederos, los cuales se acomodaban bien a los aquí utilizados.

De acuerdo con los perfiles que se acaban de definir dentro de este mismo capítulo, y comparándolos con esta base de datos, las características de cada uno de los elementos que forman parte del vertedero y que se han utilizado para obtener la predicción de lixiviados se muestran en la tabla 12.

**Barrera impermeabilizada de arcillas**

| Tipo de capa                        | Línea de barrera de suelo |
|-------------------------------------|---------------------------|
| Número de capa (base de datos HELP) | 16                        |
| Porosidad                           | 0,427                     |
| Capacidad de campo                  | 0,418                     |
| Punto de marchitez                  | 0,367                     |
| Conductividad hidráulica (cm/s)     | $10^{-7}$                 |

**Lámina de polietileno de alta densidad**

| Tipo de capa                        | Línea de geomembrana |
|-------------------------------------|----------------------|
| Número de capa (base de datos HELP) | 35                   |
| Conductividad hidráulica (cm/s)     | $2 \cdot 10^{-13}$   |
| Densidad de poros (#/ha)            | 2                    |
| Defectos de instalación             | Pobre                |
| Transmisividad (cm <sup>2</sup> /s) | 0                    |

**Georred**

| Tipo de capa                        | Línea de geomembrana |
|-------------------------------------|----------------------|
| Número de capa (base de datos HELP) | 20                   |
| Porosidad                           | 0,85                 |
| Capacidad de campo                  | 0,01                 |
| Punto de marchitez                  | 0,05                 |
| Conductividad hidráulica (cm/s)     | 10                   |

| Gravas                              |                         |
|-------------------------------------|-------------------------|
| Tipo de capa                        | Capa de drenaje lateral |
| Número de capa (base de datos HELP) | 21                      |
| Porosidad                           | 0,397                   |
| Capacidad de campo                  | 0,032                   |
| Punto de marchitez                  | 0,013                   |
| Conductividad hidráulica (cm/s)     | 0,3                     |

| R.S.U.                              |                              |
|-------------------------------------|------------------------------|
| Tipo de capa                        | Capa de percolación vertical |
| Número de capa (base de datos HELP) | 18                           |
| Porosidad                           | 0,671                        |
| Capacidad de campo                  | 0,292                        |
| Punto de marchitez                  | 0,077                        |
| Conductividad hidráulica (cm/s)     | 0,001                        |

**Tabla 12. Datos sobre las características de los materiales vertidos.**

**Fuente: elaboración propia.**

**V.1.4.- Parámetros de diseño del vertedero utilizados para la aplicación del modelo HELP.**

Apoyándose en los perfiles que se acaban de describir, el modelo HELP necesita una serie de parámetros referidos al diseño del vertedero y descritos en el capítulo correspondiente a la descripción del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo. Estos parámetros, introducidos para poder obtener una correcta simulación se recogen en la tabla 13.

|                                  | 1ª Fase | 2ª Fase | 3ª Fase |
|----------------------------------|---------|---------|---------|
| Longitud de drenaje (m)          | 90      | 160     | 160     |
| Pendiente sistema de drenaje (%) | 1,5     |         |         |
| Índice de área foliar (LAI)      | 0,5     |         |         |

**Tabla 13. Parámetros de diseño utilizados para la aplicación del modelo HELP.**

**Fuente: elaboración propia.**

La longitud de drenaje depende del sistema de drenaje utilizado. En este caso, para las distintas fases de construcción del vaso A, se utilizó una red de drenaje en forma de espina de pez. La superficie de la primera fase era apreciablemente menor que las dos siguientes fases, lo que da sentido a los datos mostrados en la tabla anterior. La pendiente del sistema de drenaje utilizada fue la misma para cada una de las fases. En cuanto al Índice de Área Foliar, depende del tipo de cubierta vegetativa utilizada, en este caso, al tratarse de una simulación donde el vertedero se encuentra en continuo estado de explotación, la cubierta vegetativa es prácticamente inexistente, por lo que para ser más restrictivos se ha supuesto un valor 0,5 para dicho índice.

## **V.2.- Evaluación de distintos sistemas de sellado mediante la aplicación del modelo HELP.**

Con independencia del estudio del comportamiento del modelo HELP para la predicción de lixiviados durante la fase de explotación de un vertedero, también se ha utilizado este modelo para el análisis del comportamiento en cuanto a generación de lixiviados de distintos tipos de sellado.

El volumen de lixiviados generados en un vertedero una vez clausurado depende fundamentalmente del sistema de sellado utilizado. Además, en el diseño del sellado del vertedero se deben tener en cuenta otras características fundamentales como la cantidad de biogás generado y recolectado, el coste del sellado, etc.

Los lixiviados recogidos en un vertedero se reducen significativamente después del sellado del mismo, esto es debido principalmente a dos factores: el crecimiento de

la vegetación en la capa superior del sellado, que favorece la evapotranspiración, y la baja permeabilidad de los materiales utilizados que reducen la percolación.

En este apartado se describen los datos introducidos al modelo para comparar un sistema de sellado que cumpla con los requisitos especificados en el RD1481/2001, con otro sellado similar al anterior, pero en cuya capa más superficial se ha añadido compost en un determinado porcentaje. La utilización del compost en capas de sellado es una solución cada vez más empleada, y que debería tenerse en cuenta en este caso concreto, debido a que en la localidad cercana de Águilas se encuentra una planta de compostaje cuyo compost además de suponer una disminución de los impactos ambientales generados por el vertedero, puede resultar interesante desde un punto de vista económico.

Lo que se pretende es analizar la utilidad del modelo como herramienta de ayuda para la selección de un sistema de sellado óptimo en vertederos de R.S.U. situados en regiones semiáridas.

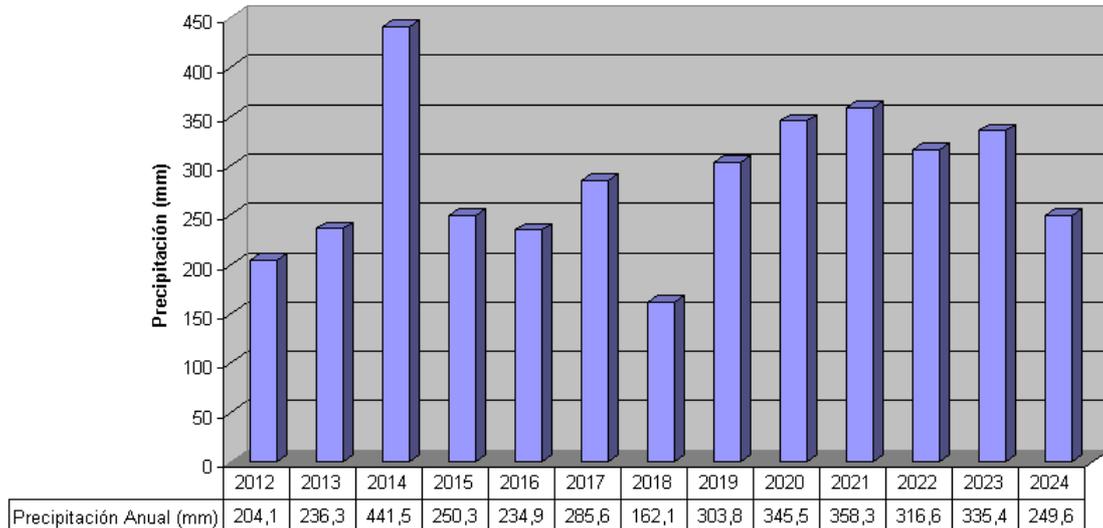
#### ***V.2.1.- Datos climatológicos introducidos al modelo HELP.***

Los datos climatológicos introducidos al modelo HELP son los registrados en la estación CA91 perteneciente al IMIDA desde la fecha de su puesta de funcionamiento que data de finales de 1998. Por lo tanto, se tiene registro de 13 años completos (1999 – 2011). Se han completado las series de datos de forma análoga a la utilizada en el cálculo relativo a la fase de explotación.

El objetivo en este caso es obtener los lixiviados generados en el vertedero una vez sellado por lo que, a través del generador sintético climatológico que posee el modelo HELP, se generarán series sintéticas futuras con una duración total de 13 años. Las hipótesis de cálculo de las que parte el generador sintético se han descrito en profundidad en el capítulo III de esta memoria.

Por lo tanto, una vez alimentado el generador con los datos conocidos, se obtuvieron las series sintéticas diarias relativas a la precipitación, la temperatura y la

radiación solar. A continuación se muestran en la figura 30 la predicción futura de las precipitaciones anuales obtenidas por el modelo y que van desde el año 2012 hasta el año 2024.



**Figura 30. Precipitaciones anuales generadas sintéticamente para el periodo 2012 - 2024.**

**Fuente: elaboración propia.**

Tanto las precipitaciones como las temperaturas mensuales medias se adjuntan en el anejo número 3.

Por otra parte, los valores no diarios introducidos al modelo y por lo tanto, no generados por el mismo de forma sintética se definen en la tabla 14:

| Datos climatológicos no diarios                      |      |
|--|------|
| Profundidad de la zona de evaporación del suelo (cm) | 53   |
| Inicio del periodo de crecimiento                    | 70   |
| Fin del periodo de crecimiento                       | 329  |
| Velocidad media del viento (km/h)                    | 4,75 |
| Humedad media 1 <sup>er</sup> trimestre (%)          | 70   |
| Humedad media 2 <sup>o</sup> trimestre (%)           | 61   |
| Humedad media 3 <sup>er</sup> trimestre (%)          | 64   |
| Humedad media 4 <sup>o</sup> trimestre (%)           | 71   |

**Tabla 14. Datos climatológicos no diarios introducidos al modelo HELP.**

**Fuente: elaboración propia.**

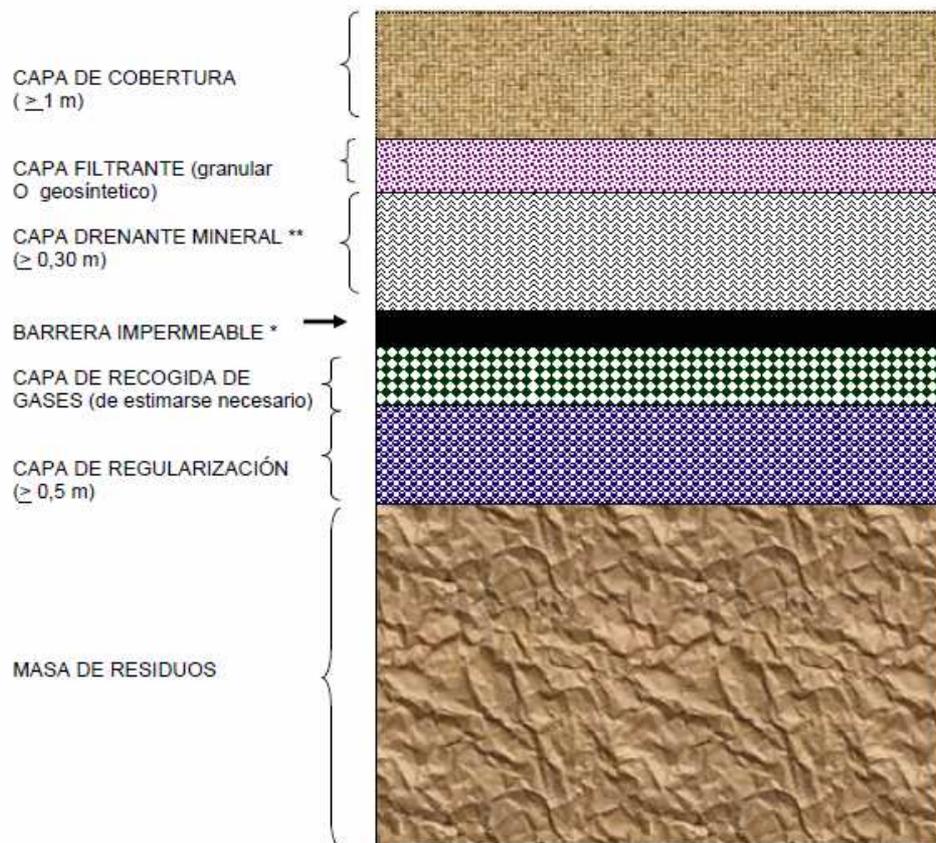
Los datos relativos al viento y a la humedad se obtuvieron a partir de los 13 años de datos registrados por la estación meteorológica. Los días de inicio y de fin del periodo de crecimiento se definen como los días del año cuando la temperatura media diaria supera o cae por debajo de 10 – 12 °C respectivamente (Schroeder et al., 1994). Ante la falta de ensayos que permitieran la definición de la profundidad de la zona de evaporación del suelo, se estimó una profundidad de 53 cm, característica de suelos destinados a soporte vegetal en climas semiáridos y, como se puede observar, 15 cm más que la estimada para los residuos sólidos urbanos en fase de explotación.

#### **V.2.2.- Definición de los sistemas de sellado modelados en HELP.**

Para la evaluación de diferentes sistemas de sellado a través de su modelización en HELP, se ha partido del sistema de sellado de referencia definido en el desarrollo técnico del RD1481/2001. Tal y como se puede observar en la figura adjunta, el sistema de sellado deberá presentar como mínimo las siguientes características:

- Capa de regularización. Se apoya sobre la capa de R.S.U. y tiene por objetivo garantizar una superficie estable sobre la que se construya la capa de baja permeabilidad y que facilite la salida de gas. Su espesor mínimo es de 50 cm.
- Capa de recogida de gases. Su implantación se considerará necesaria en función del contenido de materia orgánica biodegradable presente en los R.S.U. Para porcentajes mayores al 15% su instalación es imprescindible.
- Barrera Impermeable. Funciona como una barrera a la filtración del agua. El material a utilizar suele ser arcilla o membranas sintéticas junto con una capa de baja permeabilidad.
- Capa drenante mineral. Se suelen utilizar arenas gruesas o mallas sintéticas. Su objetivo es el de proporcionar un drenaje adecuado de la capa filtrante. Debe tener un espesor de al menos 30 cm.
- Capa filtrante. Es fundamental para minimizar los efectos de congelación – descongelación y, sobretodo en climas semiáridos, evitar las grietas por desecación. Su espesor no viene definido en la norma, pero suele ser de al menos 30 cm.

- Capa de cobertura. Debe presentar, al menos en la parte más superficial de la misma, contenido orgánico que favorezca la plantación y el crecimiento de la vegetación. Esta capa tiene como misión principal reducir la erosión del suelo, incrementar la estabilidad del recubrimiento y reducir las infiltraciones al aumentar la evapotranspiración vegetal (Vaquero, 2004). Su espesor no puede ser inferior a 1 metro.



**Figura 31. Sellado de vertedero mínimo exigido en el RD1481/2001.**

**Fuente: RD1481/2001.**

A partir de los requisitos que se acaban de describir se modelaron, aplicando HELP, distintos sistemas de sellado con el objetivo de evaluar qué sistema se adecua en mayor medida a un vertedero de R.S.U., ubicado en una región cuyo clima se caracteriza por su semiaridez.

El primer sellado, modelizado en HELP, se ajustó a los requisitos que se muestran en la figura 31 y estaba formado por los materiales descritos en la tabla 15:

| Arcilla arenosa moderadamente compactada |                           |
|--|---------------------------|
| Tipo de capa                             | Línea de barrera de suelo |
| Número de capa (base de datos HELP)      | 26                        |
| Porosidad                                | 0,445                     |
| Capacidad de campo                       | 0,393                     |
| Punto de marchitez                       | 0,277                     |
| Conductividad hidráulica (cm/s)          | $1,9 \cdot 10^{-6}$       |

| Lámina de polietileno de alta densidad |                      |
|--|----------------------|
| Tipo de capa                           | Línea de geomembrana |
| Número de capa (base de datos HELP)    | 35                   |
| Conductividad hidráulica (cm/s)        | $2 \cdot 10^{-13}$   |
| Densidad de poros (#/ha)               | 2                    |
| Defectos de instalación                | Pobre                |
| Transmisividad (cm <sup>2</sup> /s)    | 0                    |

| Arenas gruesas                      |                         |
|-------------------------------------|-------------------------|
| Tipo de capa                        | Capa de drenaje lateral |
| Número de capa (base de datos HELP) | 1                       |
| Porosidad                           | 0,417                   |
| Capacidad de campo                  | 0,045                   |
| Punto de marchitez                  | 0,018                   |
| Conductividad hidráulica (cm/s)     | 0,01                    |

| Arena fina                          |                              |
|-------------------------------------|------------------------------|
| Tipo de capa                        | Capa de percolación vertical |
| Número de capa (base de datos HELP) | 5                            |
| Porosidad                           | 0,457                        |
| Capacidad de campo                  | 0,131                        |
| Punto de marchitez                  | 0,058                        |
| Conductividad hidráulica (cm/s)     | 0,001                        |

| Arena arcillosa                     |                              |
|-------------------------------------|------------------------------|
| Tipo de capa                        | Capa de percolación vertical |
| Número de capa (base de datos HELP) | 7                            |
| Porosidad                           | 0,473                        |
| Capacidad de campo                  | 0,222                        |
| Punto de marchitez                  | 0,104                        |
| Conductividad hidráulica (cm/s)     | $5,2 \cdot 10^{-4}$          |

**Tabla 15. Sistema de sellado convencional que cumple los requisitos del RD1481.**

**Fuente: elaboración propia.**

Una vez modelado el sistema de sellado anterior, se fueron realizando diversas modificaciones al mismo para determinar qué sistema presenta un funcionamiento más adecuado bajo las mismas condiciones climatológicas expuestas con anterioridad.

A continuación, como primer sistema de sellado distinto a lo que se podría denominar un sellado convencional, se modelizó un sistema que está siendo cada vez más utilizado en vertederos de los E.E.U.U. y que se denomina “Evapotranspiration Landfill Cover System” (ET Cover), lo que se podría traducir como “Sellado de Evapotranspiración”. El origen de este tipo de sellado proviene de la Agencia de Protección Medioambiental (EPA), la cual ha venido desarrollando desde el año 1998

un proyecto de investigación denominado “Alternative Landfill Cover Demonstration” (ALCD) que, a día de hoy, ya cuenta con datos de 222 vertederos que están aplicando este tipo de sellado a lo largo de los distintos estados del país, principalmente en la zona oeste de los EE.UU. debido a las condiciones climáticas (EPA, 2011). En España no ha sido aún utilizado.

Los sistemas de sellado convencionales se basan en la utilización de capas cuya función es ejercer un efecto barrera para evitar la percolación de líquido hacia la capa de R.S.U. con la consiguiente generación de lixiviados. Estas capas barrera están formadas por materiales cuya conductividad hidráulica es muy baja, como por ejemplo, geomembranas, geosintéticos o capas de arcillas muy impermeables como la utilizada en este caso para el sistema de sellado anteriormente descrito.

Los sellados investigados, que forman parte del proyecto ALCD, se basan en la utilización de los componentes del balance hidrológico para minimizar la percolación, es decir, éstos se diseñan aprovechando la capacidad de las capas del suelo para almacenar la precipitación hasta que es evaporada de forma natural o transpirada por la cubierta vegetativa.

Los resultados obtenidos hasta el momento (Hauser et al., 2001) demuestran que, además de suponer un menor desembolso económico, proporcionan un rendimiento similar o incluso más efectivo que los sistemas de sellado convencionales, especialmente en climas semiáridos, donde el porcentaje de precipitación que se evapotranspira o se convierte en escorrentía alcanza valores superiores al 90% (Albright et al, 2004).

Es por ello que se ha considerado interesante desde el punto de vista de la investigación realizada en este trabajo, la modelización de este tipo de sellados en climas semiáridos mediterráneos, como es el caso del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo, con el fin de comprobar su eficiencia.

La variable empleada en la simulación se denomina monolítica, ya que está formado por una única capa de limos arcillosos que se apoya directamente sobre la

capa de regularización eliminando, de este modo, la barrera impermeable y la capa drenante mineral.

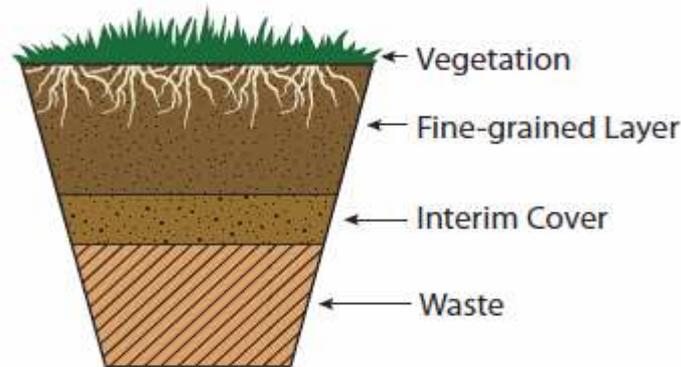


Figura 32. Esquema conceptual de un sellado monolítico.

Fuente: EPA, 2011.

Por lo tanto, el sellado ha quedado definido por una capa de regularización de 50 cm de espesor, con las mismas características que las del sellado convencional, y una capa de limos arcillosos de 1 metro de espesor, cuyas características principales se muestran en la tabla 16:

| Limos arcillosos                |                              |
|---------------------------------|------------------------------|
| Tipo de capa                    | Capa de percolación vertical |
| Porosidad                       | 0,501                        |
| Capacidad de campo              | 0,284                        |
| Punto de marchitez              | 0,135                        |
| Conductividad hidráulica (cm/s) | $10^{-6}$                    |

Tabla 16. Características de la cobertura empleada en la simulación del sellado monolítico.

Fuente: elaboración propia.

Por último, se realizó una tercera simulación en la que se modificaba la capa de cobertura sustituyendo los últimos 20 centímetros de la capa de cobertura por un material mixto, formado en un 60% por el mismo tipo de suelo anterior, y en un 40% por compost. Investigaciones recientes demuestran que la mezcla de estos materiales

en dicha proporción tiene unas propiedades hidráulicas óptimas para su uso como capa de cobertura (Elshorbagy y Mohamed, 2000). Las características de este material mixto modeladas en HELP se presentan en la tabla 17:

| Limos arcillosos (60%) + Compost (40%) |                              |
|--|------------------------------|
| Tipo de capa                           | Capa de percolación vertical |
| Porosidad                              | 0,501                        |
| Capacidad de campo                     | 0,284                        |
| Punto de marchitez                     | 0,135                        |
| Conductividad hidráulica (cm/s)        | $2 \cdot 10^{-8}$            |

**Tabla 17. Características del material mixto formado por limos arcillosos y compost.**

**Fuente: Elshorbagy y Mohamed, 2000.**

**V.2.3.- Parámetros de diseño del vertedero utilizados para la aplicación del modelo HELP.**

Los parámetros de diseño del vertedero utilizados para cada uno de los sistemas de sellado descritos en el apartado anterior se describen en la tabla 18:

| Parámetros de diseño             |         |
|----------------------------------|---------|
| Superficie (ha)                  | 6,2     |
| Taludes laterales sellado        | 1V : 3H |
| Longitud de drenaje (m)          | 200     |
| Pendiente sistema de drenaje (%) | 1,5     |
| Índice de área foliar (LAI)      | 1,5     |

**Tabla 18. Parámetros de diseño de los distintos sistemas de sellado.**

**Fuente: elaboración propia.**

Se observa que en este caso se ha tenido en cuenta la superficie total del vaso A del vertedero R.S.U. de Fuente Álamo, ya que el sellado es común a todo el vaso independientemente de las fases de explotación ejecutadas. El modelo HELP también

tiene en consideración los taludes del sellado, considerando una relación 1V : 3H, tal y como se indica en la declaración de impacto ambiental del vertedero (BORM, 1999).

En cuánto a la pendiente del sistema de drenaje utilizado en el sistema de sellado, ésta es similar a la utilizada en el sistema de impermeabilización. Por otra parte, el índice de área foliar del sellado se estima en 1,5, superior al valor de 0,5 utilizado durante la fase de explotación en donde no existe cobertura, ya que en climas semiáridos se suele utilizar vegetación autóctona que resista únicamente con las precipitaciones naturales y que no necesite de cuidados específicos (Bou - Zeid y El - Fadel, 2004).

A partir de estas simulaciones se obtienen los caudales diarios de lixiviados generados, lo que permite analizar no solamente los volúmenes globales de lixiviados generados, sino también el comportamiento del sellado frente a las fuertes precipitaciones características de los climas semiáridos, que dificultan enormemente la gestión de los lixiviados.

#### **V.2.4.- Análisis Coste - Eficacia (ACE).**

Una vez analizada la producción de lixiviados para los distintos tipos de sellado que se acaban de describir, se realizó un análisis coste - eficacia que permitiera definir la eficiencia técnico-financiera de los mismos, y por lo tanto realizar una evaluación completa *ex ante* que permita tener un criterio de selección objetivo.

El Análisis Coste-Eficacia (ACE) es una herramienta de análisis económico de ayuda a la decisión. Permite comparar distintas actuaciones que comparten un mismo objetivo, con el fin de identificar qué actuación tiene una mayor efectividad a un coste menor. Al contrario de lo que ocurre en un Análisis Coste-Beneficio (ACB), el ACE posee la ventaja de que no requiere la medición de los beneficios resultantes de las decisiones tomadas en unidades monetarias (Martínez-Paz et al., 2007). Por este motivo este método se aplica para comparar distintas medidas de manejo de las que es posible cuantificar sus costes de implementación, pero es difícil, a veces incluso imposible, cuantificar en términos económicos los beneficios de las mismas (Birol et al., 2006). Esta

técnica es de uso generalizado en la evaluación de políticas sociales y públicas, contando con cada vez más desarrollo en el ámbito medioambiental (Zanou et al., 2003).

El ACE se puede aplicar en distintos momentos de tiempo para la evaluación de planes o proyectos:

- Evaluación *ex ante*. Sirve como guía previa a la toma de decisiones.
- Evaluación *ex post*. Válido para juzgar la eficacia económica de una intervención una vez que ésta ya ha tenido lugar.
- Evaluación intermedia. Tiene como objetivo elegir entre diversas posibilidades de continuidad de la intervención.

El resultado del ACE viene dado en términos de coste monetario por unidad del bien o servicio que forma el/los objetivo/s final/es y permite comparar alternativas que persiguen unos mismos objetivos, pero no aquellas con objetivo distinto.

Tras la selección de las medidas consideradas clave para el logro de dichos objetivos y su posterior caracterización, se ha de elegir entre distintas alternativas valorando la eficacia y los costes de implantación. Conseguir información sobre costes es relativamente más sencillo que sobre la eficacia de las medidas. En general, los costes de una medida vendrían dados por la inversión realizada y los costes derivados de su explotación y mantenimiento a lo largo de su vida útil; los costes también vendrían dados por los gastos en subvenciones que se pueden dar. En cuanto a la eficacia de las medidas implantadas, su cuantificación dependerá del tipo de medida y su medición en unidades físicas.

Una vez conocidos los costes y la eficacia de cada una de las medidas, se calcularían los ratios que permitan determinar qué conjunto de medidas es más óptimo para conseguir los objetivos fijados.

En este apartado se describe la metodología empleada para determinar uno de los objetivos definidos en la introducción de este trabajo que es el de evaluar, desde el punto de vista del análisis coste-eficacia, las distintas alternativas de sellado del vertedero que constituye este caso de estudio.

El ACE ha sido utilizado en numerosas ocasiones para analizar la eficiencia de diversos aspectos relacionados con la gestión de los residuos sólidos (Clarke, 2000, Hui et al., 2006, Harbottle et al., 2007, Lombrano, 2009, Weng et al., 2011, Chang et al., 2012), habiendo quedado demostrada su utilidad para el análisis de casos similares al que es objeto en esta investigación, aunque no se ha encontrado ningún trabajo que aplique un diseño del ratio coste eficacia similar al aquí planteado.

A partir de los fundamentos del método del ACE, y habiéndose demostrado a partir de las numerosas referencias que se acaban de citar la utilidad de este tipo de análisis en investigaciones como la que aquí se pretende realizar, a continuación se describen las distintas etapas necesarias para evaluar las alternativas de sellado mediante un ACE.

El esquema metodológico que se va a emplear presenta las siguientes etapas:

1. Caracterización de las alternativas de sellado.
2. Cálculo de la eficacia de las alternativas de sellado.
3. Evaluación de costes de las alternativas de sellado.
4. Cálculo de los ratios Coste-Eficacia.

*V.2.4.1.- Selección y caracterización de las alternativas de sellado.*

En primer lugar se han de seleccionar los distintos tipos de sellado que van a ser evaluados desde el punto de vista de su coste-eficacia. Las distintas alternativas se han definido anteriormente y consisten en un sistema de sellado basado en las especificaciones de la normativa vigente, otro tipo de sellado que potencie la capacidad de evapotranspiración del suelo, evitando de este modo la percolación y, por último, basándose en el sistema anterior, la utilización de una capa de suelo más compost que facilite la revegetación de la superficie.

Además, se incorpora la alternativa de referencia, denominada status quo o alternativa 0, que consiste en la no implantación de ningún tipo de sellado. Es una alternativa que no es viable desde un punto de vista técnico-ambiental, ya que los caudales punta de lixiviados que se pueden registrar como consecuencia de los eventos de gota fría, tan característicos de la Región de Murcia, dificultan sobremanera la gestión de los mismos, pero es la base de la comparación del resto de alternativas en base a su impacto diferencial (Gómez, 1999), tal y como se desarrolla en el capítulo correspondiente a los resultados.

*V.2.4.2.- Eficacia de las alternativas.*

La eficacia de cada alternativa de sellado se evalúa en función de su capacidad para reducir el volumen de lixiviados generados respecto al volumen obtenido al aplicar la alternativa denominada “status quo”. La tabla 19 muestra los volúmenes estimados por el modelo HELP a lo largo de todo el periodo de estudio (2012 - 2024) y para las distintas alternativas modelizadas:

| m <sup>3</sup> | Status Quo | Sellado convencional | Sellado monolítico | Sellado monolítico + compost |
|----------------|------------|----------------------|--------------------|------------------------------|
| 2012           | 76,14      | 0,00                 | 17,86              | 71,73                        |
| 2013           | 32,43      | 3,10                 | 367,47             | 31,37                        |
| 2014           | 3.112,65   | 16,93                | 1.369,27           | 1,18                         |
| 2015           | 654,16     | 27,84                | 2.072,47           | 1,30                         |
| 2016           | 74,77      | 15,25                | 1.863,84           | 0,99                         |
| 2017           | 32,98      | 15,81                | 1.963,35           | 1,24                         |
| 2018           | 1,12       | 17,61                | 1.516,83           | 0,93                         |
| 2019           | 743,44     | 17,05                | 1.680,70           | 0,87                         |
| 2020           | 291,03     | 13,45                | 1.515,71           | 0,93                         |
| 2021           | 55,80      | 19,47                | 1.856,47           | 0,93                         |
| 2022           | 30,94      | 16,31                | 1.743,56           | 0,68                         |
| 2023           | 1.181,84   | 17,79                | 1.521,67           | 1,24                         |
| 2024           | 70,56      | 15,44                | 1.721,06           | 1,12                         |

**Tabla 19. Volúmenes anuales para las distintas alternativas de sellado.**

**Fuente: elaboración propia.**

Los volúmenes de lixiviados obtenidos según diferentes sellados serán analizados en profundidad en el capítulo siguiente relativo a resultados y discusión. Su presentación dentro del capítulo correspondiente a la metodología es debida a que se consideran como input o datos de entrada para la ejecución del ACE.

Los ratios de efectividad se calculan sobre el valor alcanzado en el status quo (SQ), de forma que se calcula la disminución relativa del volumen de lixiviados sobre la misma:

$$Er_i = \frac{VLT_{SQ}}{VLT_i} - 1$$

siendo  $VLT_{SQ}$  y  $VLT_i$  el volumen total de lixiviados generados durante todo el periodo de análisis por la situación de status quo y de la alternativa de sellado  $i$  respectivamente. Representa, pues, la variación unitaria del volumen producido en el

status quo, sobre el producido en la alternativa que se está analizando; estando este ratio construido de forma tal, que valores positivos del mismo indican una mayor eficacia de la alternativa evaluada, respecto a la alternativa de referencia (indica que se generan menos lixiviados), el valor cero indica igualdad de efectividad de la alternativa, y valores negativo indica un impacto diferencial negativo de la alternativa respecto a la situación base. Es por tanto un indicador de eficacia del tipo a más mejor. (Martínez-Paz et al, 2007).

El modelo HELP no sólo indica el volumen de percolación que alcanza la masa de residuos y que, por lo tanto, se convierte en lixiviado, sino que también proporciona información sobre el volumen de agua que se convierte en escorrentía. Para la realización del ACE se ha tenido en cuenta este parámetro, ya que este output es susceptible de valoración y uso posterior, y por tanto de generar un flujo económico positivo que se ha de incorporar al análisis.

| m <sup>3</sup> | Status Quo | Sellado convencional | Sellado monolítico | Sellado monolítico + compost |
|----------------|------------|----------------------|--------------------|------------------------------|
| 2012           | 0          | 7.436                | 2.396              | 10.021                       |
| 2013           | 0          | 8.959                | 3.817              | 11.869                       |
| 2014           | 0          | 17.663               | 10.572             | 22.642                       |
| 2015           | 0          | 7.680                | 5.753              | 11.989                       |
| 2016           | 0          | 7.435                | 5.332              | 10.670                       |
| 2017           | 0          | 8.500                | 3.534              | 13.171                       |
| 2018           | 0          | 4.480                | 4.281              | 7.008                        |
| 2019           | 0          | 12.329               | 9.159              | 15.434                       |
| 2020           | 0          | 10.823               | 4.946              | 15.474                       |
| 2021           | 0          | 14.365               | 10.577             | 17.994                       |
| 2022           | 0          | 13.491               | 9.278              | 16.367                       |
| 2023           | 0          | 12.810               | 9.140              | 16.564                       |
| 2024           | 0          | 7.499                | 4.326              | 10.942                       |

**Tabla 20. Volúmenes anuales de escorrentía para las distintas alternativas de sellado.**

**Fuente: elaboración propia.**

Análogamente a lo sucedido con los volúmenes de lixiviados obtenidos mediante la aplicación del modelo HELP, los volúmenes de escorrentía producidos para cada una de las alternativas también se consideran como datos de entrada para la realización del ACE. La tabla 20 muestra dichos volúmenes:

V.2.4.3.- *Costes de las medidas.*

A continuación se presentan los costes de cada una de las cuatro alternativas de sellado para las que se ha evaluado su eficacia. Dichos costes, se han podido estimar gracias a la información facilitada por la empresa encargada de la explotación del vertedero (Medioil Levante, S.L.), a partir de los datos disponibles en el proyecto técnico de ejecución del vertedero y en el estudio de impacto ambiental asociado al proyecto anterior. Esta información ha sido complementada y, en ocasiones, modificada de acuerdo con otras fuentes bibliográficas, especialmente a través de proyectos técnicos de características similares al vertedero de aplicación (AASG, 2009, Arregi, 2011, CMAIB, 2001, o SOGAMA ,2012).

| <b>Sellado convencional (SC)</b>   |         |
|--|---------|
| Barrera impermeable de arcilla (m <sup>3</sup> )                                     | 7,99 €  |
| Lámina de PEAD de espesor 2 mm (m <sup>2</sup> )                                     | 6,38 €  |
| Capa drenante formada por arenas gruesas (m <sup>3</sup> )                           | 13,78 € |
| Arena fina (m <sup>3</sup> )   | 23,10 € |
| Arena arcillosa (m <sup>3</sup> )  | 21,25 € |
| <b>Sellado monolítico (SM)</b>   |         |
| Limos arcillosos (m <sup>3</sup> )   | 16,45 € |
| <b>Sellado monolítico + compost (SM + C)</b>   |         |
| Mezcla de suelo formado por limos arcillosos (60%) y compost (40%) (m <sup>3</sup> ) | 12,77 € |

**Tabla 21. Principales costes de los materiales que forman parte de cada alternativa de sellado.**

**Fuente: elaboración propia.**

Una vez conocidos estos costes, se han homogeneizado, actualizándolos a precios del año 2011. La tabla 21 muestra las partidas consideradas para calcular la inversión inicial de cada una de las alternativas.

Se ha incluido también una partida de costes anuales de mantenimiento de las distintas alternativas de sellado, la cual incluye el mantenimiento y conservación de capas de sellado, conservación de taludes, etc. La estimación de esta partida se suele realizar como un porcentaje de la inversión anual total (Ceña y Romero, 1989; Ortiz y Rivero 2006). Este porcentaje, en base a las referencias consultadas, se ha fijado en un 0,5% en este trabajo.

La tabla 22 recoge cada uno de los costes estimados y la vida útil considerada para cada actuación.

| €                                   | Año       | SQ    | SC        | SM        | SM + C  |
|-------------------------------------|-----------|-------|-----------|-----------|---------|
| Inversión Inicial                   | 2011      | 5.100 | 2.552.742 | 1.025.000 | 979.368 |
| Plan de Vigilancia Ambiental        | 2011-2024 | 3.823 | 3.823     | 3.823     | 3.823   |
| Mantenimiento sistema de drenaje    | 2011-2024 | 1.200 | 1.200     | 1.200     | 1.200   |
| Mantenimiento sistema de lixiviados | 2011-2024 | 2.350 | 2.350     | 2.350     | 2.350   |
| Otros (Suministros)                 | 2011-2024 | 1.550 | 1.550     | 1.550     | 1.550   |
| Mantenimiento de sellado            | 2011-2024 | 26    | 12.764    | 5.125     | 4.897   |

**Tabla 22. Inversión inicial y costes fijos anuales de los sistemas de sellado analizados.**

**Fuente: elaboración propia.**

Además, se ha incluido una partida de costes variables anuales, relativa al tratamiento de los lixiviados, que depende directamente del volumen de lixiviados generados al año para cada una de las alternativas. No es objeto de esta tesis el evaluar los distintos tratamientos de lixiviados existentes (Evaporación rápida, Oxidación, Oxidación avanzada, Cambio iónico, etc...) pero si se considera necesario conocer los

costes de los distintos tratamientos con el fin de incorporarlos a este análisis. Con este fin se ha realizado un muestreo de trabajos existentes sobre el tema que caracterizan económicamente las distintas alternativas, con el objetivo de fijar un rango de variación real para el coste unitario de tratamiento. Tras consultar, entre otros, los trabajos de Rautenbach, et al. (1996), Lema, et al. (1998), Güereca (2006), Yalili, et al. (2007), Primo (2008), Renou, et al. (2008), Salem, et al. (2008), VV.AA. (2011), y Ruscalleda (2012), en donde se hacen diferentes consideraciones de costes sobre distintos tratamientos de lixiviados, se ha obtenido un rango de costes que varía entre los 0,6 €/m<sup>3</sup> y los 18,3 €/m<sup>3</sup>, a precios del 2011, y que se ha utilizado como análisis de sensibilidad de los resultados del estudio de la alternativa de sellado más coste-eficaz. Como valor inicial del análisis se ha tomado un coste unitario de 2 €/m<sup>3</sup>, correspondiente a un tratamiento estándar de deshidratación rápida y manejo de fangos.

El valor del agua recogida de escorrentía, que se incorpora como un ingreso para el flujo de caja de las alternativas, también se va a utilizar como un parámetro de sensibilidad del estudio, de forma tal que se varía su valor unitario desde los 0 €/m<sup>3</sup> (no tiene un uso posterior) hasta un valor máximo de 0,3 €/m<sup>3</sup>, valor que representaría el coste de oportunidad de una fuente alternativa de agua en la zona para riego (Colino y Martínez-Paz, 2007). Se debe aclarar que, pese a ser agua de escorrentía, no puede hablarse de agua limpia apta directamente para su uso, por lo que como valor inicial del análisis se toma un valor conservador de 0,1 €/m<sup>3</sup>. Con el fin de que los costes sean comparables entre sí para todos los tratamientos, eliminando la influencia de su ocurrencia en distintos momentos del tiempo, se ha calculado el coste actual neto (CAN), el cual incluye el flujo de costes de inversión y los costes de mantenimiento, explotación y el ingreso del agua producida, descontados con una tasa estándar inicial del 3% (Almansa y Martínez-Paz, 2011a) a lo largo de la vida útil de la actuación. Para ello se utiliza la siguiente expresión:

$$CAN_i = I_0 + \sum_{j=1}^t \frac{C_j}{(1+d)^j}$$

Donde  $I_0$  es la inversión inicial,  $C$  son los costes de mantenimiento y explotación,  $d$  es la tasa de descuento aplicada y  $t$  es la vida útil de la medida. Su

cálculo es similar al indicador clásico de rentabilidad de proyectos del Valor Actual Neto, solo que en este caso lo que se acumula son solamente flujos de costes (Ceña y Romero, 1989).

La incorporación del valor de coste en el ratio coste beneficio se realiza, al igual que la efectividad, en términos relativos sobre el valor alcanzado en el status quo, de forma que se calcula el incremento relativo del coste:

$$CANr_i = \frac{CAN_i}{CAN_{SQ}} - 1$$

Siendo  $CAN_{SQ}$  y  $CAN_i$  el coste actual neto durante todo el periodo de análisis para la alternativa denominada status quo y de la alternativa de sellado  $i$  respectivamente. Representa pues el incremento de coste relativo que tiene la alternativa  $i$  sobre la del status quo, estando este ratio construido de forma tal que valores positivos del mismo indican un mayor coste de la alternativa evaluada que el del SQ; el valor cero indica igualdad de costes de la alternativa y valores negativos indican un menor coste diferencial de la alternativa respecto a la situación base. Es por tanto un indicador de eficacia del tipo a menos mejor.

#### V.2.4.4.- Cálculo de los ratios Coste – Eficacia.

Esta última etapa consiste en el cálculo de ratios coste-eficacia que permiten establecer qué alternativa es más coste efectiva en la consecución del objetivo de sellado controlado del vertedero.

El cálculo de los ratios coste-eficacia de cada alternativa viene dado por la siguiente expresión:

$$RCE_i = \frac{Er_i}{CANr_i}$$

---

Donde  $i$  hace referencia la alternativa de sellado para la que se calcula el ratio;  $C$  es el coste de dicha medida; y  $E$  hace referencia a la eficacia determinada para la medida  $i$ .

La interpretación del resultado, dada la construcción que se acaba de comentar sobre el numerador y el denominador, es inmediata. Supóngase dos ratios coste-eficacia de modo que  $RCE_1 > RCE_2$ . Esto indicaría que la alternativa 2 sería menos coste-eficaz que la medida 1, es decir, el mismo coste financiero unitario, origina un mayor volumen de lixiviados.

Por tanto, a mayor valor de ratio la medida es más coste-eficaz y, en consecuencia, preferible, dado que los indicadores calculados se expresan en una terminología tipo inversa de precio (unidad de impacto relativo corregido/ coste relativo).



## Capítulo VI

### Resultados y discusión.

En este capítulo se incluyen los resultados obtenidos como consecuencia de la aplicación del modelo HELP en el vertedero de Fuente Álamo. De acuerdo con lo especificado en el capítulo anterior, en primer lugar se ha comprobado el grado de exactitud del modelo cuando se aplica sobre vertederos que se encuentran en explotación. A continuación, se ha utilizado el modelo para comprobar que sistema de sellado es más eficaz bajo las condiciones de clima semiárido características del lugar donde se ubica el vertedero. Por último, se presentan los resultados obtenidos al realizar un análisis coste - eficacia de las distintas soluciones planteadas, del mismo modo que se ha realizado un análisis de sensibilidad que permita concluir si variaciones en los distintos costes estimados pueden provocar cambios importantes en cuánto a la solución que se considera más adecuada.

#### **VI.1.- Resultados obtenidos durante la fase de explotación y validación.**

Los resultados obtenidos una vez modelada la explotación del vertedero tal y como se describe en apartados anteriores son los recogidos en la tabla 23:

| Año  | Precip.<br>anual<br>(mm) | Evapotranspiración |        | Volumen<br>lixiviados<br>(HELP) |       | Almacenam.<br>(%) | Volumen<br>lixiviados<br>(Real) |
|------|--------------------------|--------------------|--------|---------------------------------|-------|-------------------|---------------------------------|
|      |                          | mm                 | %      | litros                          | %     |                   | litros                          |
| 2004 | 239,70                   | 206,27             | 86,06  | 780.607                         | 13,92 | + 0,02            | 293.000                         |
| 2005 | 136,20                   | 141,74             | 104,07 | 43.249                          | 1,30  | - 5,37            | 457.914                         |
| 2006 | 286,70                   | 226,07             | 78,85  | 2.717.107                       | 21,14 | +0,01             | 2.979.071                       |
| 2007 | 327,20                   | 265,07             | 81,01  | 2.853.394                       | 19,02 | -0,03             | 1.338.216                       |
| 2008 | 264,80                   | 233,46             | 88,16  | 1.429.027                       | 11,77 | +0,07             | 601.360                         |
| 2009 | 507,30                   | 304,16             | 59,96  | 9.317.512                       | 40,06 | -0,02             | 832.350                         |
| 2010 | 372,2                    | 332,59             | 89,36  | 1.812.396                       | 10,62 | +0,02             | 1.332.884                       |

**Tabla 23. Resultados obtenidos para la fase de explotación del vertedero.**

**Fuente: elaboración propia.**

En la misma se recogen, además de los tres resultados propios del modelo HELP, los datos de precipitación anual incorporados al modelo y los datos reales de volumen de lixiviados medidos durante la explotación. Los porcentajes incluidos en la tabla facilitan la comprensión del balance hídrico producido en el vertedero para cada uno de los años estudiados, de forma que la precipitación anual registrada se convierte en una suma de la evapotranspiración, los lixiviados generados, y la variación en el almacenamiento de la propia masa de residuos.

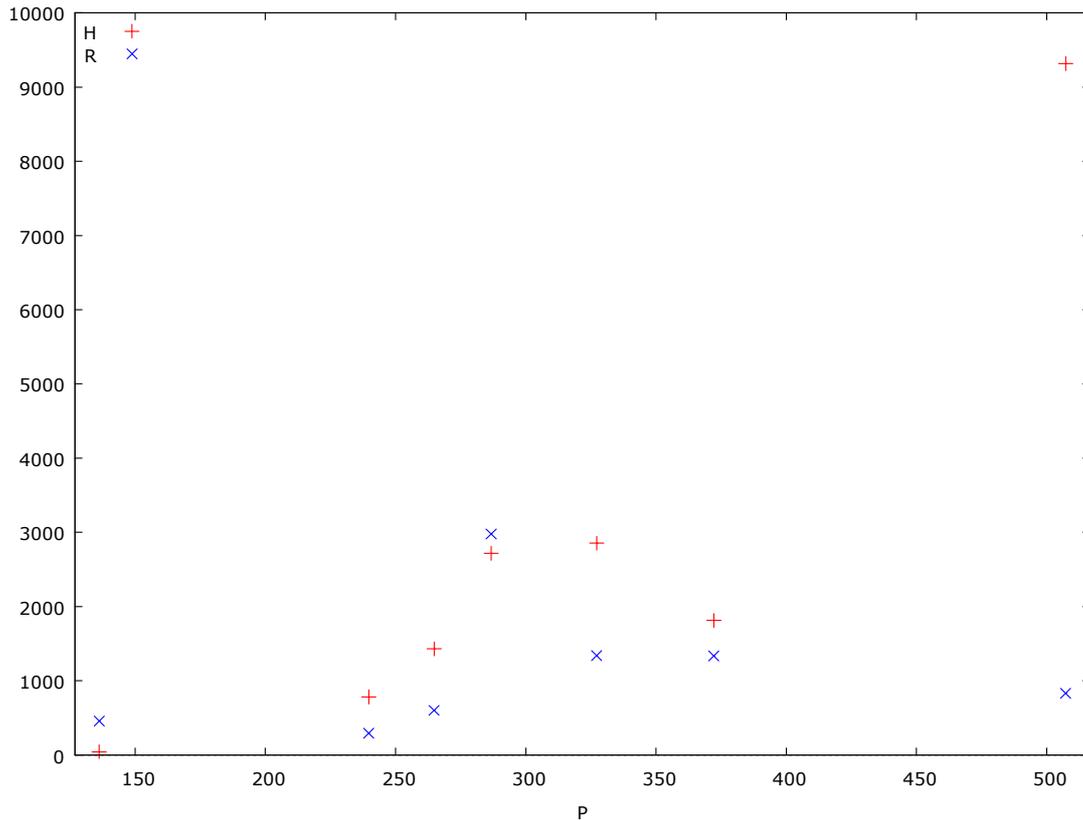
Si se analiza el resultado relativo al volumen de lixiviado calculado mediante el modelo, se observa como las mayores discrepancias entre el mismo y el volumen real de los mismos medido in situ se produce en los años donde las precipitaciones anuales registradas distan más de su valor medio. Por ejemplo, en el año 2005 donde se registra una precipitación anual de 136,2 mm, el porcentaje evapotranspirado supera el 100% de la precipitación, por lo que además de la lluvia también se produce evapotranspiración de una parte de los líquidos de la capa más superficial de los R.S.U. En cambio, en el año 2009 donde la precipitación supera los 500 mm anuales, el porcentaje de evapotranspiración se reduce hasta un 59,96%, lo que provoca que el volumen de lixiviados estimados por el modelo HELP sea muy superior al medido en la realidad.

Se observa que en el resto de años donde se ha aplicado el modelo, el volumen de lixiviados es bastante más parecido al volumen real medido. Se trata de los años donde la precipitación anual media se sitúa en torno a los 300 mm, obteniéndose un porcentaje de evapotranspiración alrededor del 80 - 90 % del agua precipitada, proporción acorde con la propuesta por estudios de investigación recientes (Domingo et al., 2011).

Como consecuencia de la legislación vigente en materia de vertido de residuos (RD1481/2001), el gestor de un vertedero está obligado a realizar mediciones mensuales de los volúmenes de lixiviados generados durante la fase de explotación, sin que se especifique la instrumentación necesaria para la medición de dichos volúmenes. En el caso concreto del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo, la empresa encargada de la explotación del mismo, cumpliendo la legislación actual, mide de forma manual este volumen una vez por semana. Por lo tanto, hay que tener en cuenta que los valores considerados como reales pueden presentar lógicas diferencias con los valores exactos de lixiviados generados, por ejemplo, por simple error de medida.

Con el fin de estudiar e intentar corregir estas discrepancias ya comentadas entre las series de mediciones de lixiviados reales y las estimadas por el HELP, se ha procedido a realizar un análisis más detallado de las mismas con el fin de extraer alguna conclusión sobre el posible origen de dichas desviaciones.

En primer lugar, se ha estimado el coeficiente de correlación lineal de Pearson ( $\rho$ ) entre los datos de mediciones de volúmenes de lixiviados reales (R) y los estimados por el modelo HELP (H). Este coeficiente de correlación es apenas de 0,12, lo cual indica que aunque las dos variables se mueven en la misma dirección (coeficiente significativo y positivo) la intensidad de la asociación es débil, lo cual indicaría que un ajuste lineal simple no puede explicar las discrepancias entre ambas.



**Figura 33. Representación gráfica de los volúmenes de lixiviados reales (R) y estimados por el modelo HELP (H) frente a la precipitación anual (P).**

**Fuente: elaboración propia.**

Berger (2000) realiza una validación del modelo HELP, estudiando el comportamiento del modelo para un vertedero en Hamburgo y, entre otras, llega a la conclusión de la importante incidencia de la precipitación y la evapotranspiración en los errores sistemáticos y no sistemáticos en las series de lixiviados generadas por el modelo. Con el fin de comprobar si este comportamiento también se da en nuestro caso, y dado que la figura 33 donde se han representado datos reales y simulados frente a precipitación parece confirmar este supuesto, se han aplicado modelos de regresión multivariante, donde la serie de lixiviados reales se va a relacionar con las series de lixiviados simulados (H), la Evapotranspiración anual (E) y la Precipitación (P), todo ello en acumulados anuales.

$$R = f(c, H, P, E)$$

Se han ensayado sucesivamente distintas especificaciones funcionales (lineal, logarítmica, cuadrática, dobles productos,...) compatibles con el reducido número de observaciones disponibles. El modelo finalmente retenido, buscando el mejor ajuste y una estructura parsimoniosa, es el mostrado en la tabla 24, donde además de la variable H, la interacción de la misma con la precipitación (HP) resulta significativa.

| R: Variable dependiente | Coefficiente | Desv. Típica | Estadístico t | Valor p |
|-------------------------|--------------|--------------|---------------|---------|
| H                       | 1,704561     | 0,353897     | 4,8166        | 0,00481 |
| HP                      | -0,003181    | 0,000744     | -4,2715       | 0,00793 |
| R <sup>2</sup>          | 0,862377     |              |               |         |
| F (2,5)                 | 15,66552     |              |               |         |
| Valor p (de F)          | 0,007026     |              |               |         |

Tabla 24. Ajuste MCO del volumen anual de lixiviados.

Fuente: elaboración propia.

El modelo estimado presenta un buen ajuste ( $R^2 = 0,862$ ), lo que es significativo en su conjunto dado el valor de la prueba F, mientras que las dos variables explicativas son, por un lado, el volumen de lixiviados simulado (H) y, por otro, el producto de esta misma variable por la cantidad de precipitación (HP).

La interpretación de este modelo  $R = 1,704561 * H - 0,003181 * HP$  está indicando:

- El término independiente del modelo no ha resultado significativo, con lo que la discrepancia de los datos no se debe a un desajuste en el punto de origen de partida de ambas series, es decir no hay efecto translación.
- El signo positivo de la variable H, indica la relación directa y significativa entre los valores reales (R) y los simulados (H).
- El signo negativo de la interacción HP (Volumen simulado y precipitación) indica que el problema de desajustes entre los valores reales (R) y los simulados (H) se explica por la interacción con la precipitación (P), de forma tal que cuanto mayor es el valor de la precipitación más divergente es el valor simulado (H) y el real (R), siendo esta mayor divergencia en el sentido de

valores simulados (H) superiores a los reales (R). Para corroborar la validez de esta afirmación, es decir, que la diferencia entre las series R y H se explica por la interacción HP, se ha realizado un contraste de restricción sobre el coeficiente de la variable H en la regresión, de modo que la restricción de que dicho coeficiente pueda tomar el valor 1 resulta significativa para un valor  $p = 0,00002$  (Greene, 2008).

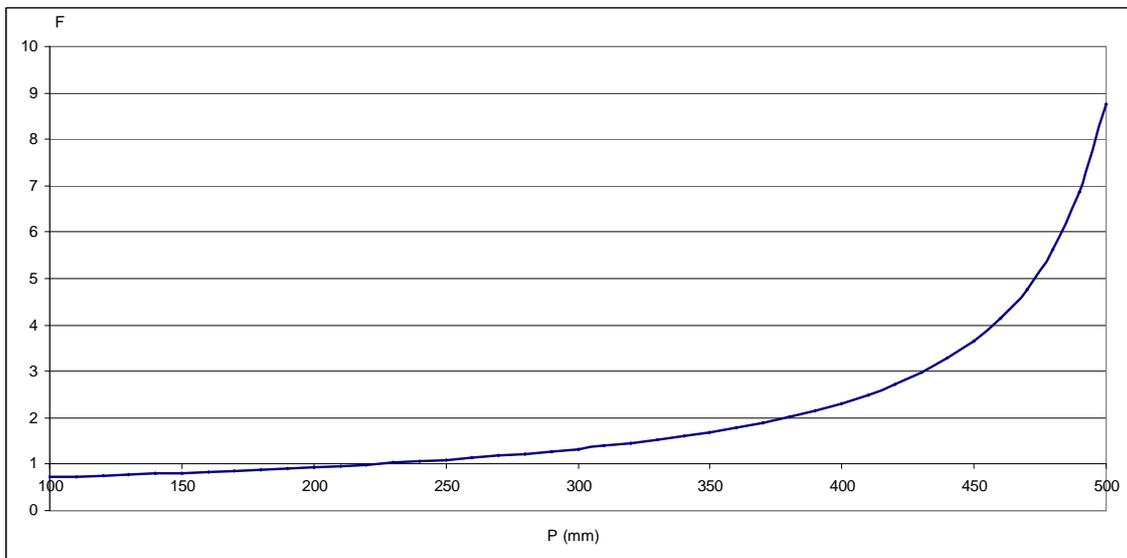
Operando con esta expresión se obtiene la corrección necesaria para el ajuste de ambas series:

$$H = \frac{R}{(1,704561 - 0,003181 * P)}$$

Por lo tanto, las series de valores simulados (H) y reales (R) se ven ligadas por un factor (F) en función de la precipitación (P) :

$$F = \frac{1}{(1,704561 - 0,003181 * P)}$$

siendo P la precipitación anual en mm. La relación entre P y F es la dada por la figura 34 que se adjunta a continuación



**Figura 34. Relación entre el factor de corrección (F) y la precipitación registrada (P).**

**Fuente: elaboración propia.**

Se observa que para valores de precipitación menores de 221,46 mm, F es menor que 1, lo que significa que en esos casos la serie de lixiviados simulada (H) sería inferior a la real (R), mientras que para valores superiores a dicho umbral, F es mayor que 1 y, por tanto, la relación se invierte.

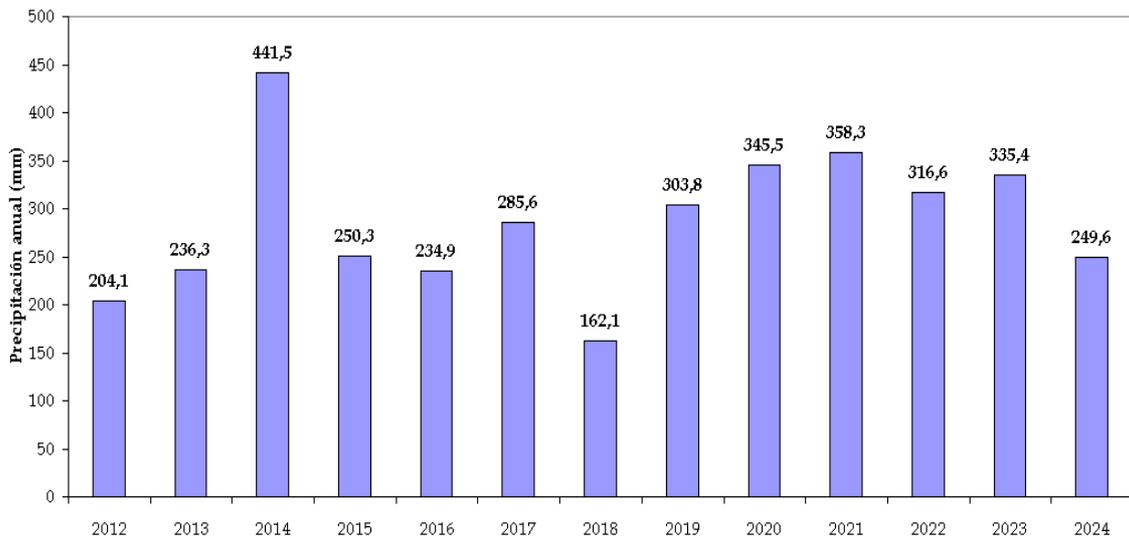
Respecto a los valores de precipitación medios de la zona, que varían en torno a los 300 mm anuales, el modelo se comporta con un margen de error del orden del 30%. La desviación más acusada se produce durante los años húmedos, cuando los volúmenes de lixiviados simulados puede multiplicar varias veces a los medidos.

Así, no se puede considerar como válida la aplicación directa del modelo HELP para el cálculo de los volúmenes de lixiviados generados durante la explotación del vertedero en las condiciones climáticas de este estudio, siendo necesaria la realización de estudios posteriores con datos diarios medidos de forma continua cuyo grado de exactitud sería mayor. De este modo, se aprovecharía el potencial que ofrece el modelo al poder analizar no sólo los volúmenes generados, sino también la magnitud de los caudales punta y los retardos desde que se produce la precipitación hasta que el caudal es recogido en el sistema de recolección de los lixiviados. Pese a estas consideraciones, el factor de corrección que se acaba de proponer para minimizar estas desviaciones puede utilizarse para corregir estimaciones de volúmenes de lixiviados realizadas en condiciones similares.

## **VI.2.- Análisis de los resultados obtenidos para los distintos tipos de sellado.**

A continuación se presentan los resultados obtenidos al modelizar en HELP distintos tipos de sellados que se podrían aplicar en el vaso A del vertedero de Fuente Álamo, con el objetivo de determinar que sistema de sellado se comporta mejor desde el punto de vista de la generación de lixiviados, tal y como se ha descrito en el capítulo relativo a la metodología.

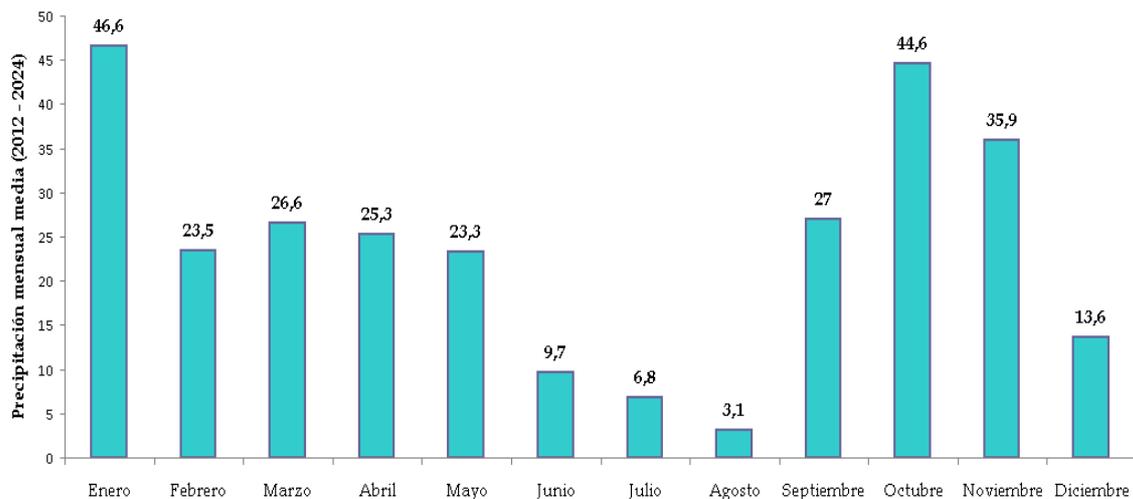
En primer lugar, se presentan los datos climatológicos obtenidos a través del generador sintético incluido en el modelo HELP, tal y como se describe en el capítulo relativo a la metodología, se insertaron al modelo las series diarias registradas desde 1999 hasta 2011, generando éste series sintéticas que definen el periodo de estudio (2012 – 2024). Las precipitaciones anuales generadas para este periodo fueron las que se muestran en la figura 35:



**Figura 35. Precipitaciones anuales sintéticas generadas por el modelo HELP (2012 – 2024).**

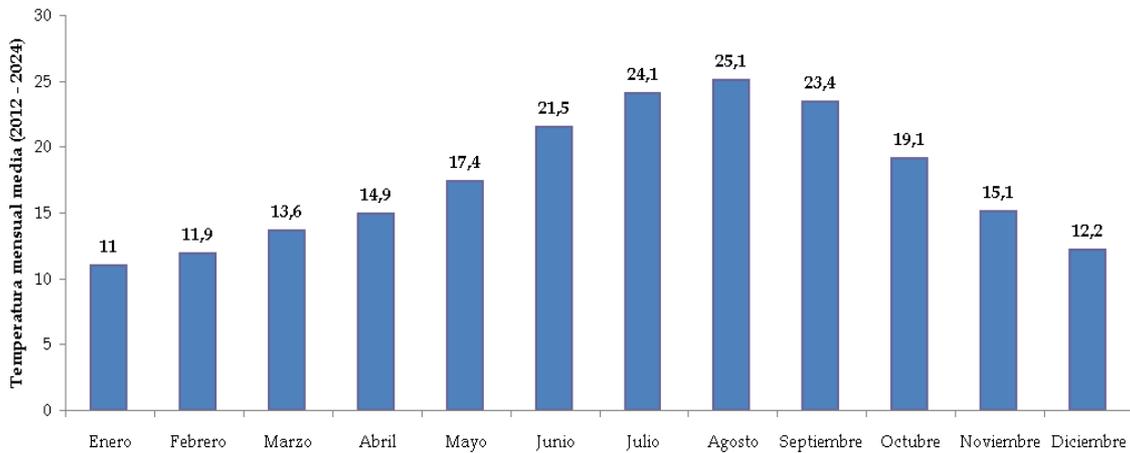
Fuente: elaboración propia.

En términos mensuales, las precipitaciones y temperaturas medias generadas, y utilizadas para la simulación, se muestran en las figuras 36 y 37.



**Figura 36. Precipitaciones mensuales medias generadas por el modelo HELP (2012 – 2024).**

Fuente: elaboración propia.



**Figura 37. Temperaturas mensuales medias generadas por el modelo HELP (2012 - 2024).**

**Fuente: elaboración propia.**

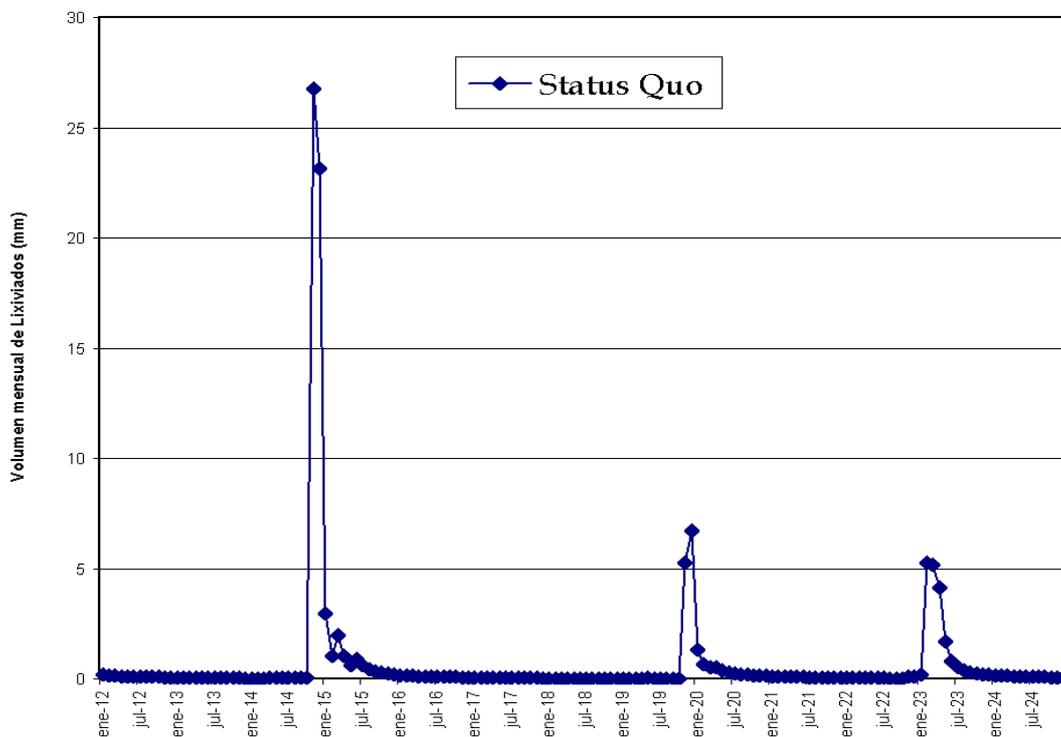
Una vez presentados los datos climatológicos sintéticos generados por el modelo HELP, se muestra la generación de lixiviados anual media obtenida para cada uno de los sistemas descritos en el capítulo correspondiente a la metodología. En términos globales, los resultados anuales medios obtenidos en el periodo de tiempo estudiado (2012 - 2024), para cada uno de los sistemas de sellado modelizados en HELP son los siguientes:

|                    | Status Quo |       | Sellado convencional |       | Sellado monolítico |       | Sellado monolítico + compost |       |
|--------------------|------------|-------|----------------------|-------|--------------------|-------|------------------------------|-------|
|                    | mm         | %     | mm                   | %     | mm                 | %     | mm                           | %     |
| Precipitación      | 286,46     | 100   | 286,46               | 100   | 286,46             | 100   | 286,46                       | 100   |
| Escorrentía        | 0          | 0     | 69,30                | 24,19 | 165,60             | 57,81 | 223,50                       | 78,02 |
| Evapotranspiración | 280,24     | 97,83 | 179,74               | 62,75 | 93,27              | 32,56 | 63,00                        | 21,99 |
| Drenaje lateral    | -          | -     | 33,82                | 11,80 | —                  | —     | —                            | —     |
| Percolación        | 7,89       | 2,75  | 0,24                 | 0,08  | 23,83              | 8,32  | 0,14                         | 0,05  |
| Almacenamiento     | -1,67      | -0,58 | 3,36                 | 1,18  | 3,76               | 1,31  | -0,18                        | -0,06 |

**Tabla 25. Balance Hidrológico de los sistemas de sellado modelizados en HELP.**

**Fuente: elaboración propia.**

La modelización del “Status Quo”, es decir, que es lo que ocurriría en caso de no colocar ningún tipo de cobertura sobre el residuo, señala un porcentaje muy alto de evapotranspiración (97,83%). Este resultado resulta lógico considerando las características semiáridas del área de estudio y conduce a la reflexión sobre la adecuabilidad de un sistema de sellado basado en la evapotranspiración para este tipo de climas. Los resultados obtenidos de generación mensual de lixiviados a lo largo del periodo de estudio, mostrados en la figura 38, permiten analizar en detalle el comportamiento del balance hidrológico del vertedero en este escenario.



**Figura 38. Evolución mensual de lixiviados en el escenario “Status Quo”.**

**Fuente: elaboración propia.**

Como consecuencia de la alta evapotranspiración asociada a los climas semiáridos, los volúmenes de lixiviados generados durante la mayor parte de los meses en los que las precipitaciones registradas son bajas, son también muy bajos. En la figura 38 se observan tres picos de generación de lixiviados muy alta, provocados por meses donde la precipitación ha sido muy alta debido a los eventos de “gota fría”, tan característicos de este tipo de clima. La no implantación de un sistema de sellado provoca que no se amortigüen los efectos de estos eventos, produciéndose en cortos periodos de tiempo una gran cantidad de lixiviados que dificultan enormemente la

gestión de los mismos, ya que, el tamaño de las infraestructuras necesarias para su gestión aumentaría de forma desmedida. De ahí, la necesidad justificada de la implantación de sistemas de sellado que no sólo disminuyan el volumen de los lixiviados, sino que también permitan que las puntas de los caudales recogidos sean mucho menores.

En términos anuales medios, la aplicación de un sistema de sellado convencional produce una tasa de percolación de 0,24 mm al año, valor que resulta muy similar a los obtenidos por otros investigadores en sellados de características similares (Yalçın y Demirer, 2007). Respecto al porcentaje de la precipitación que se convierte en escorrentía o que es evapotranspirada, éste supera el 85%; también lógico teniendo en cuenta las características semiáridas del clima y coherente con lo obtenido en la investigación realizada durante la fase de explotación, en la cual, para precipitaciones anuales cercanas al valor medio, este porcentaje se situaba en un rango entre el 80 y el 90%.

Si se analizan los datos de generación de lixiviados mensual producidos en este tipo de coberturas, incluidos en la figura 39, se observa como la implantación de un sistema de sellado no sólo disminuye de forma eficaz la tasa de percolación media, generándose un volumen menor de lixiviados, sino que también se consigue un efecto de amortiguación frente a los grandes eventos de precipitación que se producen en la Región de Murcia de forma recurrente. Las tasas de generación de lixiviados que en el escenario anterior generaban más de 25 mm al mes han disminuido a valores mucho más adecuados (0,05 mm/mes). Además, los sistemas de recogida recolectan los lixiviados de forma constante (las tasas de percolación varían en general entre los 0,012 y los 0,050 mm/mes), lo que facilita sobremanera la gestión de dichos lixiviados.

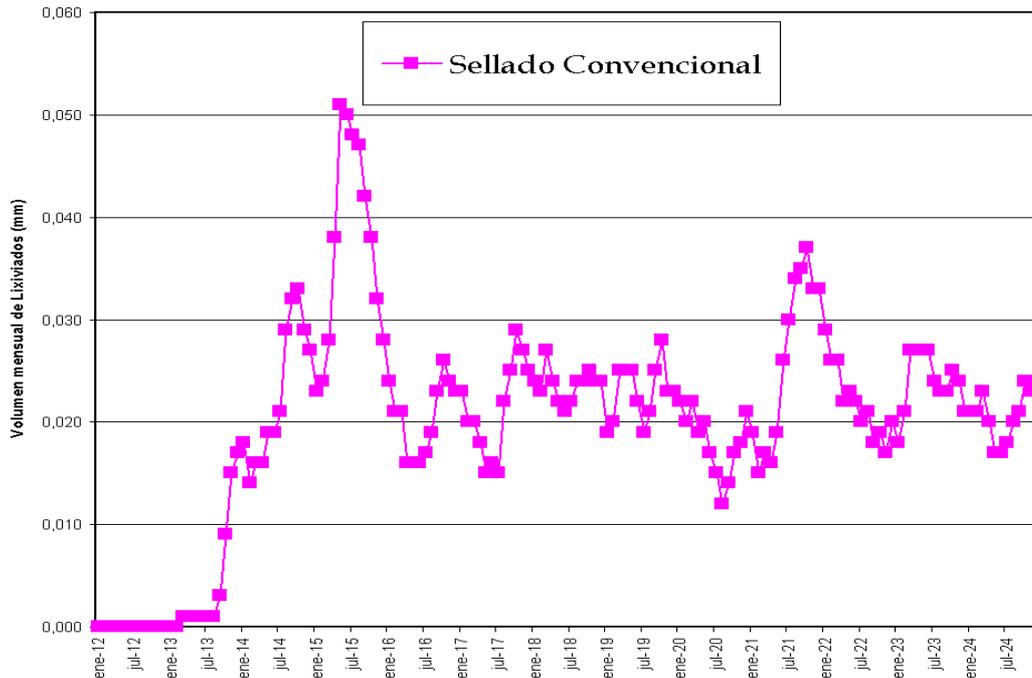
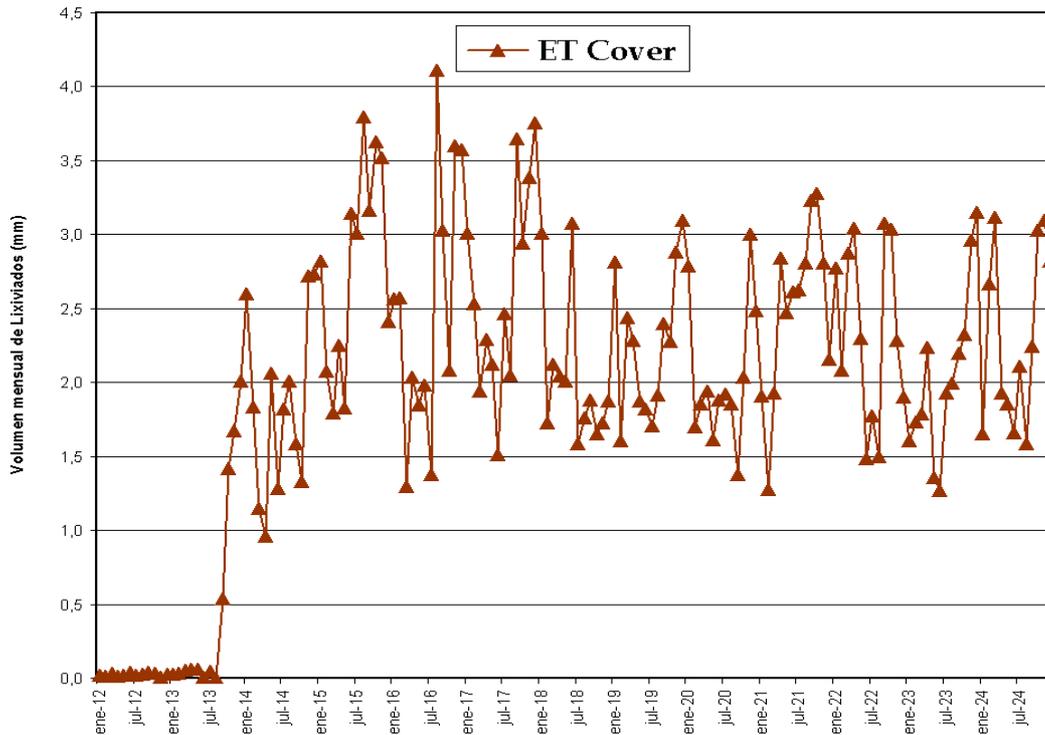


Figura 39. Evolución mensual de lixiviados para un sistema de sellado convencional.

Fuente: elaboración propia.

Al analizar el balance hidrológico correspondiente al sellado de tipo monolítico, se demuestra que la aplicación de materiales limo arcillosos como materiales de cobertura consigue aumentar la proporción de precipitación que se escurre por la superficie, pasando ésta de un 24,19% a un 57,81%, lo cual era previsible que ocurriera ya que el material utilizado presenta una conductividad hidráulica menor y por tanto es menos permeable. El problema surge al haber eliminado la capa drenante mineral que, en el sellado convencional modelizado, consigue recoger un 11,80% de la precipitación y que, en el caso del sellado monolítico, al no existir, se producen tasas de percolación superiores a los 20 mm al año, las cuales se consideran totalmente inadecuadas para poder considerar este sellado como válido. Por lo tanto, la aplicación de materiales de cobertura más impermeables ha permitido alcanzar un primer objetivo que era aumentar el porcentaje de precipitación que escurría o evapotranspiraba, pero aún así su rendimiento es claramente peor que los sistemas convencionales que utilizan las capas drenantes apoyadas sobre barreras impermeables. A pesar de su menor eficiencia y de acuerdo con los datos mostrados en la figura 40, los sellados monolíticos son capaces de absorber las grandes precipitaciones registradas en cortos espacios de tiempo, de modo que a lo largo del periodo de estudio, las tasas de percolación varían entre 1 y 4 mm al mes.



**Figura 40. Evolución mensual de lixiviados para un sistema de sellado monolítico.**

**Fuente: elaboración propia.**

Sin embargo, la utilización de una mezcla de suelo más compost en los 20 centímetros más superficiales del sellado, si que logra que prácticamente la totalidad del agua precipitada no llegue a la masa de residuo, ya sea por escorrentía o por evapotranspiración. De hecho, la tasa de evaporación obtenida (0,14 mm/año) es casi la mitad de la que resulta de la aplicación de un sellado convencional (0,24 mm/año).

De hecho, tal y como se observa en la figura 41, y como consecuencia de las condiciones iniciales introducidas en el modelo, la tasa de percolación disminuye de forma drástica durante los dos primeros años de simulación, por lo que para simulaciones de mayor duración la tasa media de percolación descendería hasta valores que rondarían los 0,05 mm al año.

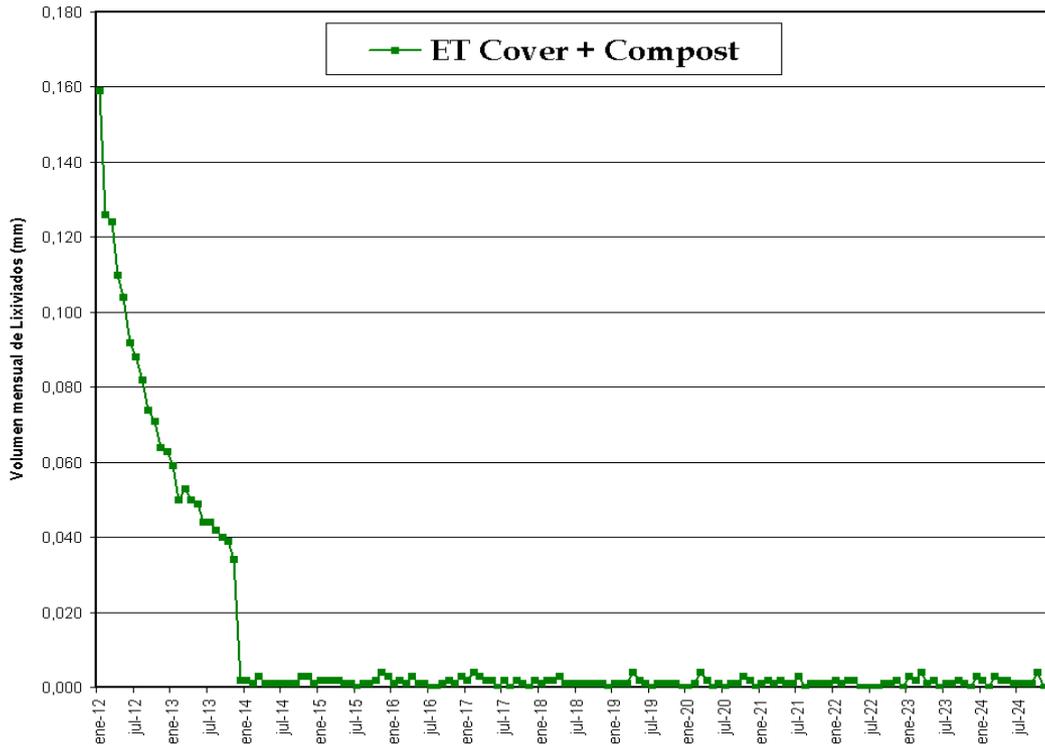


Figura 41. Evolución mensual de lixiviados para un sellado monolítico + compost.

Fuente: elaboración propia.

Si se compara la evolución anual de la escorrentía para los distintos sellados, figura 42, se observa como, debido a la mayor impermeabilidad de la capa formada por suelo más compost, es en este caso en el que se produce una mayor escorrentía.

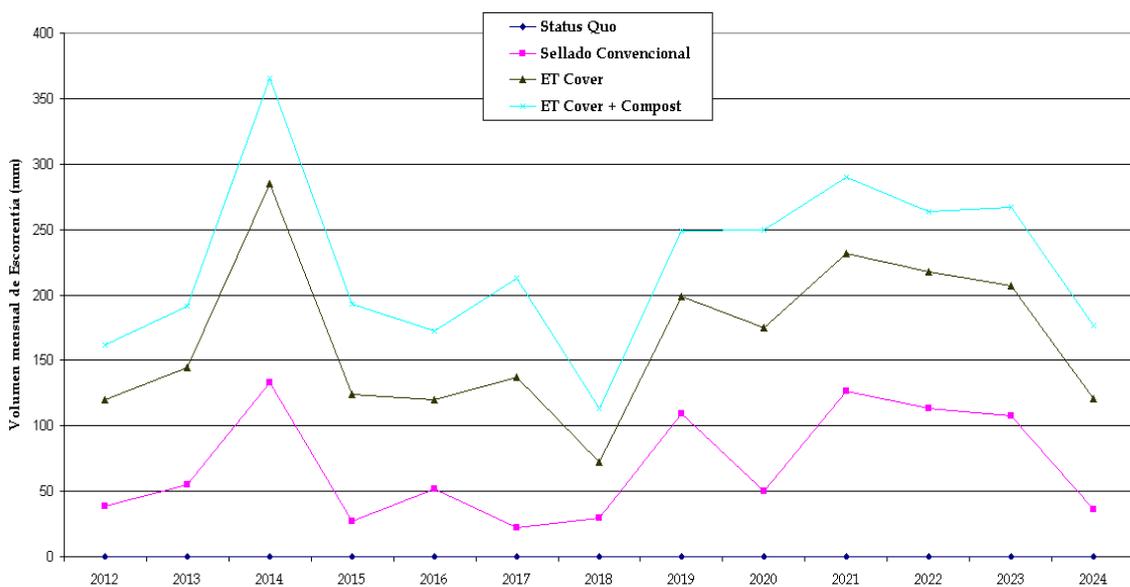
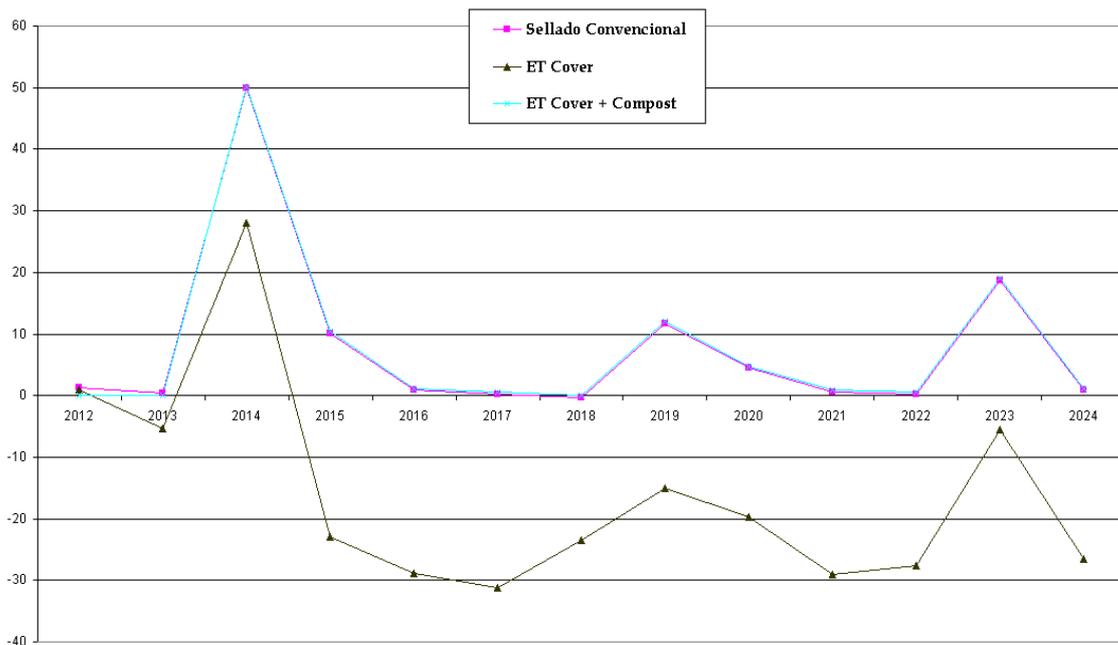


Figura 42. Evolución anual de la escorrentía para los distintos tipos de sellado.

Fuente: elaboración propia.

Analizando el impacto diferencial de la percolación generada en los diferentes escenarios respecto al status quo, se observa claramente la mayor eficiencia de los sellados convencionales y de la utilización del compost en la capa de cobertura final del sellado, tal y como se refleja en la figura 43.



**Figura 43. Percolación diferencial respecto al Status Quo.**

**Fuente: elaboración propia.**

Por lo tanto, estos resultados invitan a cuestionar la generalidad de los criterios recomendados para el sellado de vertederos en la normativa vigente, ya que el comportamiento de la generación de lixiviados de un vertedero es totalmente distinto en función de las características climáticas que influyen sobre el mismo. Por ejemplo, no es lo mismo diseñar un sistema de sellado en un lugar donde se suceden periodos de congelación de forma frecuente y donde, por lo tanto, es necesario evaluar minuciosamente el efecto de los ciclos de congelación - descongelación sobre los materiales con alto contenido de arcillas, que la selección de un sistema de sellado óptimo en climas semiáridos, donde como consecuencia de los largos periodos ausentes de precipitaciones, las barreras impermeables se secan, contrayéndose y agrietándose, formándose caminos preferenciales que facilitan la infiltración del agua hacia el residuo, anulando la eficacia de la barrera impermeable (Sadek et al., 2007). Por lo tanto, sería conveniente la revisión de esta normativa, diferenciando los requisitos

exigidos en función de las condiciones climáticas del lugar donde está ubicado el vertedero.

En cuanto a los resultados obtenidos mediante la modelización de un sistema de sellado basado en la capacidad de almacenamiento del suelo (ET Cover), éstos deben servir como estimulante para que futuras investigaciones se lleven a cabo con objeto de comprobar los resultados presentados en este trabajo mediante la aplicación de otros modelos existentes. Tal y como se ha comentado con anterioridad, en los EE.UU se está analizando la eficacia de este tipo de sellados desde finales de los años 90, mientras que en los países europeos mediterráneos las referencias a estos sellados son prácticamente inexistentes. Dadas las importantes ventajas aportadas por este tipo de sellados, comprobadas por los buenos resultados obtenidos por la Agencia de Protección Ambiental norteamericana, es previsible que su uso se extienda a medio plazo por países mediterráneos como Marruecos, Italia o Grecia, donde existen regiones cuyo clima semiárido es muy similar a las condiciones aplicadas en esta investigación.

En definitiva, la utilización de este tipo de sellado está basada en el concepto de balance hidrológico donde la percolación se puede minimizar mediante el almacenamiento del agua en el suelo de cobertura durante los periodos húmedos para posteriormente ser eliminada mediante evapotranspiración durante los periodos de crecimiento activo de la vegetación (Rock et al., 2012). Un sellado monolítico consiste normalmente en una capa de suelo de textura fina que permite aumentar la capacidad de almacenamiento de agua. Los espesores de esta capa de cobertura dependerán principalmente del tipo de suelo utilizado, de las condiciones climáticas locales y de la vegetación utilizada. Los requisitos que debe cumplir un sellado de este tipo son los siguientes (Hauser, 2009):

- Permitir la implantación de vegetación sana y robusta.
- Facilitar el crecimiento rápido y prolífico de las raíces de las plantas en el suelo de cobertura.
- Retener la suficiente cantidad de agua para minimizar los movimientos de la misma en el suelo durante los periodos extremos o críticos.

La utilización de los “ET Covers” presenta numerosas ventajas respecto a los sistemas de sellado convencionales, ya que ofrece unos rendimientos similares o superiores a los de un sellado convencional, especialmente en climas áridos o semiáridos tal y como se demuestra en los resultados obtenidos en esta investigación.

Además, este sellado es menos propenso a deteriorarse como consecuencia del secado y el consiguiente agrietamiento de los materiales y consigue minimizar la inestabilidad de los taludes laterales al no contener geomembranas, que son las principales causantes de los deslizamientos (Madalinski et al., 2003).

### **VI.3.- Análisis Coste Eficacia de los resultados obtenidos para los distintos tipos de sellado.**

Con objeto de profundizar sobre los resultados que se presentan en el apartado anterior, se ha realizado un análisis coste eficacia de los distintos sistemas de sellado modelizados para determinar no sólo la mejor alternativa desde el punto de vista técnico, sino desde una óptica completa que incluya los aspectos financieros. Para ello, se ha seguido el procedimiento presentado en el capítulo relativo a la metodología.

#### **VI.3.1.- Cálculo de los ratios de eficacia.**

En la tabla 26 se presentan los volúmenes totales de lixiviados generados en cada alternativa de sellado para el total de la superficie del vertedero (6,2 ha.) según los resultados simulados por el programa HELP para el período de análisis (2012-2024) y los ratios de eficacia de cada alternativa respecto a la situación de referencia.

| 2012 - 2024                          | SQ    | SC    | SM     | SM + C |
|--------------------------------------|-------|-------|--------|--------|
| Lixiviados totales (m <sup>3</sup> ) | 6.358 | 196   | 19.210 | 115    |
| Eficacia (Er <sub>i</sub> )          | 0     | 31,43 | -0,67  | 54,52  |

**Tabla 26. Volumen de Lixiviados y ratios de Eficacia de cada una de las alternativas.**

**Fuente: elaboración propia.**

La interpretación de los ratios, que se han calculado mediante la ecuación recogida en la metodología ( $Er_i = \frac{VLT_{SQ}}{VLT_i} - 1$ ), es inmediata en términos de signo (negativo peor y positivo mejor), e indica, en sus casos extremos, que el sellado monolítico produce algo más del 300 % de lixiviados si se compara con la alternativa de referencia, mientras que la adición a ese sellado de la capa de compost permite reducir el lixiviado generado hasta apenas el 2% de los lixiviados obtenidos mediante la alternativa denominada status quo.

### VI.3.2.- Cálculo de los ratios de costes actuales netos.

Los resultados de los Costes Actuales Netos (CAN) para cada una de las alternativas de sellado se presentan en la tabla 27. Dado que todos los CAN están descontados al año inicial de inversión (2011), las cifras obtenidas son directamente comparables en términos de coste global de la actuación valorada a precios del año 2011.

| Alternativa | CAN (€ <sub>2011</sub> ) | CANr  |
|-------------|--------------------------|-------|
| SQ          | 111.019                  | —     |
| SC          | 2.777.019                | 24,01 |
| SM          | 1.194.182                | 9,76  |
| SM + C      | 1.111.899                | 9,02  |

Tabla 27. Coste actual neto de las alternativas de sellado.

Fuente: elaboración propia.

En la tabla anterior, también se incluye el ratio de sobrecoste relativo sobre el status quo para cada una de las alternativas ( $CANr_i = \frac{CAN_i}{CAN_{SQ}} - 1$ ), tal y como se describe en el capítulo correspondiente a la metodología.

### VI.3.3.- Cálculo de los ratios Coste - eficacia.

A partir de los ratios de eficacia y coste que se acaban de presentar, se han calculado los ratios coste eficacia de las tres alternativas de sellado modelizadas, que se presentan en la tabla 28.

| Alternativa | RCE    |
|-------------|--------|
| SC          | 1,309  |
| SM          | -0,069 |
| SM + C      | 6,047  |

**Tabla 28. Ratios coste - eficacia de cada uno de los sistemas de sellado planteados.**

**Fuente: elaboración propia.**

La alternativa más coste-eficaz, es decir la que reduce en mayor medida la cantidad de lixiviados generados respecto a los que se generan en la alternativa de referencia con un menor sobre coste relativo, es la correspondiente al sellado monolítico modificado mediante la utilización de una capa superficial de 20 centímetros de espesor formada por suelo más compost (SM + C).

Por otro lado, el ratio coste - eficacia correspondiente al sellado convencional (SC) muestra un claro efecto positivo, pero resulta bastante inferior si se compara al obtenido mediante la aplicación de un sellado SM + C. A priori, la alternativa relativa al sellado monolítico debería rechazarse del conjunto de alternativas seleccionables, ya que su ratio coste-eficacia es negativo, debido a que el mayor volumen de lixiviados generados respecto al status quo determinado por su ratio de eficacia no se ve compensado por una disminución similar de su sobre coste.

Por lo tanto, en un primer análisis, la alternativa denominada SM + C es la más coste - eficaz, por lo que sería la más adecuada. Los sistemas de sellado más convencionales, aún siendo más eficaces que la alternativa de referencia, no alcanzan el nivel de coste - eficacia de la alternativa anterior.

#### **VI.4.- Análisis de sensibilidad del ACE.**

Como cualquier criterio de decisión, la solución seleccionada como más coste-eficaz viene muy condicionada por los valores de parámetros y variables que forman parte de las condiciones iniciales del estudio (Martínez-Paz, 2003).

Así, para estudiar la robustez de esta solución, se pasa a discutir la misma con un doble análisis de sensibilidad. En el primero, que es un análisis de sensibilidad clásico, se va a tener en cuenta las variaciones en parámetros y variables del cálculo del coste actual neto, tales como la tasa de descuento, el coste de tratamiento de los lixiviados o el ingreso como consecuencia de la producción de agua.

En el segundo análisis de sensibilidad realizado, se va a analizar como influye la eficacia de cada tipo de sellado sobre los ratios coste eficacia y, por tanto, en la selección de la alternativa más coste-eficaz. Para ello, se va a utilizar uno de los resultados previos de este trabajo, el factor de corrección estimado en el apartado de validación de los resultados de volumen de lixiviados generados durante la fase de explotación por el modelo HELP, para corregir la influencia de las condiciones de precipitación lejanas de la media.

##### ***VI.4.1.- Análisis de sensibilidad de los parámetros de coste.***

Las fuentes de variación y su rango vendrán dadas por cambios en las siguientes variables:

- Tasa de descuento (td): Siguiendo las recomendaciones de Almansa y Martínez Paz (2011b) y de la Unión Europea (2003) este parámetro variará del 2% al 7% siendo 3% el valor de referencia del análisis estático.

- Coste de tratamiento de los lixiviados (ctl): como se indica en el capítulo relativo a la metodología, este coste es muy dependiente tanto del tipo de tratamiento que se utilice como de la escala de la operación, variando entre 0,6 €/m<sup>3</sup> a 18 €/m<sup>3</sup>. El valor de referencia utilizado ha sido de 2 €/m<sup>3</sup>.
- Valor del agua producida (va): a partir de las consideraciones realizadas en la metodología, se utiliza un rango de variación de entre 0 y 0,30 €/m<sup>3</sup>, siendo el valor de referencia de 0,1 €/m<sup>3</sup>.

| td (%) | SC    | SM     | SM + C |
|--------|-------|--------|--------|
| 2      | 1,387 | -0,073 | 6,416  |
| 3      | 1,309 | -0,069 | 6,047  |
| 4      | 1,237 | -0,065 | 5,711  |
| 5      | 1,172 | -0,062 | 5,403  |
| 6      | 1,111 | -0,058 | 5,120  |
| 7      | 1,056 | -0,056 | 4,860  |

Parámetros fijos: ctl = 2 €/m<sup>3</sup>; va = 0,1 €/m<sup>3</sup>

Tabla 29. Sensibilidad de los ratios coste - eficacia al descuento.

Fuente: elaboración propia.

| ctl (€/m <sup>3</sup> ) | SC    | SM     | SM + C |
|-------------------------|-------|--------|--------|
| 0,6                     | 1,217 | -0,065 | 5,596  |
| 1                       | 1,243 | -0,066 | 5,724  |
| 2                       | 1,309 | -0,069 | 6,047  |
| 5                       | 1,508 | -0,076 | 7,037  |
| 7                       | 1,642 | -0,081 | 7,715  |
| 10                      | 1,845 | -0,089 | 8,760  |
| 15                      | 2,189 | -0,100 | 10,580 |
| 18                      | 2,398 | -0,106 | 11,722 |

Parámetros fijos: td = 3%; va = 0,1 €/m<sup>3</sup>

Tabla 30. Sensibilidad de los ratios coste - eficacia al coste de tratamiento de lixiviados.

Fuente: elaboración propia.

| va (€/m <sup>3</sup> )                                    | SC    | SM     | SM + C |
|---|-------|--------|--------|
| 0   | 1,306 | -0,068 | 5,960  |
| 0,05  | 1,307 | -0,068 | 6,004  |
| 0,10  | 1,309 | -0,069 | 6,047  |
| 0,15  | 1,310 | -0,069 | 6,092  |
| 0,20  | 1,312 | -0,069 | 6,137  |
| 0,25  | 1,314 | -0,070 | 6,183  |
| 0,30  | 1,315 | -0,070 | 6,230  |
| <b>Parámetros fijos: td = 3%; cfl = 2 €/m<sup>3</sup></b> |       |        |        |

**Tabla 31. Sensibilidad de los ratios coste – eficacia al valor del agua recuperada.**

**Fuente: elaboración propia.**

En las tablas 29, 30 y 31, se muestra la sensibilidad de los ratios coste – eficacia a las variaciones de cada uno de los parámetros que se acaban de mencionar. El análisis se ha realizado de forma univariante, es decir, solamente se varía un parámetro cada vez, manteniendo fijos el resto.

Se observa como para ninguno de los casos analizados se producen variaciones significativas en los ratios coste efectividad y, lo que es más importante, en ningún caso se altera el orden de preferencia de las alternativas.

Destacar el elevado ratio coste-efectividad de la alternativa SM + C cuando se utilizan técnicas de tratamiento de lixiviados cuyo coste es más elevado. Esto es debido a que este tipo de sellado es el que reduce en mayor medida el volumen de los lixiviados generados y, de ahí, su importante influencia sobre el coste final.

Por lo tanto, como consecuencia de este análisis se puede concluir que la selección de la alternativa de sellado del vertedero desde el punto de vista del coste eficacia es invariante a los posibles cambios en las partidas de costes, ya que, aunque los análisis se han realizado desde una óptica univariante (solo varía un parámetro cada vez), la gran distancia entre los ratios entre la solución preferida (SM + C) y la

siguiente (SC) despeja totalmente las dudas sobre si esta ordenación se presentaría en el caso de análisis de sensibilidad multivariante.

#### VI.4.2.- *Análisis de sensibilidad a la eficacia.*

Como ya se ha comentado, en este caso se va a realizar el análisis una vez corregido el volumen de lixiviados incorporado al análisis; para ello, se ha utilizado el factor de corrección de dichos volúmenes en función de la precipitación que se ha estimado en el análisis del volumen de lixiviados generados durante la fase de explotación.

Así, en primer lugar se ha calculado el factor de corrección (F) para cada uno de los años de evaluación de la clausura de vertedero, obteniendo los resultados que se muestran en la tabla 32.

| Año  | Precipitación (mm) | F     |
|------|--------------------|-------|
| 2012 | 204,1              | 0,948 |
| 2013 | 236,3              | 1,049 |
| 2014 | 441,5              | 3,332 |
| 2015 | 250,3              | 1,101 |
| 2016 | 234,9              | 1,045 |
| 2017 | 285,6              | 1,256 |
| 2018 | 162,1              | 0,841 |
| 2019 | 303,8              | 1,355 |
| 2020 | 345,5              | 1,651 |
| 2021 | 358,3              | 1,771 |
| 2022 | 316,6              | 1,434 |
| 2023 | 335,4              | 1,568 |
| 2024 | 249,6              | 1,098 |

**Tabla 32. Factor de corrección (F) de los volúmenes de lixiviado simulados por el modelo HELP durante la fase de postclausura (2012 - 2024).**

Fuente: elaboración propia.

Si se aplica este factor a los volúmenes de lixiviados generados por el modelo HELP, que se muestran en la tabla 19, se obtiene la serie temporal de volúmenes de lixiviados para cada alternativa de sellado recogida en la tabla 33.

| m <sup>3</sup> | SQ     | SC    | SM       | SM + C |
|----------------|--------|-------|----------|--------|
| 2012           | 80,35  | —     | 18,84    | 75,70  |
| 2013           | 30,90  | 2,95  | 350,16   | 29,89  |
| 2014           | 934,26 | 5,08  | 410,99   | 0,35   |
| 2015           | 594,21 | 25,29 | 1.882,55 | 1,18   |
| 2016           | 71,58  | 14,60 | 1.784,34 | 0,95   |
| 2017           | 26,26  | 12,59 | 1.562,96 | 0,99   |
| 2018           | 1,33   | 20,93 | 1.803,39 | 1,11   |
| 2019           | 548,79 | 12,59 | 1.240,64 | 0,64   |
| 2020           | 176,22 | 8,15  | 917,80   | 0,56   |
| 2021           | 31,52  | 11,00 | 1.048,55 | 0,53   |
| 2022           | 21,58  | 11,37 | 1.216,06 | 0,48   |
| 2023           | 753,61 | 11,35 | 970,30   | 0,79   |
| 2024           | 64,25  | 14,06 | 1.567,17 | 1,02   |

**Tabla 33. Volúmenes de lixiviado corregidos por el factor de corrección (F) para cada una de las alternativas de sellado planteadas.**

Fuente: elaboración propia.

Una vez obtenidos los volúmenes de lixiviados corregidos por el factor de corrección que se muestran en la tabla anterior, se procede a calcular los nuevos ratios coste-eficacia, en base a las condiciones de referencia de los parámetros de costes establecidas en la metodología. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 34.

| Alternativa | RCE    |
|-------------|--------|
| SC          | 0,841  |
| SM          | -0,076 |
| SM + C      | 2,965  |

**Tabla 34. Ratios coste - eficacia de cada uno de los sistemas de sellado modelizados, una vez corregidos los volúmenes de lixiviado generados.**

Fuente: elaboración propia.

Aunque la diferencia entre los ratios se reducen respecto a los resultados obtenidos al utilizar volúmenes sin corregir (tabla 28), el orden se sigue manteniendo, siendo el sellado monolítico mejorado mediante la utilización del compost (SM + C), la alternativa preferida de acuerdo con el análisis realizado. Por otra parte, el sellado monolítico (SM) queda descartado al presentar un ratio coste - eficaz (RCE) negativo.

Si se tienen en cuenta los resultados obtenidos, junto con el análisis de sensibilidad anterior, se puede llegar a afirmar de forma contundente que la alternativa denominada SM +C, es mucho más adecuada que el resto de las opciones planteadas, no sólo desde el punto de vista de volumen de lixiviado generado, sino también desde un punto de vista económico, ya que ha quedado demostrado que es la alternativa más coste - eficaz.

Además, permite concluir que, por lo menos en el caso aquí analizado, el problema de validación detectado en los resultados del HELP en cuanto a predicción de volúmenes de lixiviados en condiciones de precipitaciones extremas (por escasas o por abundantes), características de las condiciones climáticas propias de los climas semiáridos, no invalida la posibilidad de utilizar este modelo y sus resultados en los estudios de uno de los aspectos claves de un vertedero de RSU, como es el diseño del tipo y características del sistema de sellado utilizado.



## Capítulo VII

### Conclusiones y recomendaciones.

En este apartado final, y a modo de síntesis, se plantean las conclusiones derivadas de esta investigación. Se ha evitado destacar las conclusiones de detalle y de caso concreto, que ya se encuentran recogidas en el resto de capítulos (especialmente en el de resultados), intentando sintetizar la envolvente general a todas ellas de una forma más cualitativa, lo que permite a su vez contextualizar las propuestas de futuras líneas de investigación con las que finaliza esta memoria de investigación.

#### Conclusiones generales.

- La información disponible en la mayoría de los vertederos, registrada de acuerdo a la normativa vigente en materia de control y vigilancia, limita la utilidad de los modelos de simulación (Lobo y Tejero, 2007). Tal y como se especifica a lo largo de esta memoria, la inexistencia de una medición continua de datos impide que estos modelos ofrezcan una mayor ayuda a los técnicos encargados del diseño, gestión y explotación de los vertederos de R.S.U. La utilización de distintos tipos de sensores, disponibles hoy en día en el mercado para una monitorización in situ y continua de los parámetros característicos de la gestión de un vertedero, facilitaría no sólo la gestión y explotación de los mismos, sino también la mejora y el desarrollo de los modelos de simulación, al poder comparar los datos obtenidos por el modelo con los datos reales de forma que se pudieran detectar posibles errores tanto en los datos medidos como en los cálculos realizados por el modelo.

- La generación de lixiviados está directamente relacionada con las condiciones climáticas del lugar donde se ubica el vertedero. La legislación actual existente no diferencia a la hora de establecer los requisitos mínimos exigibles a un vertedero entre climas húmedos y climas secos, siendo éste un factor de vital importancia. En climas semiáridos, como queda demostrado en los cálculos realizados, se producen tasas muy altas de evapotranspiración como consecuencia de las bajas precipitaciones y de la irregularidad de las mismas, lo que provoca que sistemas con un alto grado de eficiencia en climas húmedos, como por ejemplo las barreras de arcilla compactada de baja permeabilidad, se des sequen y se agrieten en climas semiáridos, aumentando drásticamente la infiltración, y disminuyendo la eficacia del sistema.
- El modelo HELP se puede considerar como una herramienta muy útil a la hora de diseñar tanto los sistemas de impermeabilización como las alternativas de sellado de un vertedero de R.S.U. que esté sometido a condiciones climáticas semiáridas, tal y como se demuestra a partir de la investigación realizada.
- El compost es un material valorado por su reutilización en la agricultura, además, como se desprende de esta investigación, su uso como cobertura en el sellado de vertederos es muy aconsejable. Tal y como se describe en este trabajo, la Región de Murcia cuenta con una de las plantas de compostaje más grandes de Europa, por lo que la administración debería fomentar su uso en los vertederos de la Región.
- El uso del modelo HELP, complementado por un análisis Coste - Eficacia (ACE), se muestra como una herramienta muy útil a la hora de seleccionar la alternativa de sellado más eficiente. No sólo se evalúa la cantidad y la distribución en el tiempo de los lixiviados generados, sino que también permite conocer que alternativa es financieramente más deseable.

**Conclusiones específicas.**

- La aplicación del modelo HELP para la predicción del volumen de lixiviados generados durante la explotación de un vertedero de R.S.U. proporciona valores alejados de la realidad durante los años en los que las precipitaciones registradas distan mucho de los valores medios. Los resultados obtenidos en este trabajo coinciden con lo establecido por los creadores del modelo HELP, que definen la función principal del mismo como la asistencia a los técnicos para la comparación de distintas alternativas de diseño en base a sus balances hidrológicos (Schroeder, et al., 1994).
- Sin embargo, de acuerdo con los datos obtenidos en esta investigación, cuando la precipitación anual registra valores cercanos a los 300 mm, característicos del clima semiárido de la Región de Murcia, se obtienen volúmenes de lixiviados mucho más cercanos a la medición real.
- El factor de corrección calculado en este trabajo, para corregir los valores medidos y simulados en función de la precipitación recibida, puede ser utilizado en otros vertederos sujetos a condiciones climáticas similares. Esta corrección es especialmente interesante cuando la precipitación anual registrada diste mucho de los valores medios (en torno a 300 mm anuales), de modo que se puedan estimar los lixiviados generados de forma más precisa.
- Parámetros como la conductividad hidráulica o el contenido de humedad del suelo modifican de forma importante los resultados del balance hidrológico, por lo que sería de suma importancia poder disponer de ensayos específicos que proporcionen esta información.
- El uso de sistemas de sellado basados en la capacidad de almacenamiento del suelo es muy adecuado en climas semiáridos, tal y como se desprende tanto de las investigaciones realizadas en los últimos años en los EE.UU., como de la simulación ejecutada en esta investigación en la que se consigue reducir la tasa de infiltración prácticamente en un 50% respecto a un sistema de sellado convencional.

- El análisis coste - eficacia realizado, permite afirmar que el sellado monolítico no sólo es el más efectivo desde el punto de vista de la minimización de los lixiviados generados, sino que también es el más eficiente al tener en cuenta la consideración del coste del mismo.

### **Futuras líneas de investigación.**

- Validar las conclusiones expuestas en este trabajo, relativas a la predicción de lixiviados generados durante la fase de explotación de los vertederos, mediante la utilización, en éste u otros vertederos con características climáticas similares, de datos de lixiviados reales medidos de forma automatizada y continua que permitan aprovechar el potencial del modelo, analizando no solamente los volúmenes generados para largos periodos de tiempo, sino también a escala diaria, ya que la irregularidad característica de las precipitaciones en climas semiáridos dificulta la elección del sistema de gestión de lixiviados más adecuado.
- Al contar en esta investigación solamente con datos climáticos fiables de los últimos 13 años, sería preciso la realización de investigaciones similares a la que aquí se presenta pero que utilicen series climáticas de mayor duración para la ejecución del modelo, ya que la generación de lixiviados potencialmente contaminantes en vertederos una vez sellados puede prolongarse durante periodos de tiempo más amplios.
- Analizar, mediante la aplicación del modelo HELP, distintas alternativas de diseño del sistema de impermeabilización del vertedero con objeto de definir la alternativa más adecuada en climas semiáridos.
- Comparar los resultados obtenidos en esta investigación mediante la aplicación del modelo HELP a distintas técnicas de sellado de vertedero, mediante el uso de otros programas de modelización como por ejemplo, el modelo EPIC (Environmental policy integrated climate), UNSAT - H (Unsaturated soil water and heat flow) o HYDRUS.

## Referencias bibliográficas.

- AASG (2009). Memoria y anteproyecto técnico para ejecución de sellado de vertedero de residuos inertes en Arenales de San Gregorio, Ciudad Real. Ayuntamiento de Arenales de San Gregorio. 126 p.
- AGUILERA, F., ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A., GEA, M.T. y BARRENA, R. (2005). "El compostaje como vía de tratamiento de R.S.U.". *Ingeniería química*, 420, pp. 234-242.
- AHMED, F.N., y LAN, C.Q. (2012). "Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review". *Desalination*, 287, pp. 41-54.
- ABU-KHADER, M.M. (2009). "Recent advances in nuclear power: A review". *Progress in Nuclear Energy*, 51 (2), pp. 225-235.
- AHMED, F.N., y LAN, C.Q. (2012). "Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review". *Desalination*, 287, pp. 41-54.
- ALBRIGHT, W., BENSON, C., GEE, G., ROESLER, A., ABICHOU, T., APIWANTRAGOON, P., LYLES, B., ROCK, S. (2004). "Field water balance of landfill water covers". *Journal of Environmental Quality*, 33 (6), pp. 2317-2332.
- ALIAS, L.J. y ORTIZ-SILLA, R. (1975). "Características fisiográficas y ambientales de interés edafogenético del Campo de Cartagena (Murcia)". *Anal. Inst. Bot. Cavanilles*, 32 (2), pp. 1021-1037.
- ALMANSA, C. y MARTÍNEZ-PAZ, J.M. (2011a). "What weight should be assigned to future environmental impacts?. A probabilistic Cost Benefit Analysis using

- recent advances on discounting". *Science of the Total Environment*, 409 (7), pp. 1305-1314.
- ALMANSA, C. y MARTÍNEZ-PAZ, J.M. (2011b). "Intergenerational equity and dual discounting". *Environmental and Development Economics*, 16 (6), pp. 685-707.
- ALONSO SARRIÁ, F., LÓPEZ BERMÚDEZ, F., y CONESA GARCÍA, C. (2002). "Synoptic conditions producing extreme rainfall events along the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula". *Dryland Rivers: Hydrology and Geomorphology of Semi-arid Channels* (L. J. BULL & M. J. KIRBY, Eds.). John Wiley & Sons Ltd. Chichester, England. pp. 351-371.
- ÁLVAREZ, A., y RICARDO, J. (2004). Validación del Modelo HELP en la Predicción de la Formación de Lixiviados en el Relleno Sanitario La Esmeralda de la Ciudad de Manizales - Fase I. Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales.
- AMUTHA, D., BOCCACCINI, A.R., DEEGAN, D., y CHEESEMAN, C.R. (2008). "Air pollution control residues from waste incineration: Current UK situation and assessment of alternative technologies". *Waste Management*, 28 (11), pp. 2279-2292.
- ANDERSON, E. (1973). "National Weather Service river forecast system - snow accumulation and ablation model". Hydrologic Research Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD.
- ARENA, U. (2012). "Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review". *Waste Management*, 32 (4), pp. 625-639.
- ARNOLD, J.G., WILLIAMS, J.R., NICKS, A.D., y SAMMONS, N.B. (1989). "SWRRB, A basin scale simulation model for soil and water resources management". Texas A&M University Press, College Station, TX. 142 pp.
- ARREGI, X. (2011). Estudio técnico, económico y financiero de viabilidad de una planta de tratamiento de residuos de construcción y demolición en la mancomunidad

---

de Urola medio, Guipúzcoa. Proyecto Fin de Carrera. Universidad Politécnica de Cataluña. 176 p.

ASSAMOI, B., y LAWRYSHYN, Y. (2012). "The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion". *Waste Management*, 32 (5), pp. 1019-1030.

AUSTIN, A.A., FITZGERALD, E.F., PANTEA, C.I., GENSBURG, L.J., KIM, N.K., STARK, A.D., HWANG, S.A. (2011). "Reproductive outcomes among former Love Canal residents, Niagara Falls, New York". *Environmental Research*, 111 (5), pp. 693-701.

**B**ERENT, M.R. (2004). "Mejoramiento en la gestión de residuos sólidos urbanos en pequeñas ciudades del Nea". *Cuaderno Urbano*, 4, pp. 43-74.

BERGE, N.D., REINHART, D.R. y BATARSEH, E.S. (2009). "An assessment of bioreactor landfills costs and benefits". *Waste Management*, 29 (5), pp. 1558-1567.

BERGER, K. (1998). Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse. Umweltbundesamt, Fachgebiet III 3.6 (PT AWAS des BMBF), Berlín. 569 pp.

BERGER, K. (2000). Validation of the hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model for simulating the water balance of cover systems. *Environmental Geology*, 39 (11), pp.1261-1274.

BERGER, K. y SCHROEDER, P.R. (2011). Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell. Version HELP 3.90 D. Institute of Soil Science, University of Hamburg, Germany.

BIROL, E., KAROUSAKIS, K. y KOUNDOURI, P. (2006). "Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical

appraisal of available techniques and an application". *Science of The Total Environment*, 365 (1-3), pp. 105-122.

BLUMENTHAL, K. (2011). "Generation and treatment of municipal waste". *Environment and energy. EUROSTAT. Statistics in focus. KS-SF-11-031-EN-N*.

BORGONÑÓS, M.D. (1999). *Análisis de redacción de referencias y citas bibliográficas en literatura científica a través del estudio de la normalización bibliográfica*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.

BOU-ZEID, E. y EL-FADEL, M. (2004). "Parametric sensitivity analysis of leachate transport simulations at landfills". *Waste Management*, 24 (7), pp. 681-689.

BROWN, K.W., THOMAS, J.C., LYTTON, R.L., JAYAWIKRAMA, P. y BAHRT, S.C. (1987). "Quantification of leak rates through holes in landfill liners". *Technical Resource Document EPA/600/S2-87-062*, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

CAMPBELL, G.S. (1974). "A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data", *Soil Science* 117(6), pp. 311-314.

CASTILLO, C.S. (1978). "Estudio sobre el comportamiento de la gota de aire frío y la distribución de sus consecuencias pluviométricas en la España Peninsular". *Paralelo 37*, Universidad de Granada, C.U. Almería, nº 2. pp. 57-80.

CEÑA, F., y ROMERO, C. (1989). *Evaluación Económica y Financiera de Inversiones Agrarias*. Banco de Crédito Agrícola, Madrid.

CHAPMAN, N. y HOOPER, A. (2012). "The disposal of radioactive wastes underground". *Proceedings of the Geologists' Association*, 123 (1), pp. 46-63.

CHANG, H., QI, C., ISLAM, K., y HOSSAIN, F. (2012). "Comparisons between global warming potential and cost - benefit criteria for optimal planning of a

- municipal solid waste management system". *Journal of Cleaner Production*, 20 (1), pp. 1-13.
- CHENG, H. y HU, Y. (2012). "Mercury in Municipal Solid Waste in China and Its Control: A Review". *Environmental Science Technology*, 46 (2), pp. 593-605.
- CLARKE, W. (2000). "Cost - benefit analysis of introducing technology to rapidly degrade municipal solid waste". *Waste Management & Research*, 18 (6), pp. 510-524.
- CMAIB (2001). Plan Director Sectorial para la gestión de los residuos urbanos en Eivissa y Formentera. Análisis Financiero. Consejería de Medio Ambiente de las Islas Baleares. 33 p.
- COGERSA (2011). Informe anual 2010. Consorcio para la gestión sostenible de los residuos de Asturias (COGERSA). Principado de Asturias. 62 pp.
- COLINO, J. y MARTÍNEZ-PAZ, J.M. (2007). "Productividad, disposición al pago y eficiencia técnica en el uso del agua: la horticultura intensiva de la Región de Murcia". *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 7, pp. 109-125.
- COLOMER, F.J. y GALLARDO, A. (2011). Tratamiento y Gestión de Residuos Sólidos. 2ª edición. Universidad Politécnica de Valencia.
- CONESA-GARCÍA, C. (1990). El Campo de Cartagena. Clima e Hidrología de un Medio Semiárido. Tesis doctoral. Universidad de Murcia, Murcia, 450 pp.
- CRUZ, R., ORTA-DE VELÁQUEZ, M.A., SÁNCHEZ, J., y ROJAS-VALENCIA, M.A. (1997). "Estimación de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios mediante un balance de agua en serie". Universidad Autónoma de México, 10 pp.
- CUSTODIO, E. y LLAMAS, M.R. (1983). Hidrología Subterránea. Omega (2 Vol.). 2359 pp.

- D'ALISA, G., DI NOLA, M.F. y GIAMPETRO, M. (2012). "A multi - scale analysis of urban waste metabolism: density of waste disposed in Campania". *Journal of Cleaner Production*, Available online 24 May 2012, doi: 10.1016/j.jclepro.2012.05.017.
- DOMINGO, F., SERRANO-ORTIZ, P., WERE, A., VILLAGARCÍA, L., GARCÍA, M., RAMÍREZ, D.A., KOWALSKI, A.S., MORO, M.J., REY, A., y OYONARTE C. (2011). "Carbon and water exchange in semiarid ecosystems in SE Spain". *Journal of Arid Environments*, 75 (12), pp. 1271-1281.
- DONG, Y., LI, G., XU, H. (2012). "An areal recharge and discharge simulating method for MODFLOW". *Computers & Geosciences*, 42, pp. 203 - 205.
- EE.UU. (2011). Fact Sheet on Evapotranspiration Cover Systems for Waste Containment. Environmental Protection Agency. EPA 542 - F - 11 - 001.
- ELSHORBAGY, W.A. y MOHAMED, A.M.O. (2000). "Evaluation of using municipal solid waste compost in landfill closure caps in arid areas". *Waste Management*, 20 (7), pp. 499-507.
- EL-HAGGAR, S.M. (2007). Chapter 7 - Sustainability of Agricultural and Rural Waste Management, *Sustainable Industrial Design and Waste Management*, Academic Press, Oxford, pp. 223-260.
- ESPAÑA (1997). Ley 54/1997, de 17 de noviembre, del Sector Eléctrico. *Boletín Oficial del Estado*, 28 de noviembre de 1997, 285, pp. 35097-35126.
- ESPAÑA (2001). Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. *Boletín Oficial del Estado*, 29 de enero de 2002, 25, pp. 3507-3521.
- ESPAÑA (2002). ORDEN MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. *Boletín Oficial del Estado*, 19 de febrero de 2002, 43, pp. 6494-6515.

ESPAÑA (2007). Real Decreto 997/2002, de 27 de septiembre, por el que se aprueba la norma de construcción sismorresistente: parte general y edificación (NCSR-02). Boletín Oficial del Estado, 11 de octubre de 2002, 244, pp.35898-35867.

ESPAÑA (2009). Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008 - 2015. Boletín Oficial del Estado, 26 de febrero de 2009, 49, pp. 19893-20016.

EUROSTAT (2011). Energy, transport and environment indicators. 2011 Edition. Disponible en: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>

EUROSTAT (2012). Statistical Office of the European Communities [sitio web]. Disponible en: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>

**F**AGNANO, M., ADAMO, P., ZAMPELLA, M., y FIORENTINO, N. (2011).

“Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: A case study in the region of Naples, Italy”. *Ecosystems and Environment*, 141 (1-2), pp. 100-107.

FEAL, A. (2001). “La incineración de residuos (I): Situación actual y tecnologías”. *Ingeniería química*, 379, pp. 237-243.

FLEENOR, B. (1993). “Examination of vertical water movement HELP Beta version 3 versus RMA42”. M.S. thesis, University of California, Davis, CA.

FUENTES, X. (2003). “Los resultados de la Cumbre de Johannesburgo”. *Revista de Estudios Internacionales*, 140 (36), pp. 29-53.

**G**EIGER, F. (1970). “Die aridität in sudostspanien”. *Stuttgart Geograph. Stud.*, 77. pp. 1-173.

- GHARABAGHI, M., IRANNAJAD, M., y REZA A. (2012). "Leaching behaviour of cadmium from hazardous waste". *Separation and Purification Technology*, 86, pp. 9-18.
- GIROUD, J.P. y BONAPARTE, R. (1989). "Leakage through liners constructed with geomembrane liners - parts I and II and technical note". *Geotextiles and Geomembranes* 8(1), 27-67, 8(2), 71-111, 8(4), 337-340.
- GIUSTI, L. (2009). "A review of waste management practices and their impact on human health". *Waste Management*, 29 (8), pp. 2227-2239.
- GÓMEZ, M.A. (1997). Estudio hidrológico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: vertederos de Guipuzcoa y Navarra. El vertedero como sistema acuífero. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco.
- GÓMEZ, M.A. y ANTIGÜEDAD, I. (1994). "Validación del modelo HELP en el vertedero controlado de RSU de Lapatx (Guipúzcoa)". *Tecnoambiente*, nº 77, pp. 65-69.
- GÓMEZ, D. (1999). Evaluación del Impacto Ambiental. Ediciones Mundi - Prensa. Editorial Agrícola Española. Madrid, España.
- GREENE, W. (2008). *Econometric Analysis*. 6<sup>th</sup> Edition, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- GREYSON, A. (2007). "An economic instrument for zero waste, economic growth and sustainability". *Journal of Cleaner Production*, 15 (13-14), pp. 1382-1390.
- GÜERECA, L. (2006). Desarrollo de una metodología para la valoración en el análisis del ciclo de vida aplicada a la gestión integral de residuos municipales. Tesis Doctoral. Programa de Doctorado de Ingeniería Ambiental. Universidad Politécnica de Cataluña.

**H**ARBOTTLE, M.J., AL-TABAA, A., y EVANS, C.W. (2007). "A comparison of the technical sustainability of in situ stabilisation/solidification with disposal to landfill". *Journal of Hazardous Materials*, 141 (2), pp. 430-440.

HAUSER, V.L. (2009). *Evapotranspiration covers for landfills and waste sites*. CRC Press. Boca Raton (Florida).

HAUSER, V.L., WEAND, B.L. y GILL, M.D. (2001). "Natural Covers for Landfills and Buried Waste". *Journal of Environmental Engineering*, 127 (9), pp. 768-775.

HILLEL, D. (1982). *Introduction to oil physics*. Academic Press, New York.

HOLM-NIELSEN, J.B., AL SEADI, T. y OLESKOWICZ-POPIEL, P. (2009). "The future of anaerobic digestion and biogas utilization". *Bioresource Technology*, 100 (22), pp. 5478-5484.

HOSSAIN, M.D., SANTHANAM, A., NIK NORULAINI, N.A., MOHD OMAR, A.K. (2011). "Clinical solid waste practices and its impact on human health and environment - A review". *Waste Management*, 31 (4), pp. 754-766.

HUI, Y., LI'AO, W., FENWEI, S., y GANG, H. (2006). "Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities". *Waste Management*, 26 (9), pp. 1052-1062.

**I**MIDA. (2012). *Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario*. Consejería de Agricultura y Agua. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. [sitio web]. Disponible en: <http://www.imida.es/>.

INE. (2009). *Encuesta sobre la Generación de Residuos*. Disponible en: <http://www.ine.es/np564.pdf>

INE. (2011). Encuesta sobre Recogida y Tratamiento de Residuos. Disponible en: <http://www.ine.es/np682.pdf>

JANSA-CLAR, A. (1988). Inestabilidad Baroclina y Ciclogénesis en el Mediterráneo Occidental. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid.

JENSEN, M.E. (1973). Consumptive use of water and irrigation water requirements. American Society of Civil Engineers, New York.

KNISEL, W.J. (1980). "CREAMS, A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems, volumes I, II and III". USDA-SEA, Conservation Research Report 26. 643 pp.

KULIKOWSKA, K., y KLIMIUK, E. (2008). "The effect of landfill age on municipal leachate composition". *Bioresource Technology*, 99 (13), pp. 5981-5985.

LANER, D., CREST, M., SCHARFF, H., MORRIS, J.W.F. y BARLAZ, M.A. (2012). "A review of approaches for the long-term Management of municipal solid waste landfills". *Waste Management*, 32 (3), pp. 498-512.

LEMA, J.M., MÉNDEZ, R., y BLÁZQUEZ, R. (1998). "Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review". *Water, Air & Soil Pollution*, 40, pp. 223-250.

LOBO, A. (2003). "Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos". Universidad de Cantabria, 58 pp.

LOBO, A., HERRERO, J., MONTERO, O., FANTELLI, M. y TEJERO, I. (2002). "Modeling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 2: Biodegradation)". *Waste Management and Research*, 20 (6), pp. 514-528.

- LOBO, A. y TEJERO, I. (2007a). "MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills". *Environmental Modelling & Software*, 22 (1), pp. 59-72.
- LOBO, A. y TEJERO, I. (2007b). "Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: An example". *Waste Management*, 27 (5), pp. 691-703.
- LOMBRANO, A. (2009). "Cost efficiency in the management of solid urban waste". *Resources, Conservation and Recycling*, 53 (11), pp. 601-611.
- LÓPEZ-BERMÚDEZ, F. (1987). "Morfología derivada de la minería a cielo abierto en la Sierra de Cartagena". *Anales de la Geografía de la Universidad Complutense*, 7, pp. 133-144.
- LÓPEZ-BERMÚDEZ, F. y CONESA-GARCÍA, C. (1990). "Características granulométricas de los depósitos aluviales en el Campo de Cartagena". *Cuadernos de investigación geográfica*, 16, pp. 31-54.
- LÓPEZ, J. y LÓPEZ, A. (1987). "Los Climas secos de España según el Sistema de Copen". *Papeles de Geografía física*, 12, 5-10.
- LUTFI, M.N. (2003). Investigación relativa a la minimización de lixiviados en vertederos y su depuración. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid. 274 pp.
- MADALINSKI, K.L., GRATTON, D.N., y WEISMAN, R.J. (2003). "Evapotranspiration covers: An innovative approach to remediate and close contaminated sites". *Remediation Journal*, 14 (1), pp. 55-67.
- MARTÍN, M.A., SILES, J.A., CHICA, A.F., y MARTÍN, A. (2010). "Biomethanization of orange peel waste". *Bioresource Technology*, 101 (23), pp. 8993-8999.
- MARTÍNEZ CENTENO, L. M. (2009). "Los vertederos de residuos urbanos del futuro". *Revista técnica de medio ambiente*, 22 (133), pp. 46-50.

- MARTÍNEZ CENTENO, L. M. (2010). “Los vertederos de residuos urbanos del futuro”. 10º Congreso Nacional del Medio Ambiente. Madrid.
- MARTÍNEZ - FERNÁNDEZ, J. y ESTEVE, M.A. (2009). Sostenibilidad Ambiental de la Región de Murcia. Editum. Murcia.
- MARTÍNEZ - PAZ, J.M. (2003). Economía y gestión del agua en la horticultura intensiva de Almería. Un enfoque desde la teoría de la decisión. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- MARTÍNEZ - PAZ, J.M., MARTÍNEZ - FERNÁNDEZ, J. y ESTEVE, M.A. (2007). “Evaluación económica del tratamiento de drenajes agrícolas en el Mar Menor (SE España)”. Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, 215/217, pp.211-232.
- MARTÍNEZ - PAZ, J.M. y MARTÍNEZ CARRASCO, F. (2011). Medioambiente y sostenibilidad en Buendía., J. y Colino, J (coord). La economía de la región de Murcia. Presente y futuro. Ed. Cajamar. Almería, pp. 111-148.
- MAVROPOULOS, A. y KALIAMPAKOS, D. (2011). “Landfill, complexity and biogás risk assessment”. Waste Management & Research, 29 (1), pp. 99-106.
- MOBERG, A., FINNVEDEN, G., JOHANSSON, J. y LIND, P. (2005). “Life cycle assessment of energy from solid waste – part 2: landfilling compared to other treatment methods”. Journal of Cleaner Production, 13 (3), pp. 231-240.
- MIRM (2011). MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. “El Medio Ambiente y el Medio Rural y Marino en España. 2010”. ISBN: 978-84-491-1073-3.
- MURCIA. (1999). Resolución de la Dirección General de Protección Civil y Ambiental por la que se hace pública la Declaración de Impacto Ambiental relativa a un proyecto de vertedero de residuos sólidos urbanos, en el término municipal de Fuente Álamo, a solicitud de Medioil Levante S.L. Boletín Oficial de la Región de Murcia, 16 de agosto de 1999, 188, pp. 9567-9571.

MURPHY, R.J. y GARWELL, J.E. (1998). "Infiltration rates through landfill liners", Florida center for solid and hazardous waste management. 106 pp.

NAKAKUBO, T., TOKAI, A. y OHNO, K. (2012). "Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions reduction and phosphorus recovery". *Journal of Cleaner Production*, 32, pp. 157-172.

NOBLE, J.J., y ARNOLD, A.E. (1991). "Experimental and mathematical modelling of moisture transport in landfill". Department of Chemical Engineering, Tufts University, Vol. 100, pp. 95-111.

NYHAN, J.W., SCHOFIELD, T.G. y STARMER, R.H. (1997). "A water balance study of four landfill cover designs varying in slope for semiarid regions". *Journal of Environmental Quality*, 26 (5), pp. 1385-1392.

OLIVARES, A. (2010). "Consideraciones sobre los residuos radiactivos en el debate de la energía nuclear y su inclusión en el modelo energético de Chile". *Revista Chilena de Derecho*, 37 (3), pp. 429-458.

ORTIZ, A., y RIVERO, G. (2006). *Estructuración de Costes: Conceptos y Metodología*. Pact USA. 30 p.

OSE (2012). *Sostenibilidad en España 2011*. Observatorio de la Sostenibilidad en España. Madrid.

PEARCE, D. (1976). "The economics of waste disposal in the UK". *Resources Policy*, 2 (4), pp. 247-255.

PENMAN, H.L. (1963). "Vegetation and Hydrology". Technical Comment No. 53, Commonwealth Bureau of Soils, Harpenden, England.

PÉREZ, J. (2010). "Gestión de Residuos Industriales". Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud (ISTAS). Madrid.

PERRIER, E.R., y GIBSON, A.C. (1980). "Hydrologic simulation on solid waste disposal sites", EPA-SW-868, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 111 pp.

PHILIP, J.R. (1969). "Theory of Infiltration". Advances in Hydroscience: V.T. Chow, Ed., Academic Press, New York, pp. 215-296.

PIRES, A., MARTINHO, G., CHANG, N.B. (2011). "Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques". Journal of Environmental Management, 92 (4), pp. 1033-1050.

PRIMO, O. (2008). Mejoras en el tratamiento de lixiviados de vertedero de RSU mediante procesos de oxidación avanzada. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Química y Química Inorgánica. Universidad de Cantabria.

**R**RAPTI-CAPUTO, D., SDAO, F., y MASI, S. (2006). "Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills". Engineering Geology, 95 (1-2), pp. 122 - 131.

RAUTENBACH, R., VOSENKAUL, K., LINN, T., y KATZ, T. (1996). "Wastewater treatment by membrane process. New development in ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis". Desalination, 108 (1-3), pp. 247 - 253.

REGASSA, N., SUNDARAA, R.D., y SEBOKA, B.B. (2011). "Challenges and Opportunities in Municipal Solid Waste Management: The Case of Addis Ababa City, Central Ethiopia". Journal of Human Ecology, 33 (3), pp. 179 - 190.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., y MOULIN, P. (2008). "Landfill leachate treatment: Review and opportunity". Journal of Hazardous Materials, 150 (3), pp. 468-493.

- RICHARDSON, C.W. (1981). "Stochastic simulation of daily precipitation, temperature, and solar radiation", *Water Resources Research* 17(1), pp. 182 - 190.
- RICHARDSON, C.W. y WRIGHT, D.A. (1984). "WGEN: A model for generating daily weather variables". ARS-8, Agricultural Research Service, USDA. 83 pp.
- RITCHIE, J.T. (1972). "A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover". *Water Resources Research*, 8 (5), pp. 1204 - 1213.
- ROCK, S., MYERS, B. y FIEDLER, L. (2012). "Evapotranspiration (ET) Covers". *International Journal of Phytoremediation*, 14 (1), pp. 1-25.
- RODRÍGUEZ, J., CASTRILLÓN, L., MARAÑÓN, E., y SASTRE, H. (2000). "Biomethanization of municipal solid waste in a pilot plant". *Water Research*, 34 (2), pp. 447-454.
- RODRÍGUEZ-ESTRELLA, T. (1995). "Funcionamiento hidrogeológico del Campo de Cartagena (Murcia y Alicante)". *Hidrogeología*, nº 11, pp. 21-38.
- RUSCALLEDA, M. (2012). Treatment of mature urban landfill leachates by anammox process. PhD. Dissertation. Universidad de Gerona.
- SADEK, S., GHANIMEH, S., y EL-FADEL, M. (2007). "Predicted performance of clay-barrier landfill covers in arid and semi-arid environments". *Waste Management*, 27 (4), pp. 572 - 583.
- SALEM, Z., HAMOURI, K., DJEMAA, R., y ALLIA, K. (2008). "Evaluation of landfill leachate pollution and treatment". *Desalination*, 220 (1-3), pp. 108 - 114.
- SALHOFER, S., SCHNEIDER, F., y OBERSTEINER, G. (2007). "The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe". *Waste Management*, 27 (8), pp. 47-57.

- SARASOLA, S. (1999). "Los principios del Derecho Ambiental". Civitas. Revista española de derecho administrativo, 102, pp. 335-339.
- SAXTON, K.E., JHONSON, H.P., y SHAW, R.H. (1971). "Modeling evapotranspiration and soil moisture". Proceedings of American society of agricultural engineers 1971 winter meeting. St Joseph, MI. No. 71-7636.
- SEADON, J. (2010). "Sustainable waste management systems". Journal of Cleaner Production, 18 (16-17), pp. 1639-1651.
- SCHMIDHEINY, S. (1992). Changing Course: A Global Business Perspective on Development and the Environment. Cambridge, MA: The MIT Press.
- SCHROEDER, P.R., y GIBSON, A.C. (1982). "Supporting documentation for the hydrologic simulation model for estimating percolation at solid waste disposal sites (HSSWDS)". Draft Report, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 256 pp.
- SCHROEDER, P.R., y PEYTON, R.L. (1987a). "Verification of the Hydrologic Evaluation of landfill performance (HELP) model using field data". Technical Resource Document, EPA 600/2-87-050, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 163 pp.
- SCHROEDER, P.R., y PEYTON, R.L. (1987b). "Verification of the lateral drainage component of the HELP model using physical models". Technical Resource Document, EPA 600/2-87-049, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 117 pp.
- SCHROEDER, P.R., PEYTON, R.L., McENROE, B.M. y SJOSTROM, J.W. (1988a). "The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: Volume III. User's guide for version 2". Internal Working Document EL-92-1, Report 1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. 87 pp.
- SCHROEDER, P.R., McENROE, B.M., PEYTON, R.L. y SJOSTROM, J.W. (1988b). "The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: Volume IV.

Documentation for version 2". Internal Working Document EL-92-1, Report 2, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. 72 pp.

SCHROEDER, P.R., DOZIER, TAMSEN, S., ZAPPI, P.A., McENROE, B.M., SJOSTROM, J.W., y PEYTON, R.L. (1994). "The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. Engineering documentation for version 3". EPA/600/r-94/168b. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, E.E.U.U.

SEÓANEZ, M. (2000). Residuos: problemática, descripción, manejo, aprovechamiento y destrucción. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

SEÓANEZ, M. (2001). Tratamiento de gestión del medio ambiente urbano. Ed. Mundi-Prensa. Madrid - Barcelona - México.

SHANNON, A.L. y WOOLRIDGE, A. (2001). Chapter 23 - Medical Waste, Waste, Academic Press, Boston, pp. 329-339.

SIDDIQUE, R. (2010). "Use of municipal solid waste ash in concrete". Resources, Conservation and Recycling, 55 (2), pp. 83-91.

SOGAMA (2012). "Ejecución y gestión de la fase 1 de la ampliación sur y el mantenimiento posclausura del vertedero de Areosa. Pliego de prescripciones técnicas. Sociedad Gallega del Medio Ambiente. 155 p.

STOLTZ, G., GOURC, J.P., OXARANGO, L. (2010). "Characterisation of the physico - mechanical parameters of MSW". Waste Management, 30 (8-9), pp. 1439-1449.

SUÁREZ, M.A. y PRADOS, J.C. (2009). "Valorización térmica de residuos sólidos urbanos". Ingeniería Química, 472, pp. 108-117.

**T**HOMPSON, F.L., y TYLER, S.W. (1984). "Comparison of Two Groundwater Flow Models, UNSAT1D and HELP". EPRI CS-3695, Topical Report, October,

prepared by Batelle, Pacific Northwest Laboratories, for Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA. 71 pp.

UNIÓN EUROPEA. (2003). "Guide to cost - benefit analysis of investment projects - Structural Funds - ERDF, Cohesion Funds and ISPA". Brussels: Evaluation Unit, DG Regional Policy. European Commission. Brussels.

UNIÓN EUROPEA. (2008). Directiva 2008/98/CE, de 19 de noviembre, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. Diario Oficial de la Unión Europea L312/3, 22 de noviembre de 2008.

USDA, Soil Conservation Service. (1985). National engineering handbook, section 4, hydrology. US Government Printing Office, Washington, D.C.

V AQUERO, I. (2004). Manual de Diseño y Construcción de Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos. U.D. Proyectos, E.T.S.I. Minas, U.P.M., Madrid.

VARGAS, M. (2009). Modelo de Balance Hídrico para la estimación de los caudales de lixiviados generados en la operación del Relleno Sanitario del Centro Industrial del Sur - El Guacal, Heliconia - Antioquía. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Colombia.

VELÁZQUEZ, A.C. (2006). Gestión ambiental y tratamiento de residuos urbanos: propuesta para la zona metropolitana de Guadalajara a partir de las experiencias de la Unión Europea. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 525 pp.

VILLARRUBIA, M. y VILLARRUBIA, J. (2001). "Producción de biogás en vertederos de Residuos Sólidos Urbanos (RSU)". Montajes e instalaciones: Revista técnica sobre la construcción e ingeniería de las instalaciones, 355, pp. 95-104.

VV.AA. (2011). Proyecto de Tratamiento de Lixiviados del vertedero de Oñartxo/Egino Berri. Concejalía de Urbanismo y Desarrollo Sostenible. Ayuntamiento de Azkoitia. 60 p.

**W**EINER, R.F., y MATTHEWS, R.A. (2003). Chapter 16 - Radioactive Waste, Environmental Engineering (Fourth Edition), Butterworth - Heinemann, Burlington, pp. 313-339.

WENG, Y., y FUJIWARA, T. (2012). "Examining the effectiveness of municipal solid waste management systems: An integrated cost - benefit analysis perspective with a financial cost modeling in Taiwan". Waste Management, 31 (6), pp. 1393-1406.

WILLIAMS, P.T. (2005). Waste Treatment and Disposal. 2<sup>nd</sup> Edition. John Wiley & Sons, Chichester.

WILSON, D.C., RODIC, L., SCHEINBERG, A., VELIS, C.A., y ALABASTER, G. (2012). "Comparative analysis of solid waste Management in 20 cities". Waste Management & Research, 30 (3), pp. 237-254.

WU, H., WANG, H., ZHAO, Y., CHEN, T., y LU, W. (2012). "Evolution of unsaturated hydraulic properties of municipal solid waste with landfill depth and age". Waste Management, 32 (3), pp. 463-470.

**X**UE, Y., HOU, H., ZHU, S., y ZHA, J. (2009). "Utilization of municipal solid waste incineration ash in stone mastic asphalt mixture: Pavement performance and environmental impact". Construction and Building Materials, 23 (2), pp. 989-996.

**Y**ALÇIN y DEMIRER (2007). "Evaluation of the hazardous waste landfill cap system design and clay layer thickness criteria of the Turkish Regulation on the Control

of Hazardous Waste (RCHW) using the Hydrological Evaluation of Landfill Performance (HELP) model“. *International Journal of Environment and Pollution*, 31, 1-2, pp. 178-192.

YALILI, M., KILIC, M., KESTIOGLU, K., y YONA, T. (2007). “Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods with adsorption process“. *Journal of Biological & Environmental Sciences*, 1 (1), pp. 37-43.

ZAMORANO, M., GRINDLAY, A., MOLERO, E., RODRIGUEZ, M.I. (2011).

“Diagnosis and proposals for waste management in industrial areas in the service sector: case study in the metropolitan area of Granada (Spain)“. *Journal of Cleaner Production*, 19 (17-18), pp. 1946-1955.

ZANOUE, B., KONTOGIANNI, A., y SKOURTOS, M. (2003). “A classification approach of cost effective management measures for the improvement of watershed quality“. *Ocean & Coastal Management*, 46 (11-12), pp. 957-983.

## Anejos.

### **Anejo 1. Normativa vigente sobre residuos y vertederos.**

#### *Normativa Europea.*

- Directiva 2008/98/CE del Parlamento y del Consejo de 19 de noviembre de 2008, sobre residuos, que deroga las otras directivas que regulaban la materia integrándola en una única que a partir de ahora es la Directiva Marco de Residuos.

Esta nueva Directiva establece el marco jurídico de la Unión Europea para la gestión de los residuos, proporciona los instrumentos que permiten disociar la relación existente entre crecimiento económico y producción de residuos, haciendo especial hincapié en la prevención, entendida como el conjunto de medidas adoptadas antes de que un producto se convierta en residuo, y reducir así tanto la cantidad y contenido en sustancias peligrosas como los impactos adversos sobre la salud humana y el medio ambiente de los residuos generados. Se incorpora el principio de jerarquía en la producción y gestión de residuos que ha de centrarse en la prevención, la preparación para la reutilización, el reciclaje u otras formas de valorización, incluida la valorización energética y aspira a transformar la Unión Europea en una «sociedad del reciclado» y contribuir a la lucha contra el cambio climático.

#### *Normativa Nacional.*

##### *a) General*

- Ley 22/2011 de 28 de julio de residuos y suelos contaminados, es la trasposición de la directiva antes citada, es la normativa básica en todo el ámbito estatal en

la materia con las características de la Directiva 2008/68/CE arriba mencionada, salvo los artículos 35.2 y 49.2, que serán de aplicación a la Administración General del Estado.

La Ley 22/2011, antes citada, es la que sustituye a la anteriormente vigente en la materia Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.

- Orden MAM 304/2002 de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de eliminación y valorización de residuos y la lista europea de residuos.
- Resolución de 20 de enero de 2009 de la Secretaria de Estado de Cambio Climático por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros en el que se aprueba el Plan Nacional Integrado de Residuos para el periodo 2008-2015.

En este PNIR se unifican todos los planes relativos a todos los tipos de residuos.

- Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertederos, modificado por el Real Decreto 1304/2009, de 31 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertederos.

El presente Real Decreto establece el régimen jurídico aplicable a las actividades de eliminación de residuos mediante su depósito en vertederos. Asimismo, delimita los criterios técnicos mínimos para su diseño, construcción, explotación, clausura y mantenimiento. También aborda la adaptación de los vertederos actuales a las exigencias del Real Decreto y los impactos ambientales a considerar en la nueva situación.

- Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Real Decreto 1823/2009, de 27 de noviembre, por el que se regula la concesión directa de una subvención a las comunidades autónomas para la ejecución

---

urgente de actuaciones para el cumplimiento de la legislación de vertederos, incluyendo la clausura de vertederos ilegales y la captación de biogás en vertederos, y otras actuaciones complementarias.

*b) Específica sobre determinados tipos de residuos.*

- Residuos radiactivos y combustible nuclear gastado:
  - Real Decreto 243/2009, de 27 de febrero, por el que se regula la vigilancia y control de residuos radiactivos y combustible nuclear gastado entre Estados miembros o procedentes o con destinos al exterior de Comunidad.
  
- Aceites usados:
  - Real Decreto 679/2006, de 2 de junio por el que se regula la gestión de los aceites industriales usados y que deroga la Orden de 28 de febrero de 1989.

En virtud de este Real Decreto que no ha sido derogado por la Ley 22/2011, antes citada, los fabricantes tienen que asumir también obligaciones para la correcta gestión de los residuos que se generen tras el uso o consumo de los productos que ponen en el mercado y, precisamente por ello, se faculta al Gobierno para que reglamentariamente pueda establecer medidas mediante las que, entre otros aspectos, se obligue a los citados agentes económicos a fabricar sus productos de una forma determinada o a participar en sistemas que faciliten la recogida selectiva de los residuos.

- Construcción y demolición:
  - Real Decreto 105/2008, de 1 de febrero, por el que se regula la producción y gestión de los residuos de la construcción y demolición.

El real decreto define los conceptos de productor de residuos de construcción y demolición, que se identifica, básicamente, con el titular del bien inmueble en quien

reside la decisión última de construir o demoler, y de poseedor de dichos residuos, que corresponde a quien ejecuta la obra y tiene el control físico de los que se generan en la misma. Entre las obligaciones que se imponen al productor, destaca la inclusión en el proyecto de obra de un estudio de gestión de los residuos de construcción y demolición que se producirán en esta, que deberá incluir, entre otros aspectos, una estimación de su cantidad, las medidas genéricas de prevención que se adoptaran, el destino previsto para los residuos, así como una valoración de los costes derivados de su gestión que deberán formar parte del presupuesto del proyecto. También, como medida especial de prevención, se establece la obligación, en el caso de obras de demolición, reparación o reforma, de hacer un inventario de los residuos peligrosos que se generen, proceder a su retirada selectiva y entrega a gestores autorizados de residuos peligrosos.

- Plan Nacional Integrado de Residuos 2007-2015, que integra los residuos de la construcción y la demolición.
- Aparatos eléctricos y electrónicos:
- Real Decreto 105/2008, de 25 de enero, sobre Aparatos Eléctricos y Electrónicos y la gestión de sus residuos.

En aplicación del principio «quien contamina paga» el productor debe hacerse cargo de los costes de la gestión, incluida la recogida desde las instalaciones de almacenamiento temporal establecidas por los entes locales o desde los distribuidores, de los residuos que se generen tras el uso de los aparatos eléctricos o electrónicos que se pongan en el mercado a partir del 13 de agosto de 2005. Se prevé, asimismo, la financiación de los costes de gestión de los residuos procedentes de aparatos puestos en el mercado antes de dicha fecha dependiendo de si aquéllos proceden de hogares particulares o de uso profesional.

- Plan Nacional de Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (2006-2010)
- Envases y residuos de envases.

- 
- Ley 11/1997 de 24 de abril, de Envases y residuos de Envases, cuyo capítulo VII sobre el régimen sancionador y la disposición adicional quinta, después de la entrada en vigor de la citada Ley 22/2011, quedan derogados y lo que no sea contrario a la misma quedará en vigor con rango reglamentario.

La Ley se estructura en siete capítulos, dedicados los tres primeros, respectivamente, a las disposiciones de aplicación general, a fijar determinados principios de actuación de las Administraciones públicas para fomentar la prevención y la reutilización de los envases, y a establecer los objetivos de reciclado y valorización previstos en la citada Directiva, al tiempo que se establecen unos objetivos intermedios de reciclado que deben cumplirse en el plazo de treinta y seis meses. Para conseguir dichos objetivos, además de imponer a los fabricantes de envases la obligación de utilizar en sus procesos de fabricación material procedente de residuos de envases, salvo disposición legal expresa en sentido contrario, el capítulo IV regula dos procedimientos distintos: en primer lugar, se establece, con carácter general que los distintos agentes que participen en la cadena de comercialización de un producto envasado (envasadores, importadores, mayoristas y minoristas) deben cobrar a sus Clientes, hasta el consumidor final una cantidad por cada producto objeto de transacción, y devolver idéntica suma de dinero por la devolución del envase vacío. En segundo lugar, los agentes citados podrán eximirse de las obligaciones derivadas del procedimiento general cuando participen en un sistema integrado de gestión de residuos de envases y envases usados, que garantice su recogida periódica y el cumplimiento de 108 objetivos de reciclado y valorización fijados. La autorización de estos sistemas, que se formalizaran mediante acuerdos voluntarios entre dichos agentes, se otorgara por los órganos competentes de las Comunidades Autónomas. Los restantes capítulos regulan, respectivamente, los requisitos exigibles a los envases, la información a suministrar a las Comunidades Autónomas.

- Real Decreto 256/2006, de 3 de marzo, por el que se revisan los objetivos de reciclado y valorización establecidos en la ley 11/1997 de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases y por el que se modifica el Reglamento para su ejecución, aprobado por el Real Decreto 782/1998, de 30 de abril.

– Lodos de depuradora:

- Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre, de utilización de Lodos de Depuradora en el Sector Agrario.

Su objeto es establecer un marco normativo que permita compaginar la producción de los lodos de depuración y su utilización agraria en España con la protección eficaz de los factores físicos y bióticos afectados por el proceso de producción agraria.

- Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, de productos fertilizantes.
- Orden Ministerial de 26 de octubre de 1993, sobre la utilización de lodos de depuración en el sector agrario.

En desarrollo del decreto 1310/1990, antes citado se aprueba esta Orden. En el citado Real Decreto se establecen una serie de controles por parte de las Comunidades Autónomas para el seguimiento de la utilización de los lodos de depuración en la actividad agraria y se crea el Registro Nacional de Lodos adscrito a este Ministerio. Se hace pues necesario normalizar la información y establecer los cauces para su recopilación final, de forma que pueda también cumplirse con el mandato de la Comisión de las Comunidades Europeas de elaborar un informe de síntesis sobre el empleo de los lodos en la agricultura, precisando las cantidades utilizadas, los criterios seguidos y las dificultades encontradas, según se especifica igualmente en la Directiva del Consejo 86/278/CEE, de 12 de junio de 1986.

- Plan Nacional de Lodos de Depuradora de Aguas Residuales-EDAR (2001-2006).

Este Plan publicado en Boletín Oficial del Estado, mediante resolución del Ministerio de Medio Ambiente el día 12 de julio de 2001, es el único que hay en la actualidad.

- Desechos de mataderos, decomisos, subproductos cárnicos y animales muertos.

- Real Decreto 1911/2000, de 24 de noviembre, por el que se regula la destrucción de los materiales especificados de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles.

Este Real Decreto se dicta al amparo de la Decisión 200/418/CE, que posteriormente fue modificada por la Decisión 2001/2/CE de 27 de diciembre de 2001.

- Real Decreto-Ley 4/2001, de 16 de febrero, sobre el régimen de intervención administrativa aplicable a la valorización energética de origen animal procedente de la transformación de despojos y cadáveres de animales.

Mediante esta norma, se prefiere la valorización energética de estas harinas que su depósito en vertedero. Por otro lado, la valorización energética de estas harinas en hornos de industrias cementeras o de productos cerámicos (como baldosas, azulejos, ladrillos o productos similares) o en centrales térmicas, utilizándolas como combustible sustitutivo del que habitualmente emplean estas instalaciones, únicamente requiere una mínima adaptación técnica del alimentador del combustible de las mismas, por lo que puede entenderse que en ningún modo ello va a suponer un incremento de la incidencia ambiental de su funcionamiento. Igualmente, con esta valorización energética se obtiene una ventaja ambiental añadida en la medida en que, por un lado, la carga ambiental de la utilización de harinas de origen animal en el proceso de combustión, expresada fundamentalmente en términos de contaminación atmosférica, es inferior a la que se origina con la utilización de combustibles convencionales y, por otro, se produciría una reducción en la utilización de combustibles fósiles y, consecuentemente, una disminución en la emisión de gases de efecto invernadero. Finalmente, la valorización energética de estas harinas transformadas en hornos de industrias cementeras o de productos cerámicos aporta la ventaja ambiental añadida de que se incorporan al proceso de producción tras la combustión.

- Real Decreto 1429/2003, de 21 de noviembre, por el que se regulan las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano.

La aprobación del Reglamento (CE) nº 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 3 de octubre de 2002, que es de aplicación directa, se dicta esta norma para aclarar la autoridad de las distintas Administraciones y poder hacer uso de ciertas excepciones que el citado reglamento establece.

- Plan Nacional de Residuos de Mataderos, Decomisos, Subproductos Cárnicos y Animales Muertos (PNRMDSAM) 2000-2006.

– Pilas y Acumuladores usados:

- Real Decreto 106/2008, de 1 de febrero sobre Pilas y Acumuladores y la Gestión Ambiental de sus residuos, que deroga el Real Decreto 45/1996.

La gestión de los residuos de pilas y acumuladores se regula partiendo de la creación de redes de puntos para la recogida selectiva de pilas, acumuladores y baterías usadas, estableciéndose algunas especificaciones especiales para la recogida de las de carácter industrial o de automoción. En lo referente a las plantas de tratamiento y reciclaje se detallan en el texto las instrucciones técnicas y condiciones a que deberán ajustarse y el régimen jurídico para la autorización de estas instalaciones. Mención especial merecen las medidas previstas para promover, desde las administraciones públicas, la prevención de la producción de residuos, el fomento de las nuevas tecnologías de tratamiento y reciclaje y de procedimientos de gestión y auditoría ambiental o el de sistemas de calidad y seguridad laboral certificados. La financiación de todos los costes de la recogida y gestión de estos residuos, así como la de las campañas de información al público, se impone a los productores, incluyendo, en su caso, a los importadores.

- Real Decreto 943/2010, de 23 de julio, por el que se modifica el Real Decreto 106/2008, de 1 de febrero sobre pilas y acumuladores y la gestión ambiental de sus residuos.

– PCB y PCT:

- 
- Real Decreto 1378/1999, de 27 de agosto, por el que se establecen Medidas para la eliminación y gestión de los policlorobifenilos y los policloroterfenilos y aparatos que los contengan.

En sustitución del anterior, se establece un nuevo régimen sobre la eliminación progresiva de los PCB, bien de forma directa, incluyendo la eliminación de los aparatos que los contengan, o bien mediante su descontaminación. De conformidad con la normativa comunitaria, se fija el año 2010 como plazo máximo para llevar a cabo la descontaminación o eliminación, con la excepción de los transformadores eléctricos débilmente contaminados, que podrán estar operativos hasta el final de su vida útil. Para el logro de dicho objetivo, se parte de los inventarios que habrán de elaborar las Comunidades Autónomas tomando como referencia la información que aporten los poseedores, quienes también deberán comunicar las previsiones de descontaminación o eliminación. Asimismo, se impone la obligación de etiquetar todo aparato sometido a inventario y de marcar los transformadores una vez descontaminados, y se prevé la elaboración de una planificación de ámbito estatal y autonómico. Por otra parte, se establecen limitaciones al uso de PCB y aparatos que los contengan, tomando en consideración el riesgo que representan para la salud de las personas y para el medio ambiente.

- Plan Nacional de Descontaminación y Eliminación de PCB, PCT y aparatos que los contengan (2001-2010).
- Vehículos al final de su vida útil:
- Real Decreto 1383/2002, de 20 de diciembre, sobre gestión de vehículos al final de su vida útil.

La figura central de este proceso de mejora ambiental es el usuario, al que se impone la obligación de entregar el vehículo al final de su vida útil –bien directamente o a través de una instalación de recepción– a un centro autorizado de tratamiento que realizará su descontaminación. Para facilitar al usuario el cumplimiento de esta obligación, y en aplicación del principio de responsabilidad de los productores, éstos deberán hacerse cargo de los vehículos que les sean entregados

de la marca que comercialicen o hayan comercializado, garantizando la suficiencia de las instalaciones de recepción. Particular relevancia adquiere la acreditación del fin de la vida útil del vehículo y, consiguientemente, su consideración como residuo, de la que se deriva la obligación de aplicar a su descontaminación el régimen normativo sobre residuos peligrosos. Por ello, la entrega del vehículo en el centro de tratamiento que realiza la descontaminación quedará documentada mediante el certificado de destrucción emitido por dicho centro, cuyos requisitos mínimos vienen determinados por la Decisión 2002/151/CE de la Comisión, de 19 de febrero de 2002, que asimismo se incorpora en este Real Decreto.

- Real Decreto 1619/2005, de 30 de diciembre, sobre la gestión de neumáticos fuera de uso.
- Plan Nacional de Vehículos al Final de su vida útil (2001-2006).

Se ha integrado en el Plan Nacional Integrado de Residuos PNIR (2008-2015).

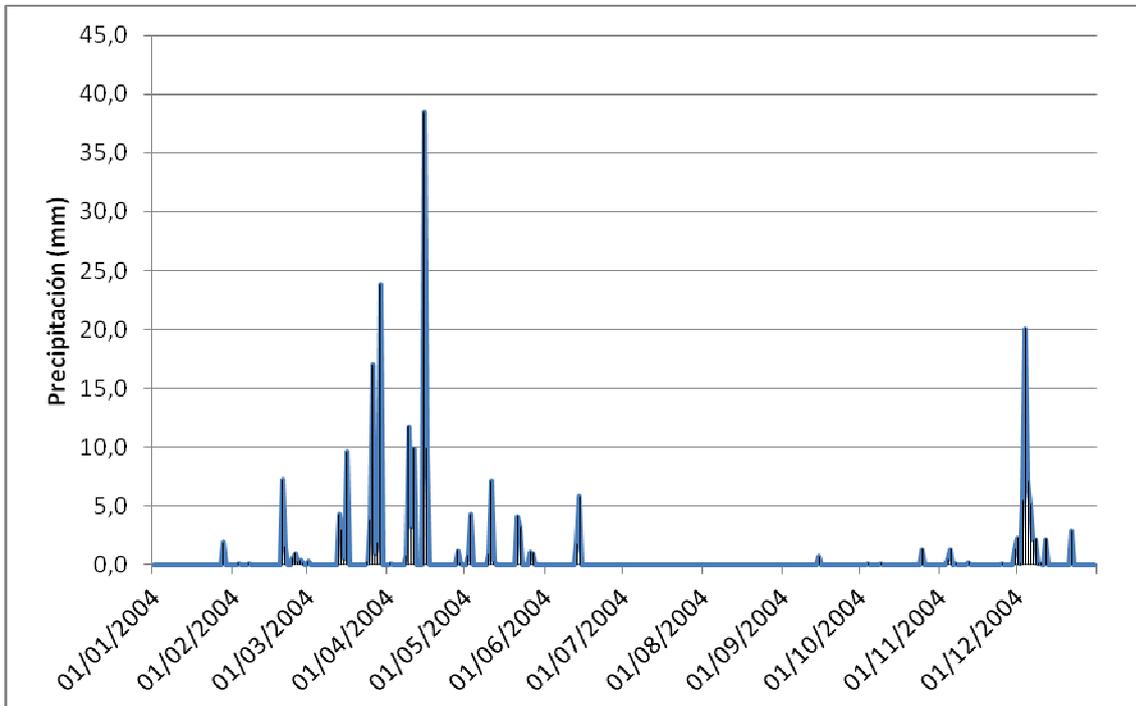
- Orden INT/249/2004, de 5 de febrero, por la que se regula la baja definitiva de los vehículos descontaminados al final de su vida útil.

#### ***Normativa Autonómica.***

- Plan Estratégico de Residuos de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (2007-2015), está en fase de Evaluación Ambiental Estratégica.

En concreto se ha elaborado el documento de referencia.

**Anejo 2. Datos diarios de precipitación, temperatura y radiación solar utilizados para la aplicación del modelo HELP durante la explotación del vertedero de residuos sólidos urbanos de Fuente Álamo.**



**Figura 44. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del modelo HELP durante 2004.**

**Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.**

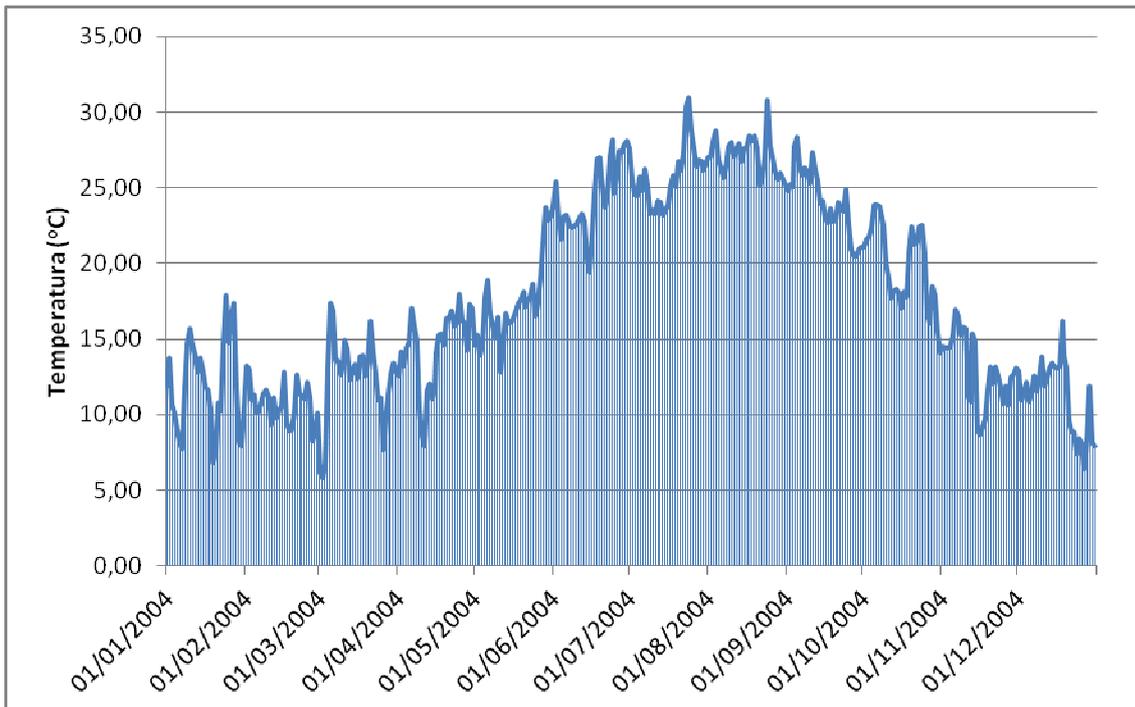


Figura 45. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2004.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

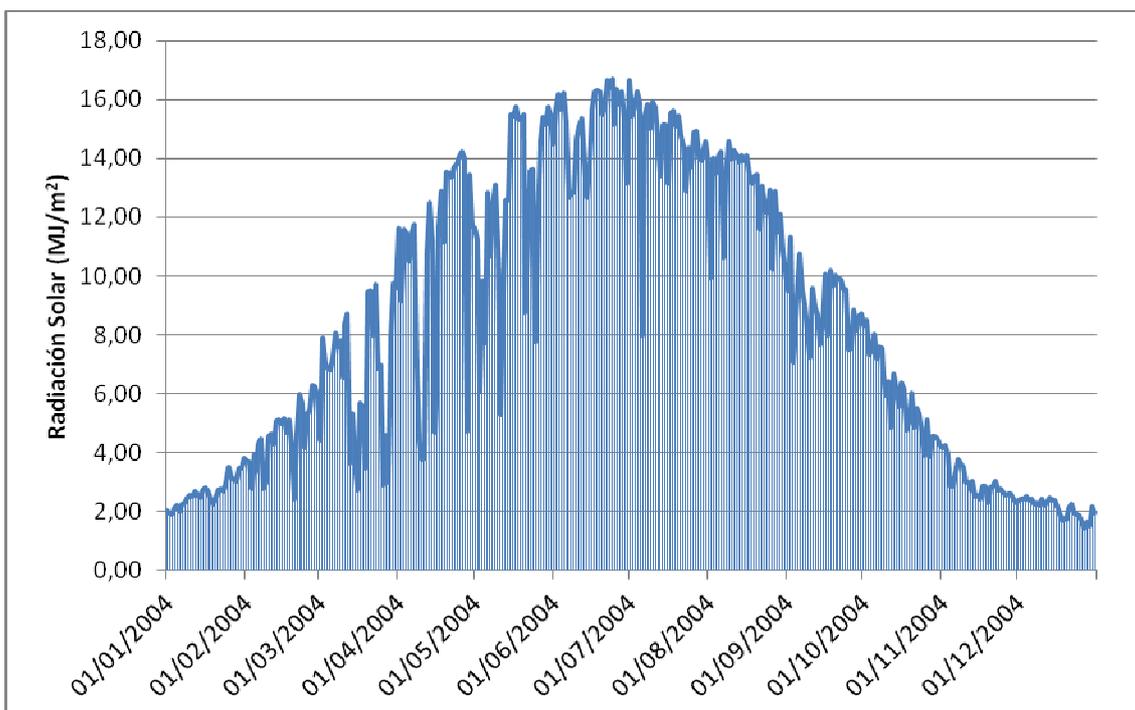


Figura 46. Radiación media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2004.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

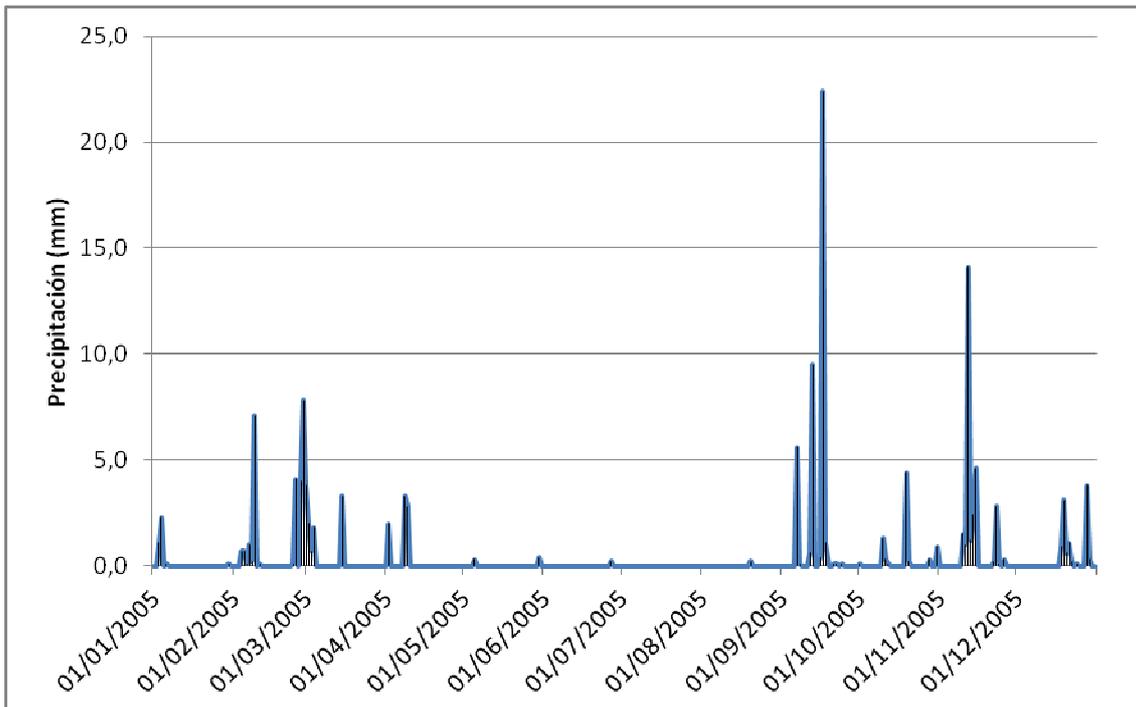


Figura 47. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2005.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

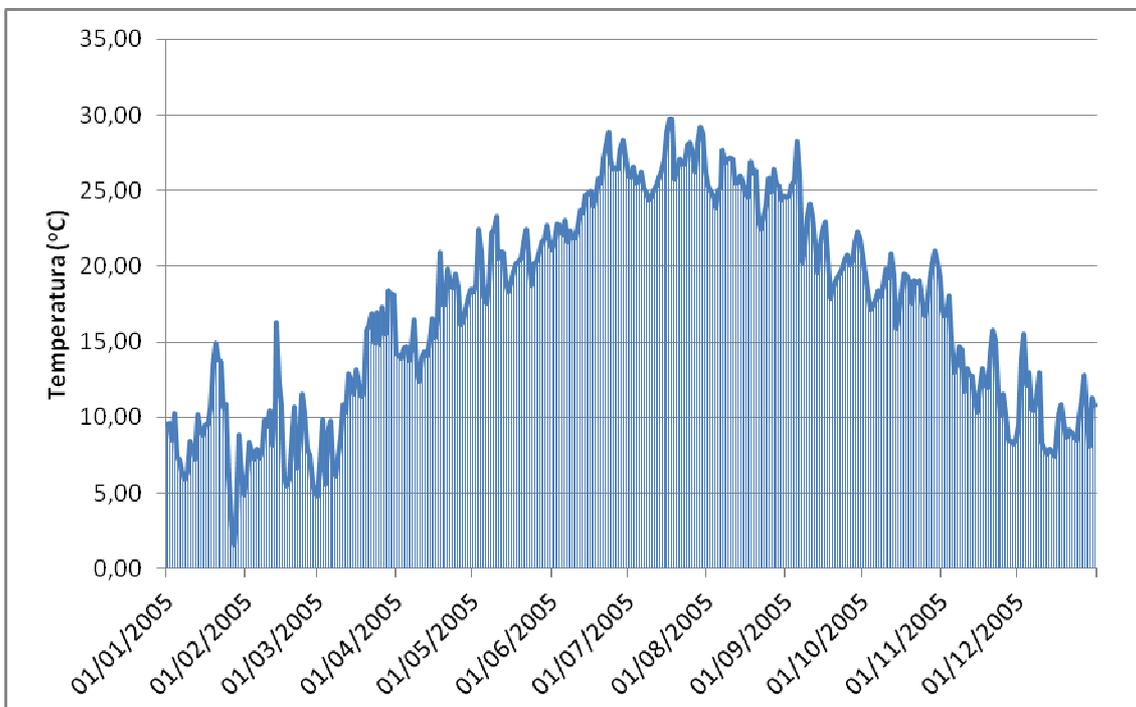


Figura 48. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2005.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

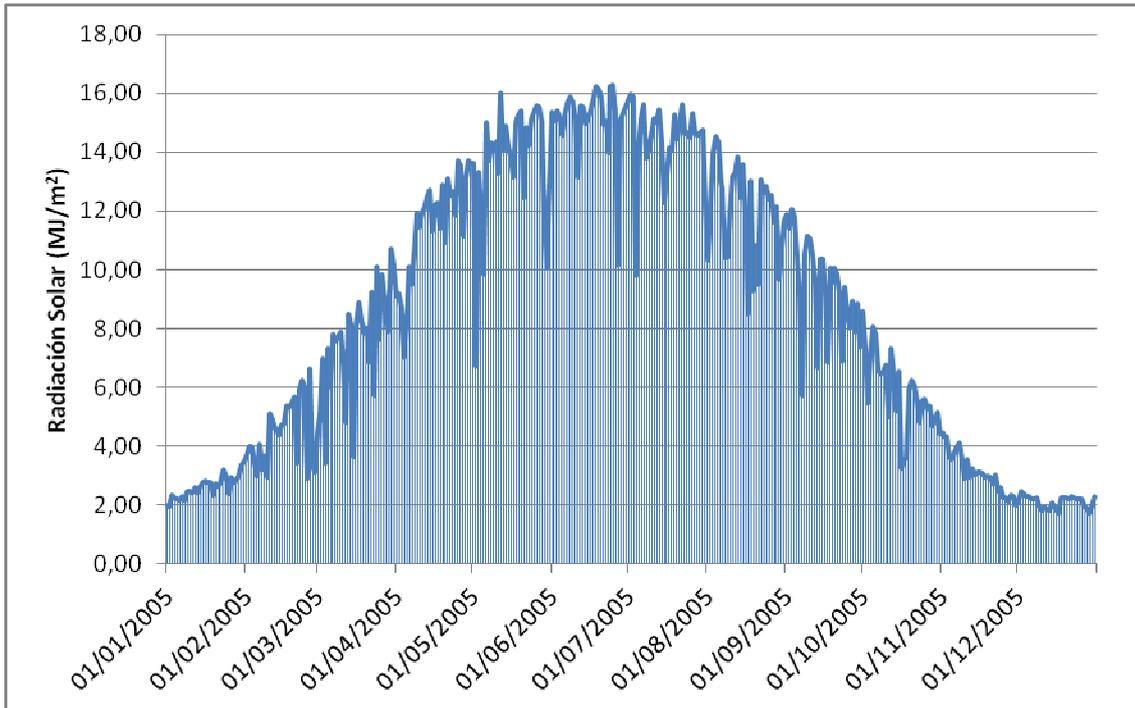


Figura 49. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2005.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

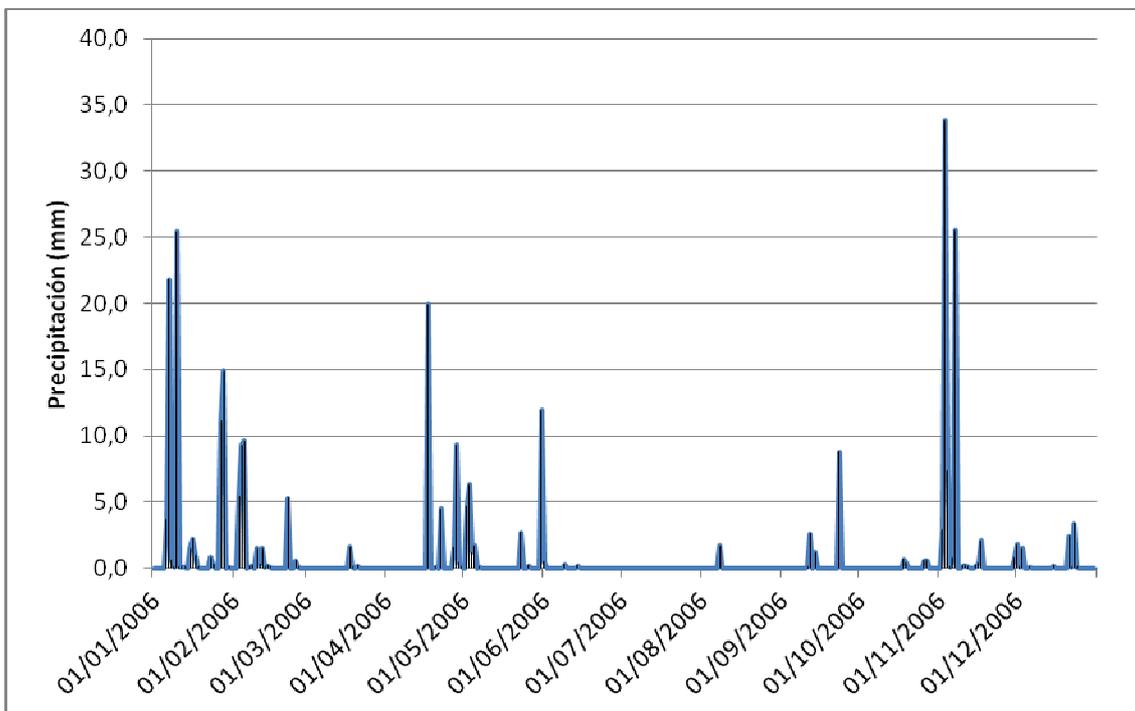


Figura 50. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2006.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

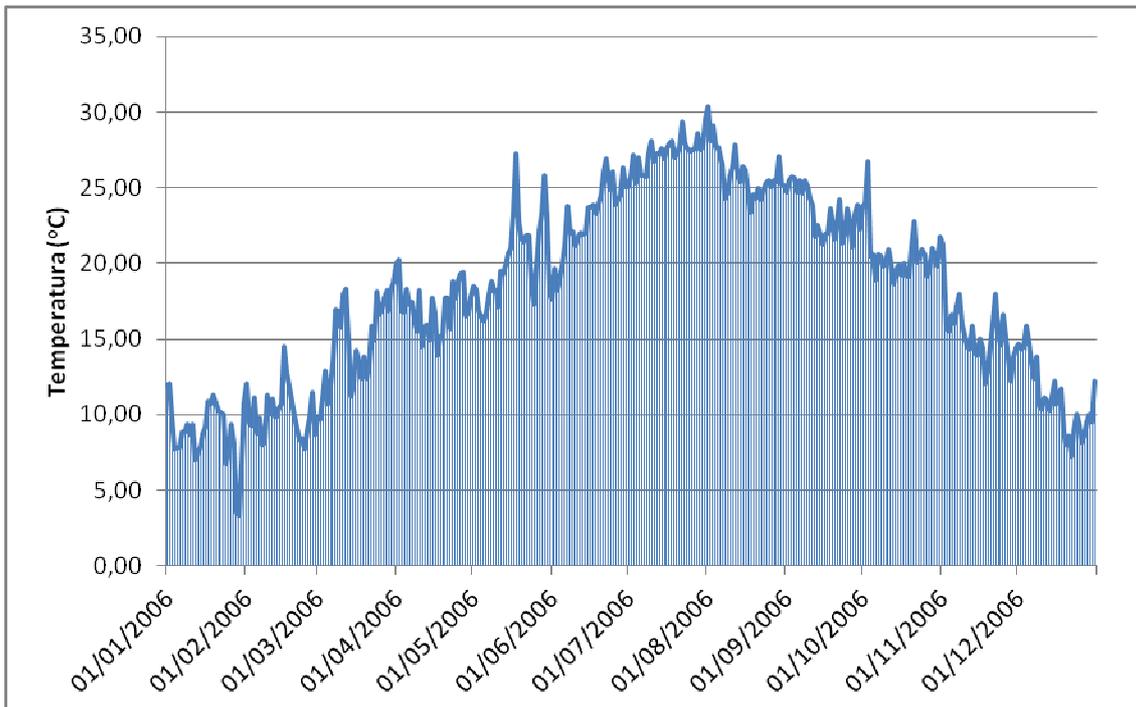


Figura 51. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2006.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

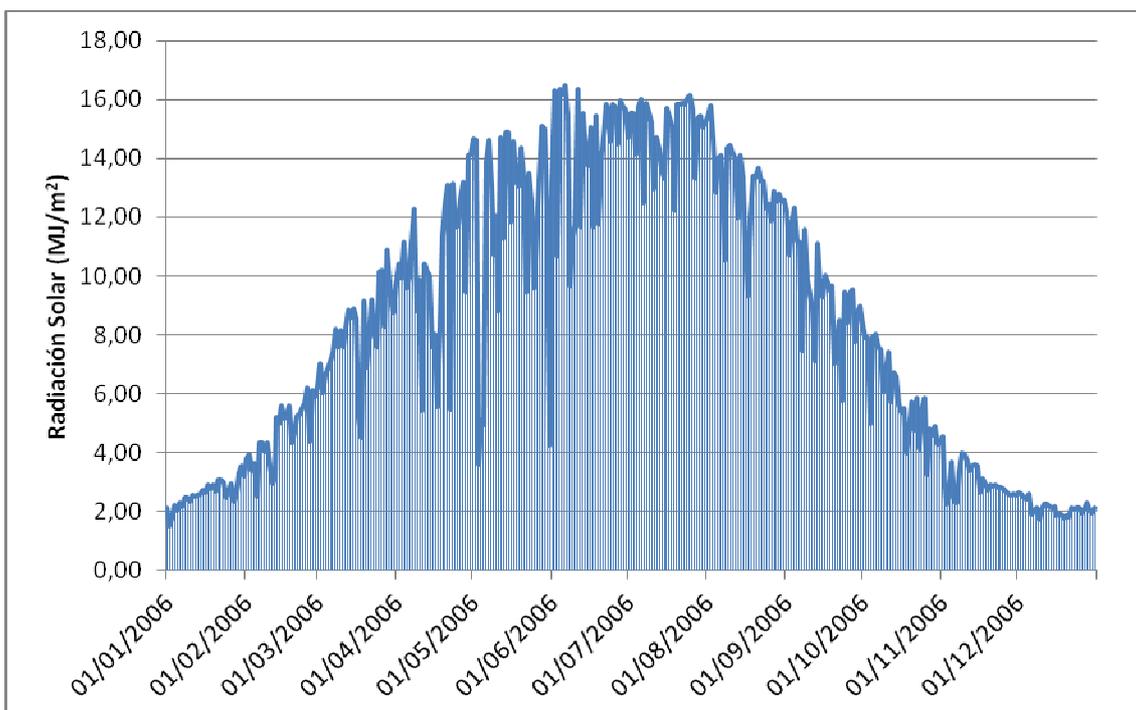


Figura 52. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2006.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

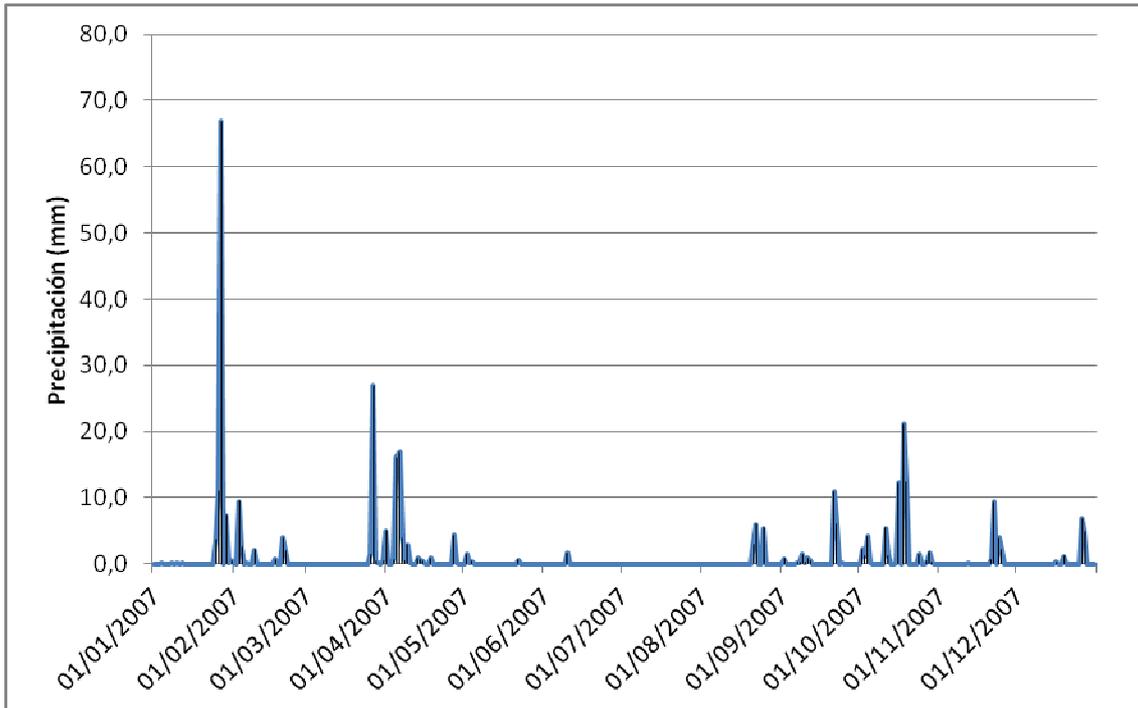


Figura 53. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2007.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

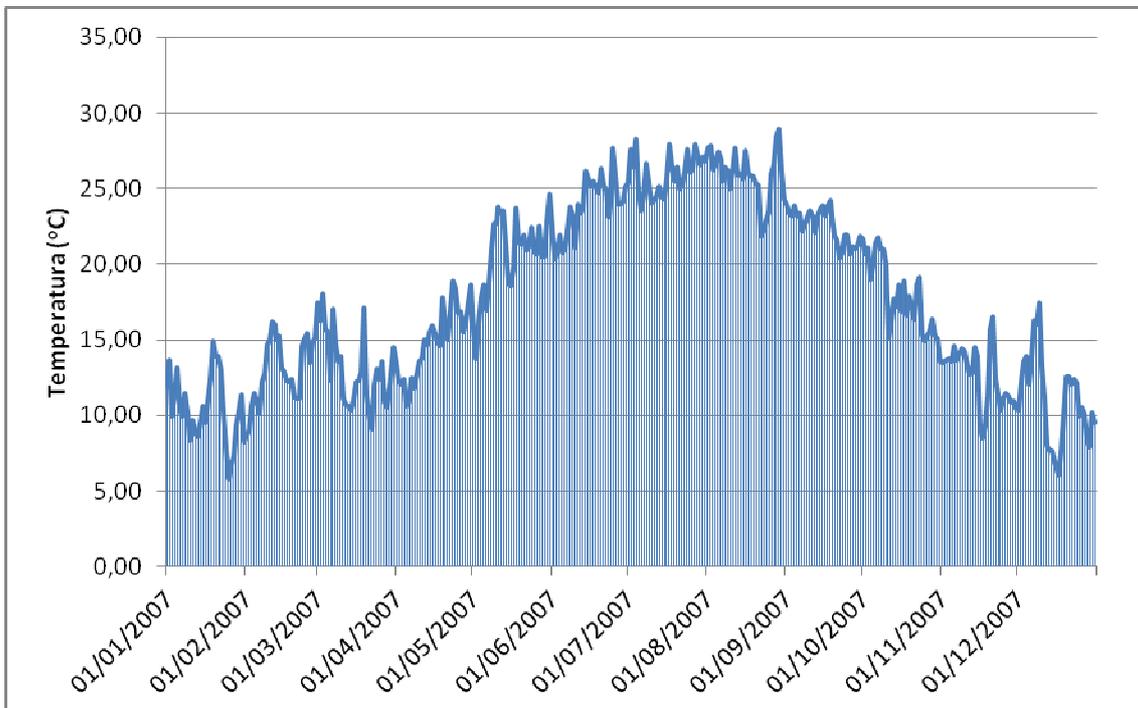


Figura 54. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2007.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

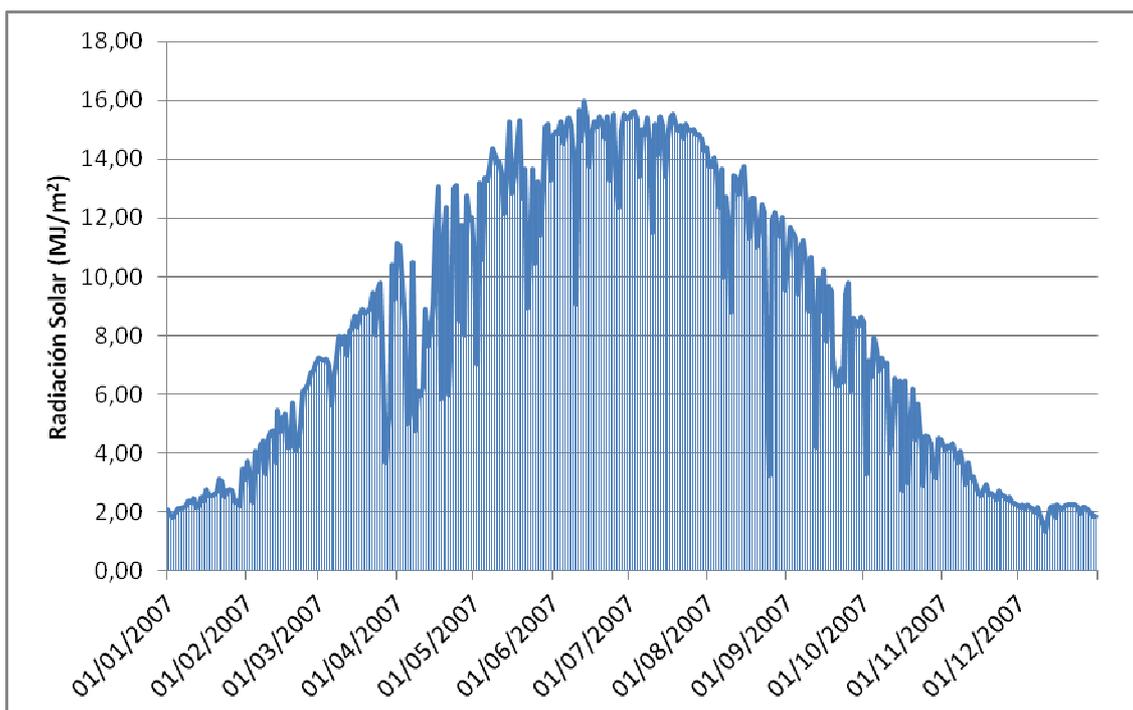


Figura 55. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2007.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

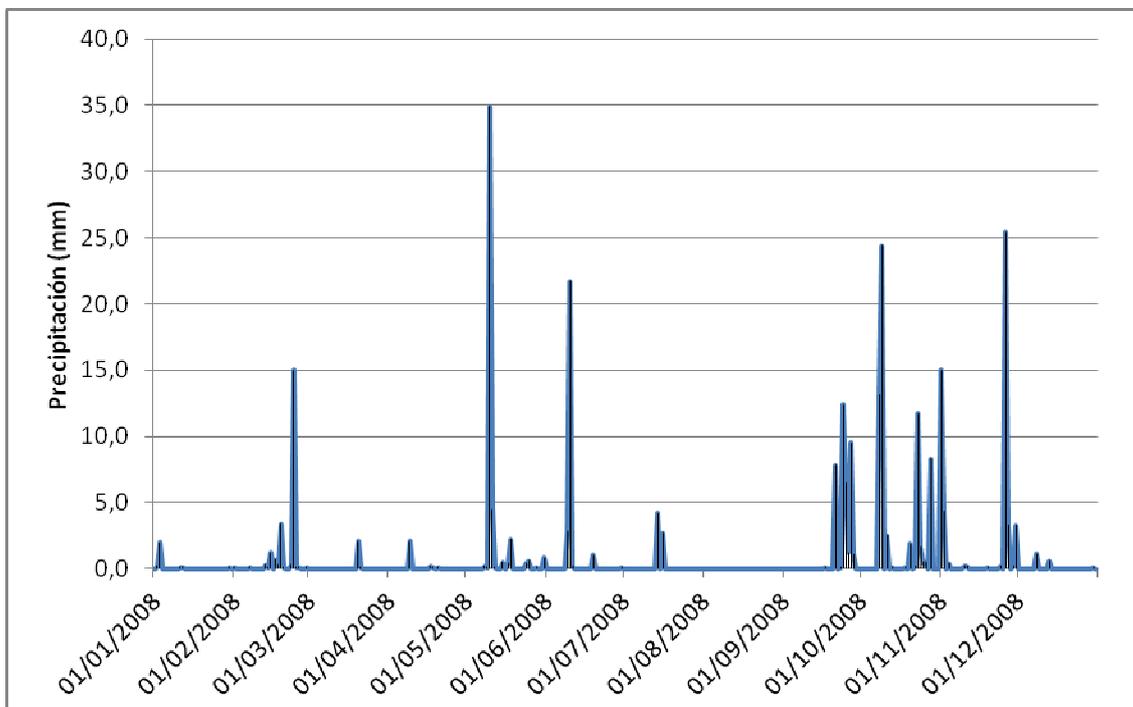


Figura 56. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2008.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

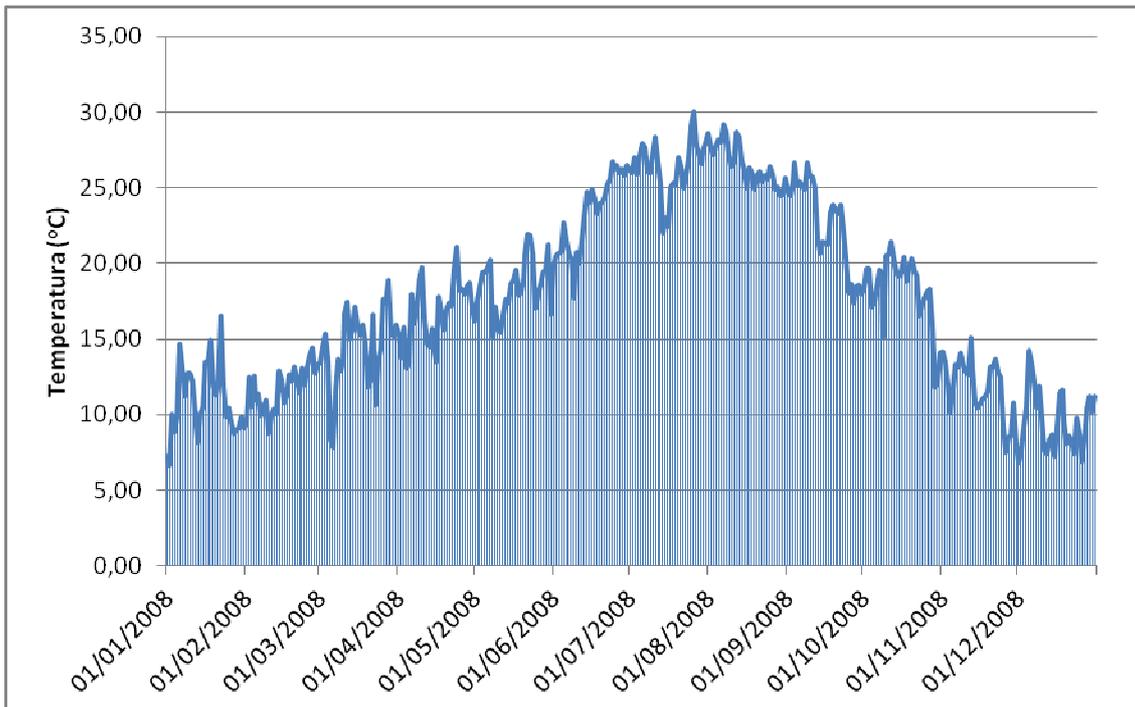


Figura 57. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2008.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

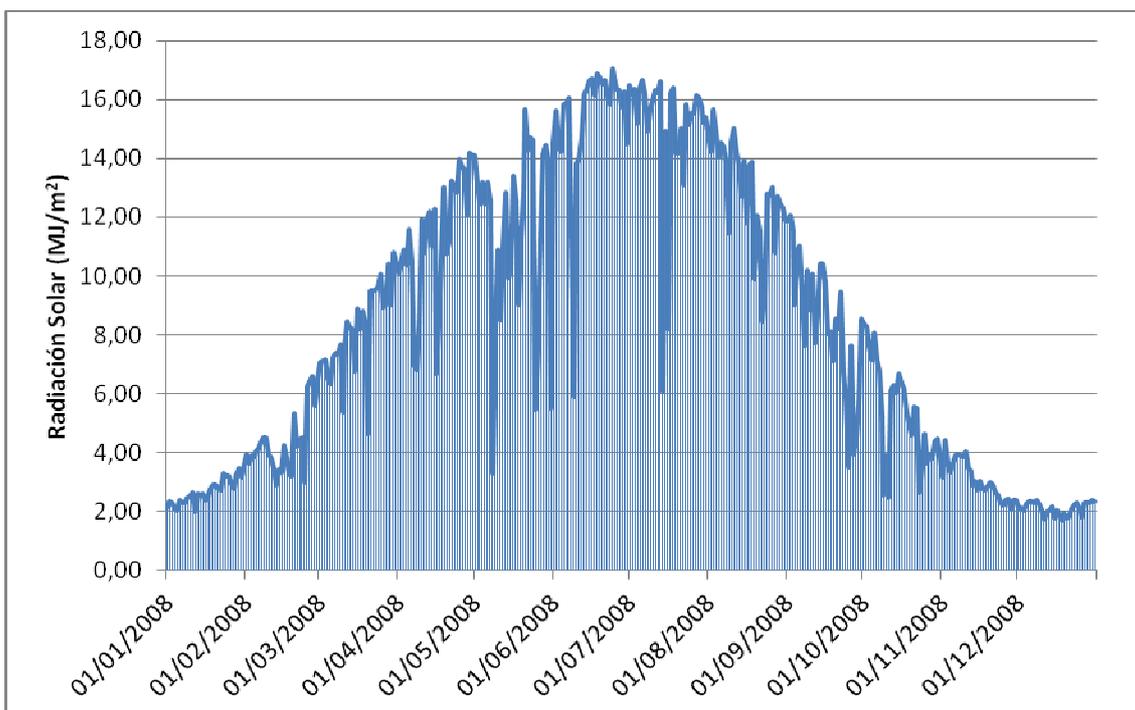


Figura 58. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2008.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

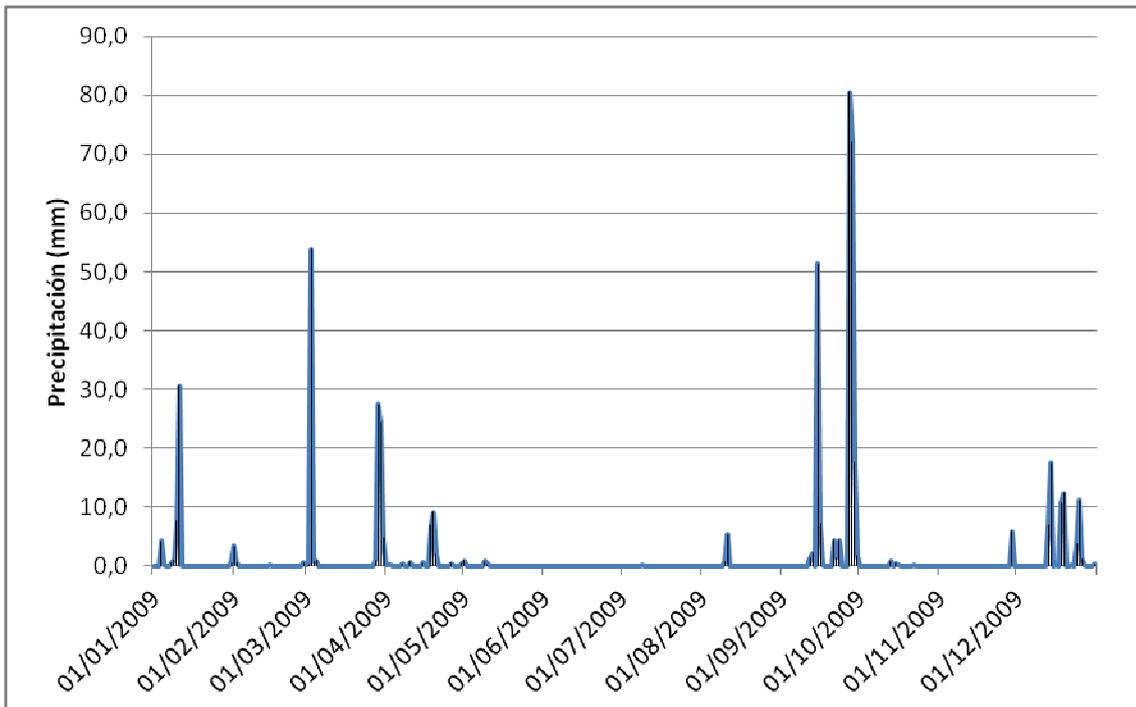


Figura 59. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2009.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

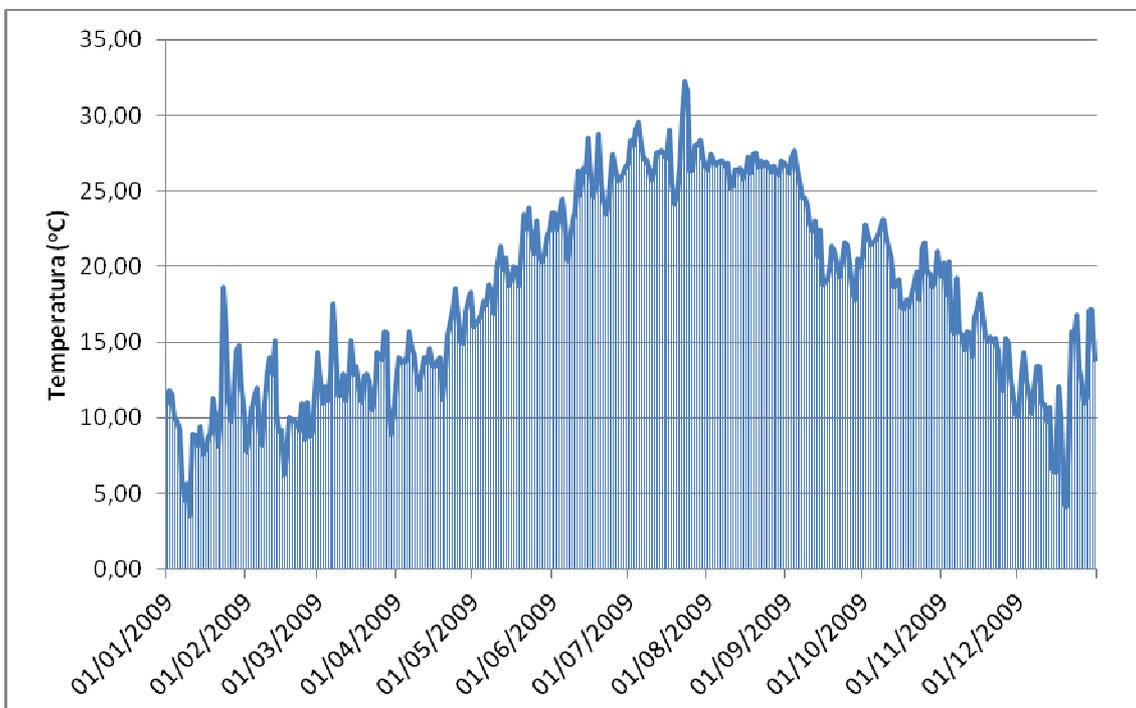


Figura 60. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2009.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

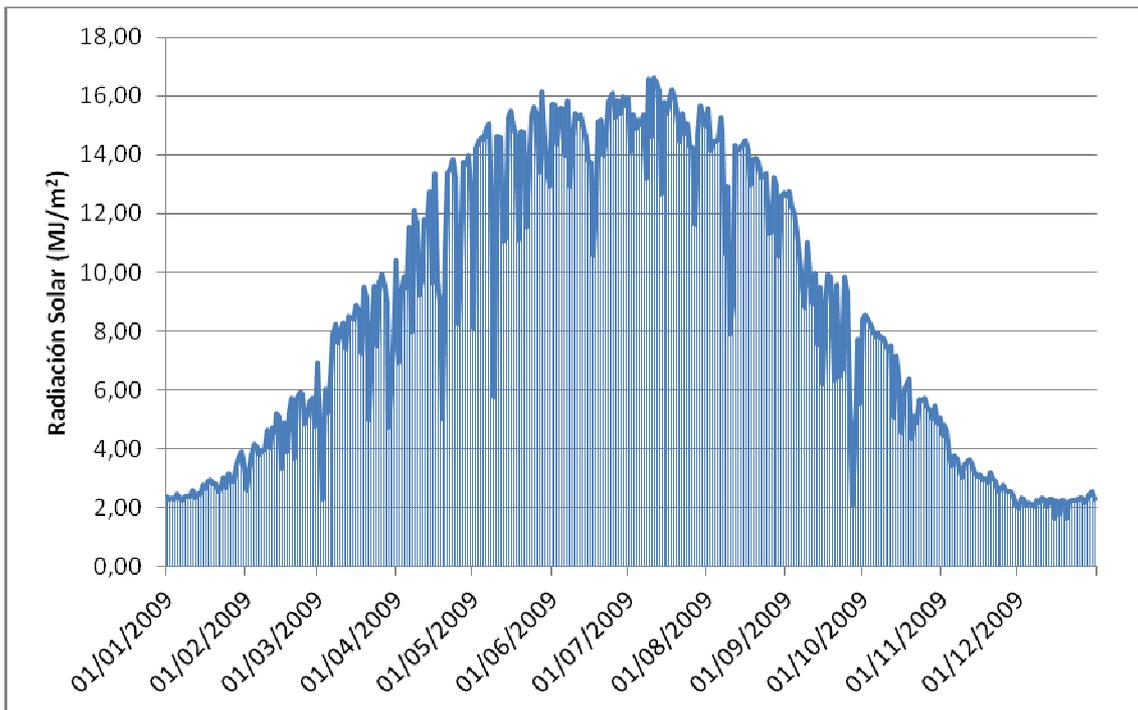


Figura 61. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2009.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

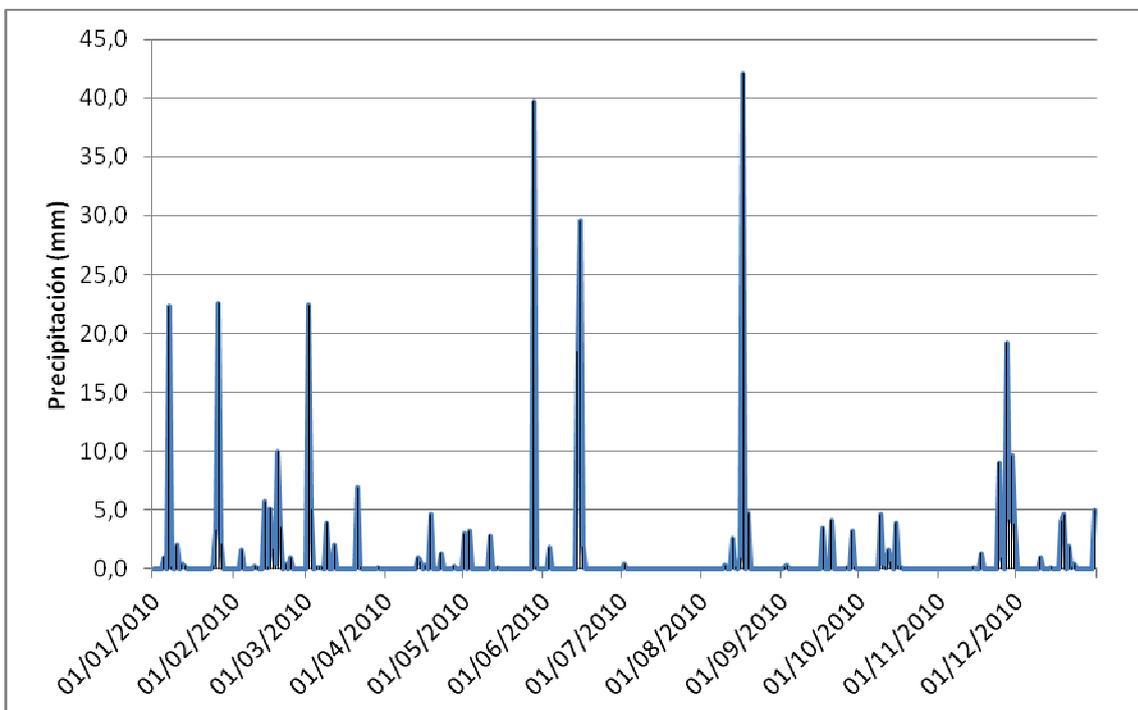


Figura 62. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2010.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

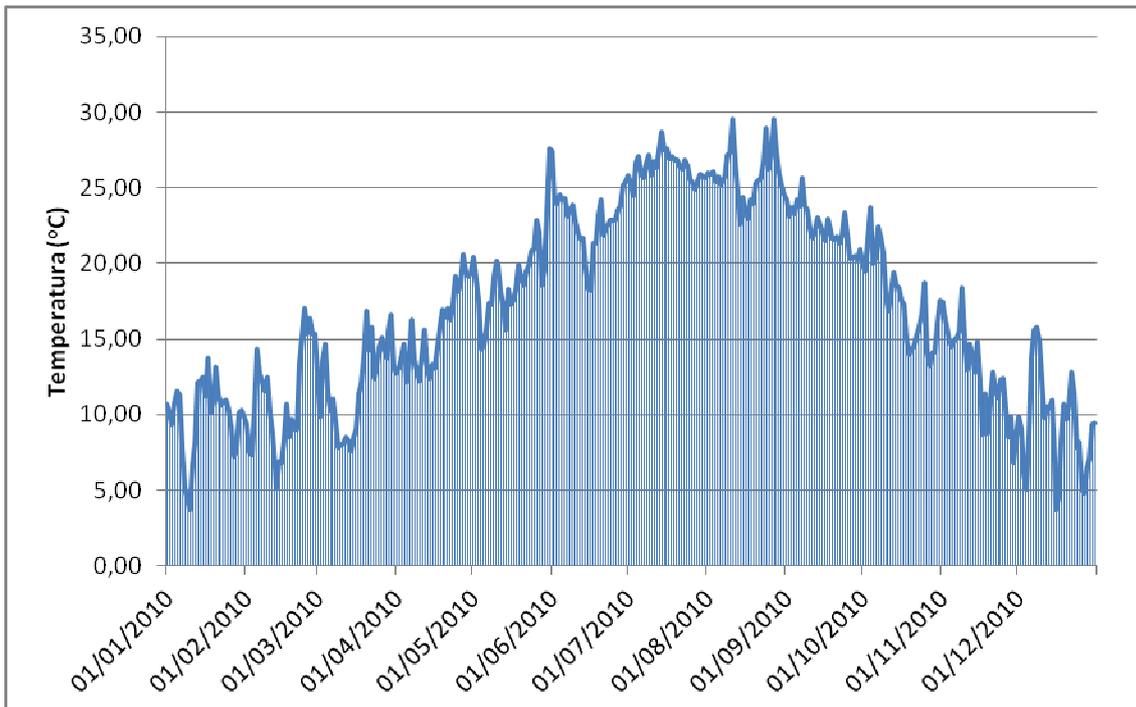


Figura 63. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2010.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.

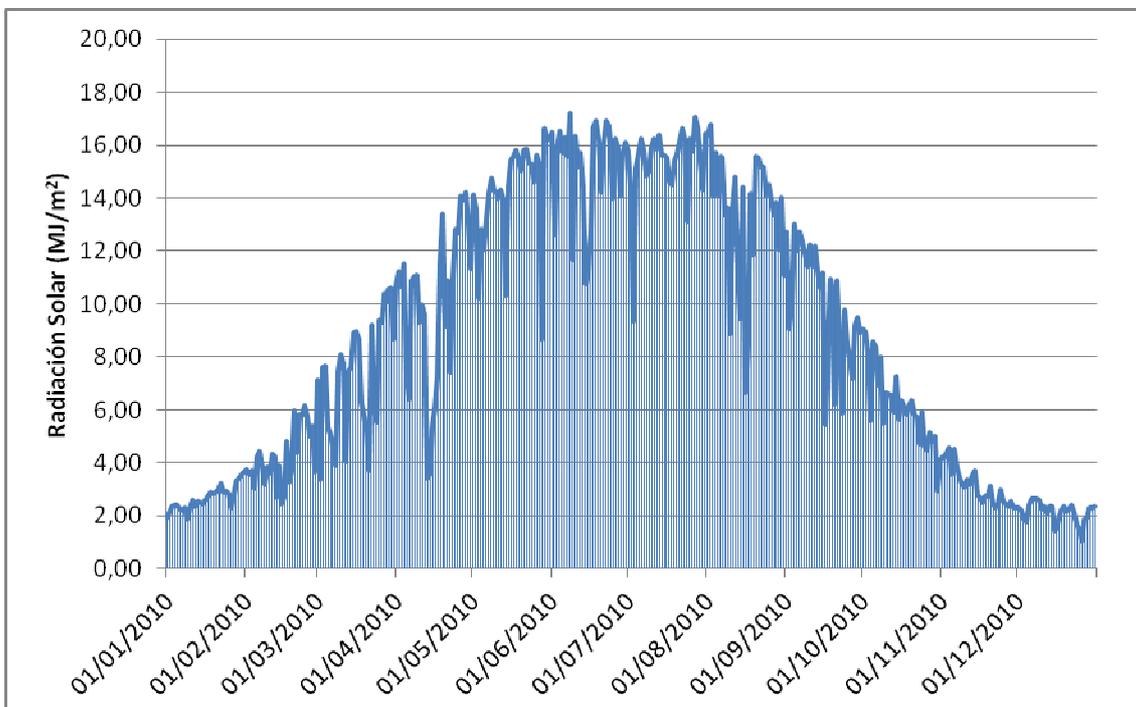


Figura 64. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2010.

Fuente: elaboración propia a partir de IMIDA, 2011.



# Índice de tablas.

|   |     |
|---|-----|
| Tabla 1. Composición media de R.S.U. en países desarrollados y países en desarrollo.                              | 23  |
| Tabla 2. Evolución de los tratamientos utilizados para la gestión de los R.S.U. en Europa.                        | 34  |
| Tabla 3. Recogida de residuos urbanos per cápita por comunidad autónoma. Año 2009.                                | 55  |
| Tabla 4. Participación en el PIB, población, R.S.U. totales y mezclados de CC.AA. sobre el total nacional (2009). | 57  |
| Tabla 5. Indicadores de especialización de cada C.C.A.A. (2009).  | 58  |
| Tabla 6. Características básicas de 42 elementos tipo generalmente utilizados en vertederos.                      | 83  |
| Tabla 7. Superficie, volumen y vida útil de los vasos del vertedero de Fuente Álamo.                              | 119 |
| Tabla 8. Características de la estación "CA91" en Campillo de Abajo (Fuente Álamo).                               | 136 |
| Tabla 9. Características de la estación "CA42" en Balsapintada (Fuente Álamo).                                    | 138 |
| Tabla 10. Humedad trimestral media registrada durante el periodo de estudio (2004 - 2010).                        | 142 |
| Tabla 11. Velocidad media anual del viento durante el periodo de estudio (2004 - 2010).                           | 143 |
| Tabla 12. Datos sobre las características de los materiales vertidos.   | 152 |
| Tabla 13. Parámetros de diseño utilizados para la aplicación del modelo HELP.                                     | 153 |
| Tabla 14. Datos climatológicos no diarios introducidos al modelo HELP.  | 155 |
| Tabla 15. Sistema de sellado convencional que cumple los requisitos del RD1481.                                   | 159 |
| Tabla 16. Características de la cobertura empleada en la simulación del sellado monolítico.                       | 161 |
| Tabla 17. Características del material mixto formado por limos arcillosos y compost.                              | 162 |
| Tabla 18. Parámetros de diseño de los distintos sistemas de sellado.  | 162 |
| Tabla 19. Volúmenes anuales para las distintas alternativas de sellado.   | 167 |
| Tabla 20. Volúmenes anuales de escorrentía para las distintas alternativas de sellado.                            | 168 |

|   |     |
|---|-----|
| Tabla 21. Principales costes de los materiales que forman parte de cada alternativa de sellado. ....  | 169 |
| Tabla 22. Inversión inicial y costes fijos anuales de los sistemas de sellado analizados. ....  | 170 |
| Tabla 23. Resultados obtenidos para la fase de explotación del vertedero. ....  | 176 |
| Tabla 24. Ajuste MCO del volumen anual de lixiviados. ....  | 179 |
| Tabla 25. Balance Hidrológico de los sistemas de sellado modelizados en HELP. ....  | 183 |
| Tabla 26. Volumen de Lixiviados y ratios de Eficacia de cada una de las alternativas. ....  | 191 |
| Tabla 27. Coste actual neto de las alternativas de sellado. ....  | 192 |
| Tabla 28. Ratios coste – eficacia de cada uno de los sistemas de sellado planteados. ....   | 193 |
| Tabla 29. Sensibilidad de los ratios coste – eficacia al descuento. ....  | 195 |
| Tabla 30. Sensibilidad de los ratios coste – eficacia al coste de tratamiento de lixiviados. ....   | 195 |
| Tabla 31. Sensibilidad de los ratios coste – eficacia al valor del agua recuperada. ....  | 196 |
| Tabla 32. Factor de corrección (F) de los volúmenes de lixiviado simulados por el modelo HELP durante la fase de postclausura (2012 – 2024). ....   | 197 |
| Tabla 33. Volúmenes de lixiviado corregidos por el factor de corrección (F) para cada una de las alternativas de sellado planteadas. ....           | 198 |
| Tabla 34. Ratios coste – eficacia de cada uno de los sistemas de sellado modelizados, una vez corregidos los volúmenes de lixiviado generados. .... | 198 |

# Índice de figuras.

|   |     |
|---|-----|
| Figura 1. Composición media de los R.S.U. en España.....  | 23  |
| Figura 2. Gestión de los residuos urbanos en Europa y España en el año 2009.....                | 35  |
| Figura 3. Evolución de la generación de R.S.U. en España y en Europa.....                       | 53  |
| Figura 4. Tasas de generación de R.S.U. en Europa durante el año 2010 (Kg pc).....              | 54  |
| Figura 5. Intensidad de generación de R.S.U. por unidad de PIB.....                             | 60  |
| Figura 6. Intensidad de generación de R.S.U. per cápita.....                                    | 60  |
| Figura 7. Intensidad de generación de R.S.U. recogidos selectivamente por unidad de PIB.....    | 61  |
| Figura 8. Intensidad de generación de R.S.U. recogidos selectivamente per cápita.....           | 61  |
| Figura 9. Secuencia de funcionamiento de un biorreactor.....                                    | 65  |
| Figura 10. Esquema del balance hídrico de un vertedero de R.S.U.....                            | 68  |
| Figura 11. Esquema conceptual del modelo HELP.....  | 77  |
| Figura 12. Diagrama de entrada (INPUT) y salida (OUTPUT) de datos en el modelo HELP.....        | 79  |
| Figura 13. Algoritmo general del programa MODUELO 1.....  | 105 |
| Figura 14. Mapa GIS para búsqueda de estaciones meteorológicas.....                             | 108 |
| Figura 15. Ubicación del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo.....                               | 111 |
| Figura 16. Ubicación de la estación meteorológica “CA91”.....                                   | 135 |
| Figura 17. Diagrama de dispersión de precipitaciones diarias en las estaciones CA42 y CA91..... | 139 |
| Figura 18. Diagrama de dispersión de temperaturas diarias en las estaciones CA42 y CA91.....    | 139 |
| Figura 19. Diagrama de dispersión de radiación solar diaria en las estaciones CA42 y CA91.....  | 140 |
| Figura 20. Precipitación anual registrada en cada uno de los años objeto de estudio.....        | 141 |
| Figura 21. Variación de la temperatura media mensual a lo largo del periodo estudiado.....      | 141 |
| Figura 22. Fases de explotación del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo (Murcia).....           | 145 |
| Figura 23. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2004..... | 146 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 24. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2005.....   | 146 |
| Figura 25. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2006.....   | 147 |
| Figura 26. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2007.....   | 148 |
| Figura 27. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2008.....   | 148 |
| Figura 28. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2009.....   | 149 |
| Figura 29. Secciones utilizadas en el modelo HELP para la predicción de lixiviados en 2010.....   | 150 |
| Figura 30. Precipitaciones anuales generadas sintéticamente para el periodo 2012 – 2024.....  | 155 |
| Figura 31. Sellado de vertedero mínimo exigido en el RD1481/2001.....   | 157 |
| Figura 32. Esquema conceptual de un sellado monolítico. ....  | 161 |
| Figura 33. Representación gráfica de los volúmenes de lixiviados reales (R) y estimados por el modelo HELP (H) frente a la precipitación anual (P)..... | 178 |
| Figura 34. Relación entre el factor de corrección (F) y la precipitación registrada (P). 180  |     |
| Figura 35. Precipitaciones anuales sintéticas generadas por el modelo HELP (2012 – 2024). ....  | 182 |
| Figura 36. Precipitaciones mensuales medias generadas por el modelo HELP (2012 – 2024). ....  | 182 |
| Figura 37. Temperaturas mensuales medias generadas por el modelo HELP (2012 – 2024). ....   | 183 |
| Figura 38. Evolución mensual de lixiviados en el escenario “Status Quo”. ....   | 184 |
| Figura 39. Evolución mensual de lixiviados para un sistema de sellado convencional. ....  | 186 |
| Figura 40. Evolución mensual de lixiviados para un sistema de sellado monolítico... 187   |     |
| Figura 41. Evolución mensual de lixiviados para un sellado monolítico + compost. .. 188   |     |
| Figura 42. Evolución anual de la escorrentía para los distintos tipos de sellado..... 188   |     |
| Figura 43. Percolación diferencial respecto al Status Quo..... 189  |     |
| Figura 44. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del modelo HELP durante 2004.....  | 235 |

|   |     |
|---|-----|
| Figura 45. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2004.....     | 236 |
| Figura 46. Radiación media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2004.....       | 236 |
| Figura 47. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2005. ..          | 237 |
| Figura 48. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2005.....     | 237 |
| Figura 49. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2005..... | 238 |
| Figura 50. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2006. ..          | 238 |
| Figura 51. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2006.....     | 239 |
| Figura 52. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2006..... | 239 |
| Figura 53. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2007. ..          | 240 |
| Figura 54. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2007.....     | 240 |
| Figura 55. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2007..... | 241 |
| Figura 56. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2008. ..          | 241 |
| Figura 57. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2008.....     | 242 |
| Figura 58. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2008..... | 242 |
| Figura 59. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2009. ..          | 243 |
| Figura 60. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2009.....     | 243 |
| Figura 61. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2009..... | 244 |
| Figura 62. Precipitación diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2010. ..          | 244 |
| Figura 63. Temperatura media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2010.....     | 245 |
| Figura 64. Radiación solar media diaria utilizada para la aplicación del HELP durante 2010..... | 245 |



# Índice de fotografías.

|   |     |
|---|-----|
| Fotografía 1. Camión recolector compresor.....                                      | 38  |
| Fotografía 2. Planta incineradora de R.S.U. de Son Reus (Mallorca).....             | 43  |
| Fotografía 3. Antigua vía de ferrocarril por la que se accede al vertedero. ....    | 110 |
| Fotografía 4. Balsa de lixiviados.....  | 123 |
| Fotografía 5. Balsa de aguas pluviales.....   | 124 |
| Fotografía 6. Estación meteorológica.....   | 126 |
| Fotografía 7. Báscula y caseta de control. ....                                     | 127 |
| Fotografía 8. Estación meteorológica “CA91” .....                                   | 137 |
| Fotografía 9. Estación meteorológica “CA42” .....                                   | 138 |
| Fotografía 10. Vista general del vertedero de R.S.U. de Fuente Álamo. Febrero 2012. | 144 |