



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

**Evaluación conjunta
de la producción de lixiviados y biogás
en vertederos de residuos sólidos urbanos**

Tesis doctoral
María Elena Rodrigo Clavero

Director
Dr. Javier Rodrigo Ilarri

Valencia, mayo de 2020

A Jesús y Gabriel

Resumen

En esta tesis doctoral se presenta BIOLEACH, un nuevo modelo de soporte a la decisión para la gestión a tiempo real de vertederos de residuos sólidos urbanos que permite la simulación conjunta de la producción de lixiviados y biogás como procesos acoplados. La estimación de la producción de lixiviados se realiza utilizando una adaptación de la ecuación de balance hídrico que considera, además de todas las componentes hidrológicas, las cantidades de agua consumidas por la degradación en fase anaerobia de la materia orgánica presente en los residuos durante el proceso de generación del biogás. El modelo considera también los volúmenes de lixiviado recirculados desde la balsa de almacenamiento hacia la superficie o el interior del vertedero, en el caso de realizar una gestión del mismo como biorreactor. La producción de biogás se estima considerando que este proceso es un proceso acoplado con el de la producción de lixiviados.

BIOLEACH ha sido programado para calcular la producción de lixiviados a escala mensual, utilizando datos reales de los parámetros meteorológicos y de la producción y características de los residuos realmente depositados en el vertedero. La producción de biogás se obtiene simultáneamente, considerando el contenido en humedad realmente disponible para ajustar las reacciones estequiométricas de biodegradación de la materia orgánica. BIOLEACH es una valiosa herramienta de gestión de vertederos biorreactor y permite calcular los volúmenes de lixiviado a recircular que garantizan condiciones de humedad en el interior de la masa de residuos que maximizan la producción de biogás.

Como ejemplo ilustrativo de aplicación, BIOLEACH se ha utilizado para simular el comportamiento de un vertedero real bajo diferentes escenarios de gestión. Los resultados muestran los beneficios económicos y medioambientales derivados de la recirculación de lixiviados bajo estrategias de gestión como vertedero biorreactor.

Resum

En aquesta tesi doctoral es presenta BIOLEACH, un nou model de suport a la decisió per a la gestió a temps real d'abocadors de residus sòlids urbans que permet la simulació conjunta de la producció de lixiviats i biogàs com a processos acoblats. L'estimació de la producció de lixiviats es realitza utilitzant una adaptació de l'equació de balanç hídric que considera, a més de totes les components hidrològiques, les quantitats d'aigua consumides per la degradació en fase anaeròbia de la matèria orgànica present en els residus durant el procés de generació del biogàs. El model considera també els volums de lixiviat recirculats des de la bassa cap a la superfície o l'interior de l'abocador, en el cas de realitzar una gestió del mateix com bioreactor. La producció de biogàs s'estima considerant que aquest procés és un procés acoblat amb el procés de producció de lixiviats.

BIOLEACH ha estat programat per calcular la producció de lixiviats a escala mensual, utilitzant dades reals dels paràmetres meteorològics i de la producció i característiques dels residus realment dipositats a l'abocador. La producció de biogàs s'obté simultàniament, considerant el contingut en humitat realment disponible per ajustar les reaccions estequiomètriques de biodegradació de la matèria orgànica. BIOLEACH és una valuosa eina de gestió d'abocadors bioreactor i permet calcular els volums de lixiviat a recircular que garanteixen condicions d'humitat a l'interior de la massa de residus que maximitzen la producció de biogàs.

Com a exemple il·lustratiu d'aplicació, BIOLEACH s'ha utilitzat per simular el comportament d'un abocador real sota diferents escenaris de gestió. Els resultats mostren els beneficis econòmics i mediambientals derivats de la recirculació de lixiviats sota estratègies de gestió com a bioreactor.

Abstract

This doctoral thesis introduces BIOLEACH, a new decision support model for the real-time management of municipal solid waste bioreactor landfills that allows estimating the leachate and biogas production. Leachate production is estimated using an adaptation of the water balance equation which considers every hydrological component and the water consumed by anaerobic organic matter degradation to create biogas and the leachate recirculation flows pumped from the landfill pond under a bioreactor management scheme. Landfill gas production is estimated considering the leachate formation process as a coupled effect through the production or consumption of water.

BIOLEACH uses waste production and climate data at monthly scale and computes leachate production accounting for the actual conditions inside the waste mass. Biogas production is computed simultaneously, considering the available water to adjust the chemical organic matter biodegradation. BIOLEACH is a valuable bioreactor managing tool as it allows calculating the recirculation volume of leachate that ensures optimal moisture conditions inside the waste mass and therefore maximizing biogas production.

As an illustrative example of a BIOLEACH application, the model has been applied to simulate the performance of a real landfill under different management scenarios. Results show the economic and environmental benefits derived from leachate recirculation under bioreactor management schemes.

Agradecimientos

La realización de esta tesis doctoral no habría sido posible sin el inestimable apoyo, implicación y entusiasmo de mi director Javier Rodrigo Ilarri. Muchísimas gracias.

También quiero dar las gracias a todos los que me han acompañado a lo largo de este camino.

Índice

Índice de figuras

Índice de tablas

Glosario de parámetros del modelo BIOLEACH

1. Introducción y objetivos.....	1
2. Aspectos básicos sobre gestión de residuos sólidos urbanos	5
2.1. Introducción, contexto legislativo y situación actual	5
2.2. Definición de residuo y tipologías	11
2.3. Características de los residuos sólidos urbanos.....	14
2.3.1. Características físicas	16
2.3.2. Características químicas.....	17
2.3.3. Características biológicas.....	19
2.4. Estructura de un sistema de gestión integral de residuos sólidos urbanos	20
2.4.1. Prevención en la producción de residuos y separación en la fuente.....	21
2.4.2. Sistemas de recogida y transporte	22
2.4.3. Operaciones de pretratamiento.....	23
2.4.4. Operaciones de valorización energética de residuos	25

2.4.5. Operaciones de eliminación de residuos	26
2.5. Los vertederos tradicionales de residuos sólidos urbanos	26
2.5.1. Selección del emplazamiento	27
2.5.2. Impermeabilización del vaso y drenaje exterior	28
2.5.3. Producción y captación de lixiviados	29
2.5.4. Producción y captación de biogás	29
2.5.5. Estabilidad de taludes de residuos	30
2.5.6. Sellado, clausura, restauración ambiental y vigilancia post-clausura.....	30
2.5.7. Problemática de los vertederos tradicionales.....	31
3. Estado del arte	33
3.1. La producción de biogás en vertederos de residuos sólidos urbanos	33
3.1.1. Introducción	33
3.1.2. Composición del biogás	34
3.1.3. Generación del biogás	36
3.1.4. Modelación de la producción de biogás en vertederos.....	40
3.1.4.1. Parámetros que definen la producción de biogás	41
3.1.4.2. Modelos de evaluación de la producción de biogás	45
3.2. La producción de lixiviados en vertederos de residuos sólidos urbanos	53
3.2.1. Introducción	53
3.2.2. Composición del lixiviado.....	54
3.2.3. Generación del lixiviado	57
3.2.3.1. El movimiento del lixiviado en el vertedero	57
3.2.3.2. La conductividad hidráulica	60
3.2.3.3. La capacidad de campo	61
3.2.4. Modelación de la producción de lixiviados en vertederos.....	63
3.2.4.1. Modelos basados en la ecuación de balance hídrico	64
3.2.4.2. Modelos basados en la ecuación del flujo	67
3.3. Aspectos geotécnicos en vertederos de residuos sólidos urbanos	69
3.3.1. Introducción	69
3.3.2. Estabilidad de taludes.....	70
3.3.3. Asentamientos	73

3.4. El vertedero biorreactor.....	76
3.4.1. Introducción	76
3.4.2. La estabilización de los residuos.....	78
3.4.3. Tipos de vertedero biorreactor	81
3.4.4. Métodos de recirculación de lixiviados.....	84
3.4.5. Modelación de la producción de lixiviados y biogás como procesos acoplados.....	86
4. BIOLEACH: un modelo de gestión de vertederos biorreactor	89
4.1. Introducción	89
4.2. Descripción del modelo conceptual	91
4.2.1. Términos de la ecuación de balance hídrico en cada nivel	93
4.2.2. Cálculo de la producción óptima mensual de biogás	96
4.2.3. Modelo conceptual del biorreactor implementado en BIOLEACH.....	101
4.2.4. Criterios de recirculación	104
4.3. Descripción del modelo numérico	105
4.3.1. Módulo 1 - Módulo de cálculo de la producción mensual de biogás óptima.....	106
4.3.2. Módulo 2 - Módulo de gestión del vertedero biorreactor.....	115
4.3.2.1. Bloque 1 - Características generales de cada nivel de RSU	116
4.3.2.2. Bloque 2 - Cálculo de las componentes de la ecuación de balance hídrico sin recirculación de lixiviados.....	119
4.3.2.3. Bloque 3 - Criterios de recirculación	122
4.3.2.4. Bloque 4 - Control de la balsa de lixiviados y sugerencias de recirculación.....	125
4.3.3. Módulo 3 – Módulo de reglas de operación del vertedero biorreactor	126
4.4. Datos de entrada y resultados obtenidos por el modelo	127
4.5. Calibración de parámetros y validación del modelo	128
5. Aplicación práctica	129
5.1. Introducción	129
5.2. Datos disponibles utilizados en la modelación	129
5.3. Calibración del modelo	134
5.4. Resultados	137

5.4.1. Escenario 1 - Gestión del vertedero mediante técnicas clásicas.....	137
5.4.2. Escenario 2 - Gestión del vertedero con recirculación superficial de lixiviados	139
5.4.3. Escenario 3 - Gestión del vertedero como biorreactor	142
5.4.4. Discusión de resultados	145
6. Resumen y conclusiones	151
7. Líneas de futura investigación.....	159
8. Contribuciones científicas	161
9. Referencias	163

Índice de figuras

Figura 2.1.- Indicadores referentes a tasas de depósito de residuos en vertedero y tasas de reciclado y recogida de residuos, vehículos fuera de uso y pilas en países de la UE.	8
Figura 2.2.- Evolución de las tasas de depósito en vertedero de RSU entre 2001 y 2010.....	9
Figura 2.3.- Operaciones de gestión de RSU. Situación actual en las comunidades autónomas.....	10
Figura 2.4.- Composición media de los residuos domésticos	15
Figura 2.5.- Diagrama de flujo de las operaciones de una planta TMB.....	24
Figura 3.1.- Límites explosivos de la mezcla $CH_4 - O_2$	35
Figura 3.2.- Fases del proceso de formación de biogás en un vertedero de RSU	37
Figura 3.3.- Principio de continuidad de la masa en vertederos de RSU	40
Figura 3.4.- Parámetros de producción de biogás	42
Figura 3.5.- Tasas de generación de biogás	44
Figura 3.6.- Relación entre las fases volumétricas y los parámetros de humedad en un medio poroso	57
Figura 3.7.- Balance hídrico en un vertedero	65
Figura 3.8.- Factores que afectan a la estabilidad de los vertederos	71
Figura 3.9.- Parámetros geotécnicos recomendados para el diseño de vertederos de RSU	72
Figura 3.10.- Mecanismos de asentamiento en vertederos de RSU	74
Figura 3.11.- Factores que afectan a los asentamientos en vertederos de RSU	75
Figura 3.12.- Aceleración del proceso de generación de biogás en vertederos biorreactor frente a los vertederos tradicionales.....	77
Figura 3.13.- Diagrama de flujo del sistema de un vertedero biorreactor.....	78
Figura 3.14.- Esquema de un vertedero biorreactor con recirculación de lixiviados....	86
Figura 3.15.- Procesos acoplados en un vertedero biorreactor.....	87
Figura 4.1.- Modelo conceptual de BIOLEACH	91
Figura 4.2.- Esquema de vertedero biorreactor implementado en BIOLEACH	92
Figura 4.3.- Discretización espacial del vertedero biorreactor.....	93
Figura 4.4.- Términos de la ecuación de balance hídrico en BIOLEACH.....	94

Figura 4.5.- Términos de entrada y salida en la ecuación de balance hídrico	95
Figura 4.6.- Diagrama de flujo para el cálculo de la máxima producción mensual de biogás en cada nivel.....	98
Figura 4.7.- Tasa mensual de producción de biogás por kg de RRB. Modelo de cinética triangular	99
Figura 4.8.- Tasa mensual de producción de biogás por kg de RLB. Modelo de cinética triangular	99
Figura 4.9.- Producción máxima de biogás según el modelo de cinética triangular ...	101
Figura 4.10.- Diagrama de flujo del módulo biorreactor implementado en BIOLEACH	103
Figura 4.11.- Módulo 1. Datos de composición de RSU.....	107
Figura 4.12.- Módulo 1. Datos del análisis químico elemental de RSU	108
Figura 4.13.- Módulo 1. Cálculo de la ecuación estequiométrica	109
Figura 4.14.- Módulo 1. Cálculo de la producción de CH ₄ y CO ₂ por kg de RSU.....	110
Figura 4.15.- Módulo 1. Cálculo del agua consumida en la formación de biogás por kg de RSU.....	111
Figura 4.16.- Módulo 1. Vapor de agua producido en función de la temperatura de la masa de residuos	112
Figura 4.17.- Módulo 1. Modelo cinético triangular para los RRB.....	113
Figura 4.18.- Módulo 1. Modelo cinético triangular para los RLB.....	113
Figura 4.19.- Módulo 1. Máxima producción de biogás	114
Figura 4.20.- Módulo 2. Datos climatológicos mensuales para los años 1 y 2.....	116
Figura 4.21.- Módulo 2. Bloque 1 - Características generales de cada nivel de RSU	118
Figura 4.23.- Módulo 2. Bloque 3 - Criterios de recirculación	124
Figura 4.24.- Módulo 3 - Reglas de operación del vertedero biorreactor para el año 3	127
Figura 5.1.- Caracterización de los rechazos de vertedero	131
Figura 5.2.- Biodegradabilidad potencial de los RSU	131
Figura 5.3.- Residuos rápidamente biodegradables (RRB)	132
Figura 5.4.- Residuos lentamente biodegradables (RLB).....	132
Figura 5.5.- Residuos mensuales depositados en el vertedero	133
Figura 5.6.- Datos de precipitación para un periodo de simulación de 10 años	134

Figura 5.7.- Comparación de la producción de lixiviados real y simulada durante los primeros nueve meses. Producción mensual de lixiviados	135
Figura 5.8.- Comparación de la producción de lixiviados real y simulada durante los primeros nueve meses. Producción acumulada de lixiviados	135
Figura 5.9.- Tasa máxima mensual de la producción de biogás para cada año.....	136
Figura 5.10.- Producción acumulada de biogás en condiciones óptimas	136
Figura 5.11.- Escenario 1. Producción mensual de lixiviados	137
Figura 5.12.- Escenario 1. Infiltración neta vs producción acumulada de lixiviados..	138
Figura 5.13.- Escenario 1. Tasas simuladas de generación mensual de biogás vs tasas óptimas.....	139
Figura 5.14.- Escenario 2. Producción mensual de lixiviados	140
Figura 5.15.- Escenario 2. Infiltración neta vs producción acumulada de lixiviados..	140
Figura 5.16.- Escenario 2. Volumen mensual de lixiviado recirculado	141
Figura 5.17.- Escenario 2. Tasas simuladas de generación mensual de biogás vs tasas óptimas.....	142
Figura 5.18.- Escenario 3. Producción mensual de lixiviados	143
Figura 5.19.- Escenario 3. Infiltración neta vs producción acumulada de lixiviados..	144
Figura 5.20.- Escenario 3. Volumen mensual de lixiviado recirculado	144
Figura 5.21.- Escenario 3. Tasas simuladas de generación mensual de biogás vs tasas óptimas.....	145
Figura 5.22.- Comparación de los volúmenes de lixiviado en cada escenario.....	147
Figura 5.23.- Costes acumulados de la gestión externa de lixiviados	147
Figura 5.24.- Producción total de biogás en los distintos escenarios	148
Figura 5.25.- Incremento en la generación de biogás con respecto al escenario 1.....	148

Índice de tablas

Tabla 2.1.- Propiedades físicas, químicas y biológicas de los residuos	16
Tabla 3.1.- Contribución relativa al efecto invernadero de gases de origen antropogénico	34
Tabla 3.2.- Composición media del biogás en vertederos de RSU	35
Tabla 3.3.- Ecuaciones cinéticas de modelos de evaluación de biogás.....	46
Tabla 3.4.- Modelos de evaluación de biogás basados en LandGEM.....	50
Tabla 3.5.- Concentraciones de parámetros en el lixiviado en función del grado de estabilización de los residuos	55
Tabla 3.6.- Concentración de parámetros de lixiviados procedentes de vertederos de RSU	56
Tabla 3.7.- Conductividad hidráulica en RSU obtenida en ensayos de laboratorio	60
Tabla 3.8.- Conductividad hidráulica en RSU obtenida en ensayos de campo.....	60
Tabla 3.9.- Capacidad de campo de residuos sólidos urbanos	62
Tabla 3.10.- Humedad de los residuos	63
Tabla 3.11.- Métodos de recirculación de lixiviados	84
Tabla 3.12.-Modelos identificados en la literatura para el análisis de procesos acoplados en vertederos.....	88
Tabla 5.1.- Caracterización de rechazos y análisis químico elemental utilizados en la modelación.....	130
Tabla 5.2.- Resumen de resultados	145

Glosario de parámetros del modelo BIOLEACH

<i>Parámetro</i>	<i>Descripción</i>	<i>Unidades</i>
α	Contenido de humedad objetivo de la masa de residuos	-
β	Exceso admitido de humedad sobre la capacidad de campo	-
r_B	Densidad del biogás	kg/m ³
ΔS_{RSU}	Variación de humedad dentro de la masa de residuos	kg/m ²
CC	Capacidad de campo	kg/kg
FCC	Factor de capacidad de campo	kg/kg
FT	Factor de torrencialidad	-
NR1 _{Zi}	Necesidad de recirculación en cada zanja según criterio 1	m ³
NR2 _{Zi}	Necesidad de recirculación en cada zanja según criterio 2	m ³
NR2 _{Zsup}	Máxima recirculación admitida en la superficie	m ³
n	n.º moles gas	-
P	Presión del vapor de agua producido al formarse biogás	Pa
T	Temperatura absoluta	K
R	Constante universal de los gases ideales	J/(mol K)
P _{av}	Valor medio mensual de la precipitación	mm
SR _{Zi}	Sugerencias de recirculación en cada zanja	m ³
V	Volumen de vapor de agua producido al formarse biogás	m ³
V _E	Evaporación real mensual sobre la balsa	m ³
V _{Lext}	Lixiviados a gestionar externamente	m ³
V _{Lfin}	Lixiviados almacenados en la balsa tras la recirculación	m ³
V _{Lini}	Lixiviados almacenados en la balsa al inicio de cada mes	m ³
V _{Lix}	Lixiviados producidos por el vertedero cada mes	m ³
V _{Lmax}	Máxima capacidad de almacenamiento de la balsa	m ³
V _{Lmin}	Lixiviados almacenados en la balsa tras gestión externa	m ³
V _{Lres}	Máximo volumen de lixiviados en balsa con resguardos	m ³
V _{LRz0}	Lixiviados recirculados a la superficie	m ³
V _{LRzi}	Lixiviados realmente recirculados en cada zanja	m ³
V _P	Precipitación mensual sobre la balsa	m ³
W	Peso total de los residuos en base seca	kg
W _{RSU,seco}	Peso seco de los residuos	kg
W _B	Agua consumida en el proceso de formación de biogás	kg/m ²
W _{LO}	Transferencia de lixiviado hacia el nivel inferior	kg/m ²
W _{MC}	Humedad presente en el material de cobertura	kg/m ²
W _{RL}	Peso de lixiviados recirculados	kg/m ²
W _{RSU}	Humedad presente en la masa de residuos	kg/m ²
W _{UP}	Transferencia de agua desde el nivel superior	kg/m ²
W _{VA}	Generación de vapor de agua en la formación de biogás	kg/m ²

1. Introducción y objetivos

La producción, gestión y eliminación de residuos sólidos son algunos de los aspectos medioambientales de mayor interés y vienen asociados a todas nuestras ciudades, polígonos industriales y actividades agropecuarias. De acuerdo con la legislación actualmente vigente, los sistemas integrales de gestión de residuos sólidos deben asegurar la utilización de las mejores técnicas disponibles (MTD) en todas las fases que los componen: producción, recogida, transporte, tratamiento y eliminación final de los residuos sólidos.

Los residuos sólidos urbanos (RSU) integran todos aquellos residuos sólidos producidos en el ámbito de la actividad municipal, industrial y agropecuaria que no tienen la consideración de residuos peligrosos. Se trata, por tanto, de residuos no peligrosos que pueden ser gestionados de forma conjunta mediante los mismos sistemas de tratamiento. Al margen de que existan otras técnicas de tratamiento y eliminación de residuos no peligrosos, en España, lo más habitual es que estos sistemas estén compuestos por plantas de tratamiento mecánico-biológico (TMB) con vertederos en cola para la eliminación final de los rechazos de planta.

El vertedero se plantea, pues, como una instalación absolutamente necesaria sin la cual no puede concebirse el sistema de gestión de residuos sólidos. Siendo necesario, el vertedero es, sin embargo, una de las fuentes de contaminación medioambiental más importantes, pudiendo comprometer el equilibrio de los ecosistemas y la salud humana si su gestión no se lleva a cabo en las condiciones que garanticen que las emisiones de contaminantes al medio ambiente se realizan de forma adecuada y controlada. Las emisiones

de sustancias contaminantes producidas por los vertederos de RSU pueden referirse tanto a las emisiones de sustancias en fase gaseosa (biogás) como en fase líquida (lixiviados). Una gestión inadecuada del biogás y los lixiviados de vertedero puede inducir graves efectos negativos sobre la calidad del aire atmosférico y sobre la calidad del suelo y de las aguas subterráneas. Los vertederos de RSU son una de las fuentes principales de emisiones de gases efecto invernadero y pueden provocar, además, fuertes molestias por olores a las personas expuestas. Por otra parte, los lixiviados pueden afectar gravemente a la calidad del suelo y de las aguas subterráneas si no se confinan correctamente en el interior del vaso de vertido o en la balsa de almacenamiento, ya que son un concentrado de agua residual que presenta parámetros químicos de alta toxicidad.

Por todo ello, resulta fundamental disponer de herramientas de análisis y modelación que permitan describir adecuadamente el comportamiento de los vertederos de RSU, cuantificando los volúmenes de lixiviados y biogás producidos en función de las condiciones reales de operación.

En este marco de trabajo, la presente tesis doctoral tiene, por tanto, los siguientes objetivos:

- Objetivo 1.- Realizar un análisis del estado del arte que identifique las técnicas de evaluación de producción de lixiviados y biogás en vertederos de RSU que están disponibles en la literatura científica.
- Objetivo 2.- Elaborar un nuevo modelo numérico que permita estimar la producción conjunta de lixiviados y biogás en vertederos de RSU y que considere la recirculación de lixiviados como una alternativa de gestión del vertedero para la optimización de los volúmenes de biogás producidos.
- Objetivo 3.- Verificar la aplicación del modelo como herramienta de soporte a la decisión para la explotación de un vertedero real bajo distintos escenarios de gestión.

El presente documento desarrolla los objetivos anteriores del siguiente modo:

- En el capítulo 1 se introduce brevemente el problema a abordar, se presentan los objetivos y se comenta la estructura de la tesis doctoral.
- En el capítulo 2 se describen los aspectos básicos sobre gestión de RSU a la vista de la legislación en vigor, se identifican las características básicas de los residuos, se desarrolla la estructura de un sistema de gestión integral de RSU y se concluye con la presentación de los requisitos técnicos de diseño de vertederos de RSU que deben considerarse de forma obligatoria.
- En el capítulo 3 se presenta el estado del arte, analizando independientemente y de forma detallada los procesos de generación de biogás en vertederos, los procesos de formación de lixiviado y las alternativas disponibles para su modelación y cuantificación. Se incluye, además, un apartado que describe los aspectos geotécnicos fundamentales a considerar en el diseño, explotación y clausura de

vertederos. El capítulo concluye con el estudio del biorreactor como alternativa óptima de gestión de vertederos.

- En el capítulo 4 se presenta el modelo BIOLEACH, un nuevo modelo para la gestión de vertederos biorreactor. Primeramente, se describe el modelo conceptual, la metodología empleada para evaluar la producción de lixiviados y biogás y los criterios de recirculación de lixiviados. Posteriormente, se describe en detalle el modelo numérico y los módulos y bloques que lo componen.
- En el capítulo 5 se describe la aplicación del modelo para evaluar la producción conjunta de lixiviados y biogás en un vertedero real mediante el planteamiento de distintos escenarios de simulación que se refieren a las distintas técnicas de gestión del vertedero disponibles: i) gestión mediante técnicas clásicas, ii) gestión con recirculación superficial de lixiviados y iii) gestión como biorreactor.
- En el capítulo 6 se presentan las conclusiones de la tesis doctoral.
- En el capítulo 7 se apuntan distintas líneas de futura investigación.
- En el capítulo 8 se presentan las referencias utilizadas para la redacción de la tesis doctoral.

2. Aspectos básicos sobre gestión de residuos sólidos urbanos

2.1. Introducción, contexto legislativo y situación actual

La gestión sostenible de los residuos sólidos urbanos surge como problema medioambiental reconocido en la legislación reciente de los países industrializados tras la publicación, en 1987, del Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo titulado “Nuestro futuro común” y comúnmente conocido como “Informe Brundtland” [1]. En él se introduce por vez primera el concepto de “desarrollo sostenible” como *“aquel desarrollo que satisfaga las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las propias”*.

Las consideraciones incluidas en el Informe Brundtland sirvieron de punto de partida e inspiraron la promulgación de legislación en materia medioambiental que, a partir de entonces, incluyeron el concepto de sostenibilidad de forma habitual en su articulado y habitualmente en el preámbulo justificativo.

También en la legislación en materia de gestión de residuos sólidos se hizo patente este cambio de paradigma, identificándose desde inicios de la década de 1990 una preocupación creciente en materia de sostenibilidad ambiental. De este modo, por ejemplo, la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, primera norma estatal española específicamente destinada a la regulación de las actividades referentes a la gestión de residuos sólidos, deja presente en su preámbulo que, con su promulgación, *“(...) se acomoda el desarrollo económico de España a los principios proclamados en la Declaración de Río de Janeiro*

sobre Medio Ambiente y el Desarrollo y la Agenda 21, firmados por España en la Conferencia Internacional de Río de Janeiro de 1992 y a los principios de la política comunitaria de medio ambiente (...)

Dichos principios habían sido recogidos por la Unión Europea en su Directiva Comunitaria 91/156/CEE, del Consejo, de 18 de marzo de 1991, por la que se modifica la Directiva 75/442/CEE, del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos, lo cual significó, según se indica en la propia Ley 10/1998, de Residuos, “la asunción por la Unión Europea de la moderna concepción de la política de residuos consistente en abandonar la clasificación en dos únicas modalidades (general y peligrosos) y establecer una norma común para todos ellos, que podrá ser completada con una regulación específica para determinadas categorías de residuos”.

De esta forma, la Directiva Comunitaria 91/156/CEE, del Consejo, de 18 de marzo de 1991 indujo un cambio radical en la forma de entender la gestión de los residuos sólidos en el ámbito de la Unión Europea, estando sus principios básicos fundamentados en conceptos de sostenibilidad medioambiental al amparo de lo considerado en el Informe Brundtland. Así, en el preámbulo de la propia Directiva Comunitaria 91/156/CEE se establecen, entre otras, las siguientes directrices principales:

- i. *Para hacer más eficaz la gestión de los residuos en la Comunidad, es necesario disponer de una terminología común y de una definición de residuos.*
- ii. *Para alcanzar un alto nivel de protección del medio ambiente, es necesario que los Estados miembros, además de garantizar la eliminación y la valorización de residuos adopten medidas encaminadas a limitar la producción de residuos, en particular promoviendo las tecnologías limpias y los productos reciclables y reutilizables, tomando en consideración las oportunidades de comercialización actuales o potenciales de los residuos valorizados.*
- iii. *Es deseable fomentar el reciclado de los residuos y su reutilización como materias primas.*
- iv. *Es importante que el conjunto de la Comunidad sea capaz de garantizar por sí mismo la eliminación de sus residuos y que es deseable que cada Estado miembro, de forma individual, tienda a este objetivo.*
- v. *Conviene reducir los movimientos de residuos.*
- vi. *Para garantizar un nivel de protección elevado y un control eficaz, es necesario estipular la autorización y control de las empresas de eliminación y de valorización de residuos.*

Con la Directiva Comunitaria 91/156/CEE, del Consejo, de 18 de marzo de 1991 se inicia, pues, un largo camino de promulgación de textos legales en materia de gestión de residuos en el ámbito de la Unión Europea que llega hasta las directivas actualmente vigentes:

- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas, habitualmente llamada “Directiva Marco de residuos”
- Directiva 1999/31/CE del Consejo de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos, modificada por i) el Reglamento (CE) n.º 1882/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo de 29 de septiembre de 2003, ii) el Reglamento (CE) n.º 1137/2008 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2008 y iii) la Directiva 2011/97/UE del Consejo de 5 de diciembre de 2011
- Directiva 94/62/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de diciembre de 1994 relativa a los envases y residuos de envases
- Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil
- Directiva 2006/66/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006, relativa a las pilas y acumuladores y a los residuos de pilas y acumuladores y por la que se deroga la Directiva 91/157/CEE
- Directiva 2012/19/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 4 de julio de 2012, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE)

La Directiva Marco de residuos (Directiva 2008/98/CE) hace especial hincapié en la prevención, entendida como el conjunto de medidas adoptadas antes de que un producto se convierta en residuo, para reducir tanto la cantidad y contenido en sustancias peligrosas como los impactos adversos sobre la salud humana y el medio ambiente de los residuos generados. La Directiva Marco establece 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. Como consecuencia de la promulgación de la Directiva Marco de residuos y las estrategias de gestión por ella contempladas, España modificó en 2011 su legislación estatal, mediante la aprobación de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados¹.

Así pues, como se ha visto, el desarrollo de la legislación en materia de residuos se ha producido de forma constante a lo largo de los últimos 30 años y ha supuesto la transición desde una economía basada en el consumo de recursos [2] hacia una concepción más moderna de la economía circular, basada en la reducción del uso de materias primas, la reutilización y el reciclado de los subproductos generados, llamada también aproximación 3-R [3]. El concepto de economía circular ha sido, a fecha de hoy, integrado plenamente en la legislación de la Unión Europea y, por extensión, de todos sus países miembros.

¹ La Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados ha sido modificada posteriormente en cinco ocasiones en fechas 5 de mayo de 2012, 20 de diciembre de 2012, 12 de junio de 2013, 7 de abril de 2015 y 12 de mayo de 2016.

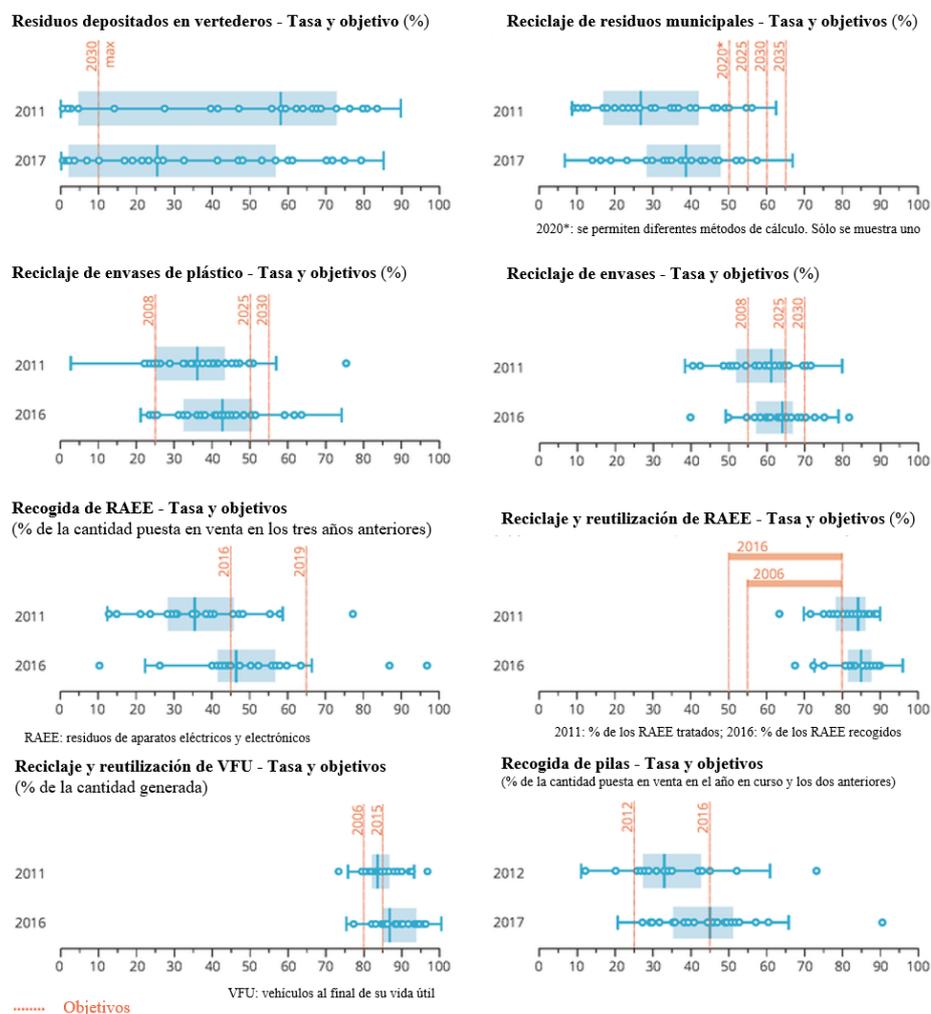


Figura 2.1.- Indicadores referentes a tasas de depósito de residuos en vertedero y tasas de reciclado y recogida de residuos, vehículos fuera de uso y pilas en países de la UE.

Adaptada de [4]

La figura 2.1 muestra en forma de diagrama de cajas los últimos datos publicados por la Unión Europea (UE) en referencia a los indicadores relativos a tasas de depósito de residuos en vertedero y tasas de reciclado y recogida de residuos, vehículos fuera de uso y pilas.

Recientemente, el 4 de marzo de 2019, la Comisión Europea aprobó un extenso conjunto de medidas que permite la implementación del Plan de Acción hacia la Economía

Circular [5]. Dentro de los objetivos considerados como prioritarios, se incluye la revisión y actualización de los objetivos de reciclado de residuos a incluir en la legislación de residuos de los países miembros. De este modo, desde la UE se requiere actualmente que en 2030 sean reciclados el 70% de los residuos de envases. En 2035, el objetivo es que se recicle el 65% de los residuos sólidos urbanos y que se disminuya a menos del 10% el peso de los residuos depositados en vertedero. Estos objetivos son de obligado cumplimiento para todos los países miembros de la UE, excepto para Grecia, Croacia, Chipre, Letonia, Lituania, Hungría, Malta, Rumanía, Eslovaquia y Bulgaria, para quienes se otorga un plazo de 5 años más.

La experiencia en España muestra que estos objetivos son realmente ambiciosos y difícilmente alcanzables en el marco temporal indicado. La figura 2.2 muestra los últimos datos publicados por la UE respecto de tasas de depósito en vertederos de RSU.

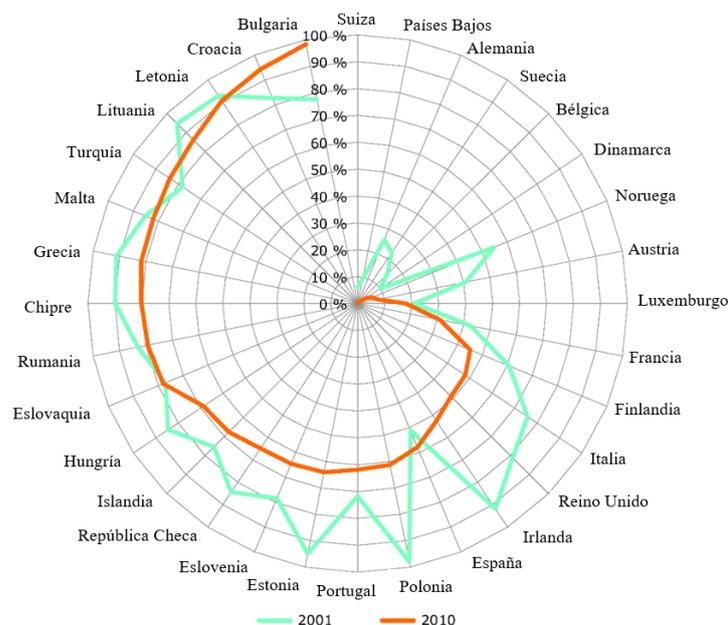


Figura 2.2.- Evolución de las tasas de depósito en vertedero de RSU entre 2001 y 2010
Adaptada de [6]

Según los datos oficiales, España no sólo no ha mejorado las tasas de vertido de residuos urbanos a vertedero en el periodo 2001-2010, sino que las ha aumentado en un 13,7% (pasando de un 51% en 2001 a un 58% en 2010). La figura 2.2 muestra, además, que la evolución en España de las tasas de depósito en vertedero de RSU entre 2001 y 2010 siguen tendencias opuestas a las del resto de países más desarrollados de Europa. De entre los 32 países incluidos en el análisis, únicamente España, Turquía, Croacia y Bulgaria han empeorado sus tasas de depósito de RSU en vertedero en el periodo 2001-

2010. La situación en España entre 2010 y la actualidad no ha mejorado significativamente.

La figura 2.3 muestra los últimos datos oficiales publicados por el Gobierno de España respecto de las operaciones computables para la consecución del objetivo de preparación para la reutilización y el reciclado de los residuos domésticos y similares en 2020. En ella se observa que ninguna de las comunidades autónomas alcanza el objetivo del 50% planteado por la UE para 2020².

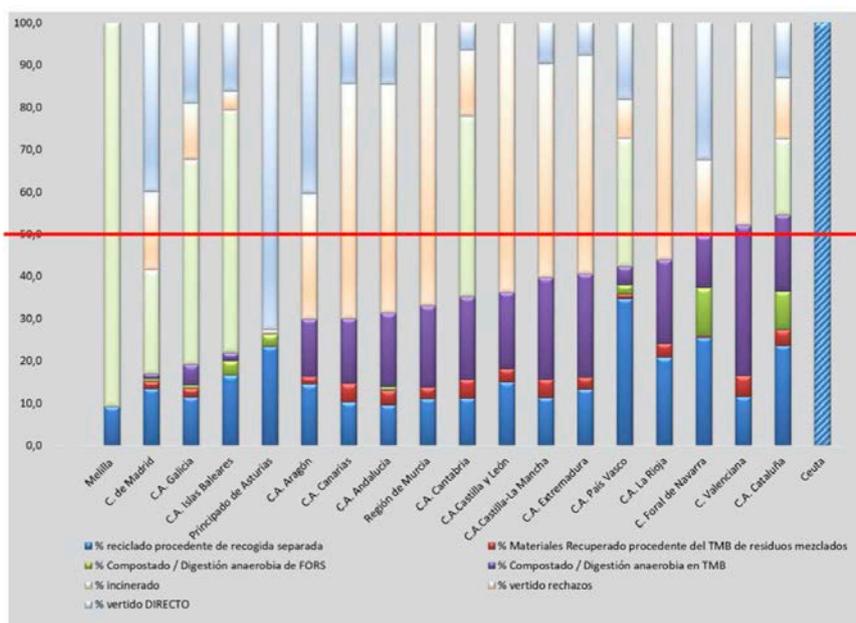


Figura 2.3.- Operaciones de gestión de RSU. Situación actual en las comunidades autónomas [7]

Todas las evidencias anteriores dejan de manifiesto que el depósito de residuos en vertedero controlado sigue siendo la alternativa técnica de eliminación de residuos sólidos urbanos más utilizada en España. La evolución hacia la implementación práctica de técnicas de gestión que permitan disminuir el volumen de residuos depositado en vertedero se está realizando a un ritmo excesivamente lento, lo cual implica necesariamente que el vertedero vaya a tener que seguir utilizándose en España como técnica de eliminación de residuos en el futuro cercano.

² Hay que tener en cuenta que, según criterios legales, el material obtenido en los procesos biológicos de las instalaciones de tratamiento mecánico-biológico (TMB) de residuos mezclados no debería computarse como compostado, pues únicamente se debería computar como tal el material procedente del tratamiento biológico de la recogida separada de residuos orgánicos.

En lo que se refiere al diseño, explotación, sellado y restauración ambiental de vertederos de residuos sólidos urbanos, las dos normas legales vigentes en España que deben ser consideradas en todo caso son la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados y el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.

2.2. Definición de residuo y tipologías

La definición de residuo contemplada por el actual marco jurídico vigente en España viene recogida en el artículo 3 de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados:

Artículo 3. Definiciones.

A los efectos de esta Ley se entenderá por:

a) Residuo: cualquier sustancia u objeto que su poseedor deseche o tenga la intención o la obligación de desechar.

b) Residuos domésticos: residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas. Se consideran también residuos domésticos los similares a los anteriores generados en servicios e industrias.

Se incluyen también en esta categoría los residuos que se generan en los hogares de aparatos eléctricos y electrónicos, ropa, pilas, acumuladores, muebles y enseres, así como los residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria.

Tendrán la consideración de residuos domésticos los residuos procedentes de limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, los animales domésticos muertos y los vehículos abandonados.

c) Residuos comerciales: residuos generados por la actividad propia del comercio, al por mayor y al por menor, de los servicios de restauración y bares, de las oficinas y de los mercados, así como del resto del sector servicios.

d) Residuos industriales: residuos resultantes de los procesos de fabricación, de transformación, de utilización, de consumo, de limpieza o de mantenimiento generados por la actividad industrial, excluidas las emisiones a la atmósfera reguladas en la Ley 34/2007, de 15 de noviembre.

e) Residuo peligroso: residuo que presenta una o varias de las características peligrosas enumeradas en el anexo III, y aquel que pueda aprobar el Gobierno de conformidad con lo establecido en la normativa europea o en los convenios internacionales de los que España sea parte, así como los recipientes y envases que los hayan contenido.

f) Aceites usados: todos los aceites minerales o sintéticos, industriales o de lubricación, que hayan dejado de ser aptos para el uso originalmente previsto, como los aceites usados de motores de combustión y los aceites de cajas de cambios, los aceites lubricantes, los aceites para turbinas y los aceites hidráulicos.

g) Biorresiduo: residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de venta al por menor; así como residuos comparables procedentes de plantas de procesado de alimentos.

Por otra parte, el artículo 2 del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, contempla otras definiciones particulares del concepto de residuo y presenta las definiciones de almacenamiento, vertedero, lixiviado y gas de vertedero:

Artículo 2. Definiciones.

A los efectos del presente Real Decreto, se entenderá por:

a) Residuos no peligrosos: los residuos que no están incluidos en la definición del artículo 3, párrafo c), de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.

b) Residuos inertes: aquellos residuos no peligrosos que no experimentan transformaciones físicas, químicas o biológicas significativas. Los residuos inertes no son solubles ni combustibles, ni reaccionan física ni químicamente ni de ninguna otra manera, ni son biodegradables, ni afectan negativamente a otras materias con las cuales entran en contacto de forma que puedan dar lugar a contaminación del medio ambiente o perjudicar a la salud humana. La lixivabilidad total, el contenido de contaminantes de los residuos y la ecotoxicidad del lixiviado deberán ser insignificantes, y en particular no deberán suponer un riesgo para la calidad de las aguas superficiales y/o subterráneas.

c) Residuos biodegradables: todos los residuos que, en condiciones de vertido, pueden descomponerse de forma aerobia o anaerobia, tales como residuos de alimentos y de jardín, el papel y el cartón.

d) Residuos líquidos: los residuos en forma líquida, incluidas las aguas residuales pero excluidos los lodos. (...)

j) Almacenamiento: el depósito, temporal y previo a la valorización o eliminación, de residuos distintos de los peligrosos por tiempo inferior a un año cuando su destino final sea la eliminación o a dos años cuando su destino final sea la valorización, así como el depósito temporal de residuos peligrosos durante menos de seis meses.

No se incluye en este concepto el depósito de residuos en las instalaciones de producción con los mismos fines y por períodos de tiempo inferiores a los señalados en el párrafo anterior.

k) Vertedero: instalación de eliminación de residuos mediante su depósito subterráneo o en la superficie, por períodos de tiempo superiores a los recogidos en el párrafo j) anterior.

Se incluyen en este concepto las instalaciones internas de eliminación de residuos, es decir, los vertederos en que un productor elimina sus residuos en el lugar donde se producen. No se incluyen las instalaciones en las cuales se descargan los residuos para su preparación con vistas a su transporte posterior a otro lugar para su valorización, tratamiento o eliminación.

l) Depósito subterráneo: una instalación para la eliminación de residuos mediante almacenamiento permanente, ubicada en una cavidad subterránea de origen natural o artificial.

m) Lixiviado: cualquier líquido que percole a través de los residuos depositados y que rezume desde o esté contenido en un vertedero.

n) Gases de vertedero: todos los gases que se generen a partir de los residuos vertidos.

El presente trabajo se referirá a los vertederos de residuos sólidos urbanos, los cuales, desde el punto de vista del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, se consideran residuos no peligrosos. De acuerdo con los requerimientos establecidos en su artículo 5.3, no deberían admitirse en ningún vertedero:

a) Residuos líquidos

b) Residuos que, en condiciones de vertido, sean explosivos, corrosivos, oxidantes, fácilmente inflamables o inflamables, con arreglo a las definiciones de la tabla 5 del anexo I del Reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, de 14 de mayo, Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos, aprobado mediante Real Decreto 833/1988, de 20 de julio, y modificado por el Real Decreto 952/1997, de 20 de junio.

c) Residuos que sean infecciosos con arreglo a la característica H9 de la tabla 5 del Real Decreto 833/1988, así como residuos de la categoría 14 de la tabla 3 del mismo Real Decreto.

d) A partir del 16 de julio de 2003, neumáticos usados enteros, con exclusión de los neumáticos utilizados como elementos de protección en el vertedero, y a partir del 16 de julio de 2006, neumáticos usados troceados; no obstante, se admitirán los neumáticos de bicicleta y los neumáticos cuyo diámetro exterior sea superior a 1.400 milímetros.

e) Cualquier otro residuo que no cumpla los criterios de admisión establecidos en el anexo II.

2.3. Características de los residuos sólidos urbanos

La consecución de los objetivos planteados por el Plan de Acción hacia la Economía Circular [5] implica que se asegure la puesta en práctica de las medidas necesarias para:

- Reducir la producción y la peligrosidad de los residuos en origen
- Obtener la mayor cantidad posible de subproductos valorizables
- Reciclar la mayor cantidad posible de materiales
- Aprovechar al máximo la energía contenida en ellos (valorización energética)

Las técnicas de valorización energética disponibles incluyen procesos de transformación física, química y biológica de los residuos para producir material bioestabilizado, compost, biogás, biocombustibles o recuperar energía a partir de técnicas de valorización térmica (incineración, combustión o pirólisis, entre otras).

De esta forma, la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero controlado y las técnicas de incineración sin recuperación de energía quedan como las últimas alternativas de gestión y deberían aplicarse únicamente en los casos siguientes:

- Cuando los residuos sólidos no pueden ser reciclados y no tienen ningún uso adicional
- Como medio de eliminación de los rechazos de plantas de tratamiento de residuos una vez se haya realizado el proceso de recuperación de materiales
- Como medio de eliminación de los rechazos de plantas de recuperación de energía a partir de residuos

El diseño de cualquier sistema de tratamiento de residuos exige conocer las características de los mismos y las cantidades producidas, recogidas, tratadas y finalmente eliminadas. La cantidad recogida es siempre inferior a la producida y su valor puede expresarse en unidades de masa (kg) o de volumen (m³). El sistema habitualmente más utilizado es el peso, lo cual permite comparar los valores procedentes de distintas fuentes sin tener en cuenta los efectos del grado de compresión. Sin embargo, el volumen de residuos a transportar resulta un parámetro de especial importancia cuando se está diseñando el sistema de transporte de los residuos.

La cantidad de RSU producidos y su composición dependen de la estructura socioeconómica de la población y de su situación geográfica. Los valores de producción de RSU varían a lo largo del año debido a factores como la disminución de la actividad económica en las ciudades en los meses de verano y el aumento en las zonas turísticas [8], [9].

La composición característica de los RSU de la actividad urbana incluye:

- Residuos domésticos, con alto contenido en materia orgánica
- Residuos industriales, con componentes considerados residuos peligrosos
- Residuos de limpieza y mantenimiento de parques y jardines
- Residuos de limpieza viaria

La figura 2.4 muestra la composición media por materiales de los residuos domésticos de competencia municipal. Esta composición promedio se ha obtenido a partir de la caracterización de muestras de residuos procedentes de distintos contenedores urbanos, recogida en el estudio “Plan Piloto de Caracterización de Residuos Urbanos de origen domiciliario” realizado durante el periodo noviembre 2101 - febrero 2012, y está corregida con la humedad. Los residuos biodegradables son la fracción mayoritaria (42%), seguida de la fracción de papel y cartón (15%) [10].

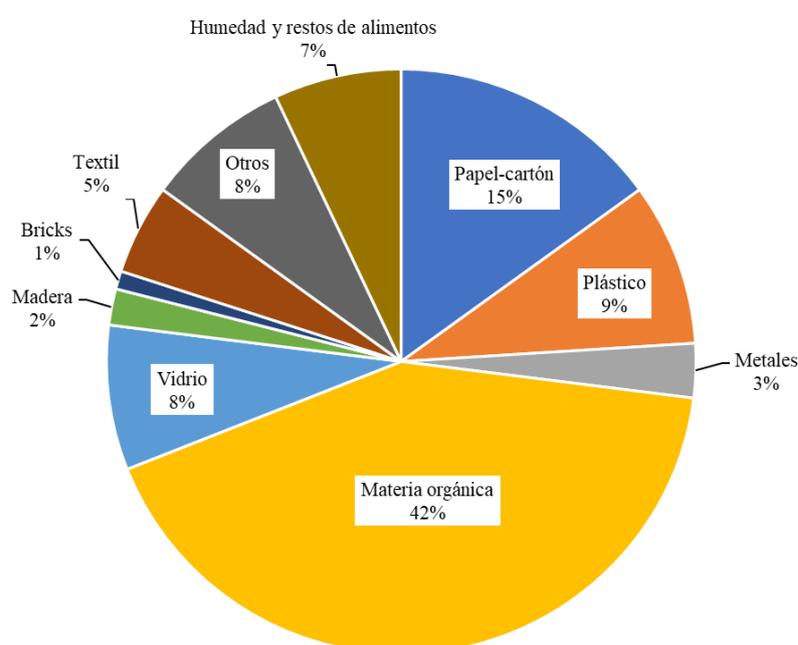


Figura 2.4.- Composición media de los residuos domésticos
Adaptada de [10]

Las características concretas de la mezcla de residuos de una determinada zona afectan profundamente tanto a los sistemas de recogida como a los de tratamiento. De esta forma, un contenido elevado en residuos alimentarios obliga a una mayor frecuencia de recogida, haciendo poco recomendables sistemas de tratamiento mediante valorización térmica. Desde el punto de vista de sus características físicas, químicas y biológicas, los RSU pueden describirse utilizando los factores incluidos en la tabla 2.1. En los apartados 2.3.1 a 2.3.3 se describen cada uno de estos factores, de acuerdo a lo contemplado en [11].

Tabla 2.1.- Propiedades físicas, químicas y biológicas de los residuos

Características físicas	Características químicas	Características biológicas
Peso específico	Análisis elemental	Biodegradabilidad de los componentes de los residuos sólidos
Contenido en humedad	Contenido energético de los componentes de los residuos sólidos	Producción de olores
Tamaño y distribución del tamaño de partícula	Nutrientes esenciales y otros elementos	
Capacidad de campo		
Permeabilidad de los residuos		

2.3.1. Características físicas

Peso específico de los RSU (kg/m^3)

Se define como el peso de una muestra de residuos por unidad de volumen, debiendo indicarse si este valor está calculado en base húmeda o seca. El peso específico depende en gran medida del estado de la mezcla de residuos y puede variar entre residuos sueltos, compactados o no compactados. Además, se ha observado que los pesos específicos de los RSU pueden sufrir variaciones notables con la localización geográfica, la estación del año y el tiempo de almacenamiento.

Contenido en humedad (kg agua/kg RSU)

Habitualmente, en España el contenido en humedad de una muestra de RSU se refiere al porcentaje en peso entre el peso de agua contenido en la muestra y el peso de los residuos en base húmeda.

Este valor del contenido en humedad no debe confundirse con otros dos parámetros muy utilizados en la formulación de modelos de flujo en zona saturada [12]:

- i. Contenido volumétrico de humedad: volumen de agua presente en los residuos respecto del volumen total de la muestra
- ii. Porcentaje de saturación: volumen de agua presente en los residuos respecto del volumen de poros

Tamaño característico de partícula y distribución del tamaño (mm)

El tamaño característico de partícula y la distribución del tamaño de los componentes de los materiales incluidos en la mezcla de residuos tienen gran importancia a la hora de diseñar los sistemas mecánicos de recuperación de subproductos valorizables en instalaciones de tratamiento de RSU (cribas, trómeles, separadores magnéticos, etc.).

El tamaño característico de un componente del residuo puede definirse mediante diversos estimadores: su longitud, su media aritmética o geométrica, su ancho y la media aritmética o geométrica de la longitud, el ancho y la altura.

Capacidad de campo (kg agua/kg RSU en base seca)

La capacidad de campo de una mezcla de residuos se refiere a la cantidad total de humedad que puede ser retenida por la muestra antes de comenzar a drenar por acción de la gravedad. La capacidad de campo de los residuos es un parámetro fundamental para la comprensión del proceso de formación de lixiviados en vertederos. El exceso de agua sobre la capacidad de campo es lo que finalmente se emitirá en forma de lixiviación.

Tal cual se describe en el apartado 3.2.3.3, donde se analiza en mayor detalle este parámetro, la capacidad de campo varía con la presión aplicada y el grado de descomposición del residuo.

Permeabilidad de los residuos compactados (m/s)

La conductividad hidráulica de los residuos gobierna el movimiento de los líquidos y gases dentro del vertedero. Para los residuos sólidos, al igual que para cualquier otro medio poroso, la permeabilidad o coeficiente de conductividad hidráulica se define según muestra la ecuación 2.1 [13]:

$$K = C \cdot d^2 \cdot \frac{\gamma}{\mu} = \kappa \cdot \frac{\gamma}{\mu} \quad (2.1)$$

donde:

K: coeficiente de conductividad hidráulica saturada (m/s)

C: factor de forma (adimensional)

d: tamaño medio de los poros (m)

γ : peso específico del fluido (kg/m³)

μ : viscosidad dinámica del fluido (Pa·s)

κ : permeabilidad intrínseca (m²)

El término $C \cdot d^2$ se conoce con el nombre de permeabilidad intrínseca o específica y su valor depende exclusivamente de las características del residuo como un medio poroso, incluyendo la distribución de los tamaños de poro, la complejidad de sus conexiones, la superficie específica de los granos sólidos y su porosidad.

En el apartado 3.2.3.2 se presentan en mayor detalle las particularidades de la permeabilidad como parámetro de diseño de vertederos.

2.3.2. Características químicas

La información sobre las características químicas de los componentes de una mezcla de RSU es importante para diseñar las mejores alternativas de tratamiento y recuperación

de subproductos. Tanto en los procesos de tratamiento de materia orgánica por compostaje como en los métodos de tratamiento térmico de RSU, los residuos se presentan como una combinación de materiales más o menos húmedos y con contenidos en materia orgánica variables. Cuando la fracción orgánica de los residuos pretende ser tratada mediante compostaje o se va a utilizar como alimentación para la elaboración de otros productos de conversión biológica, no solo es importante conocer los elementos mayoritarios que componen los residuos, sino también tener información sobre los elementos en cantidades traza que se encuentran en los residuos.

Análisis químico elemental

El análisis químico elemental de un residuo normalmente implica la determinación del porcentaje de carbono (C), hidrógeno (H), oxígeno (O), nitrógeno (N), azufre (S) y ceniza. Frecuentemente, también los halógenos se incluyen en la lista de compuestos a determinar en el análisis elemental, dada la preocupación acerca de la emisión de compuestos clorados a la atmósfera. Los resultados del análisis elemental se utilizan:

- i. Para caracterizar la composición química de la materia orgánica en los RSU
- ii. Para definir la mezcla correcta de materiales residuales necesaria para conseguir relaciones C/N aptas para los procesos de conversión biológica

Contenido energético de los componentes de los RSU

En la valorización energética de los residuos, el primer factor que debe analizarse es su potencial energético, factor medido por el valor de su poder calorífico inferior (PCI).

Los plásticos contenidos en los RSU suelen tener un alto PCI (con la excepción del PVC, ya que la mitad de su composición es cloro). De hecho, los plásticos tienen una composición química muy similar a la del petróleo, de donde proceden.

Los residuos orgánicos contenidos en los RSU poseen un PCI medio o bajo. Los residuos derivados de la celulosa (madera, serrín, cartón, papel, cuero, trapos de seda o algodón) poseen un PCI medio.

Los residuos de bajo PCI se corresponden con residuos procedentes de la actividad agroalimentaria, ganadera y de la actividad humana. Presentan un elevado contenido de humedad que hace que su PCI útil sea muy reducido.

Nutrientes esenciales y otros elementos

Cuando la fracción orgánica de los RSU se va a utilizar como alimentación para la elaboración de productos biológicos de conversión, tales como compost, metano y etanol, la información sobre los nutrientes esenciales y otros elementos contenidos en los residuos es importante respecto a la disponibilidad de nutrientes de microorganismos y para valorar los usos finales que puedan tener los materiales restantes después de la conversión biológica.

2.3.3. Características biológicas

Exceptuando el plástico, la goma y el cuero, la fracción orgánica de la mayoría de RSU se puede clasificar según:

1. Constituyentes solubles en agua, azúcares, féculas, aminoácidos y diversos ácidos orgánicos
2. Hemicelulosa, un producto de condensación de azúcares con cinco y seis carbonos
3. Celulosa, un producto de condensación de glucosa de azúcar con seis carbonos
4. Grasas, aceites y ceras, que son ésteres de alcoholes y ácidos grasos de cadena larga
5. Lignina, un material polímero, que contiene anillos aromáticos con grupos metoxi (-OCH₃), presente en algunos productos de papel como periódicos y en tablas de aglomerado
6. Lignocelulosa, una combinación de lignina y celulosa
7. Proteínas, que están formadas por cadenas de aminoácidos

La característica biológica más importante de la fracción orgánica de los RSU es que casi todos los componentes orgánicos pueden ser convertidos biológicamente en gases y sólidos orgánicos e inorgánicos relativamente inertes. La producción de olores y la reproducción de moscas están relacionadas también con la naturaleza putrefactible de los materiales orgánicos encontrados en los RSU (por ejemplo, los restos de comida).

Biodegradabilidad de los componentes de residuos orgánicos

La estimación de la fracción biodegradable de una mezcla de RSU puede estimarse a través de su contenido en lignina, mediante la ecuación 2.2 [14]:

$$BF = 0,83 - 0,028 \cdot LC \quad (2.2)$$

donde:

BF: fracción biodegradable expresada en base a los sólidos volátiles (SV)

LC: contenido de lignina de los SV expresado como un porcentaje en peso seco

Los residuos con altos contenidos de lignina, como el papel de periódico, son significativamente menos degradables que los residuos orgánicos encontrados en los RSU.

Producción de olores

Los olores pueden aparecer cuando los residuos sólidos se almacenan, durante largos periodos de tiempo entre recogidas, en estaciones de transferencia y en vertederos. El desarrollo de olores en las instalaciones de almacenamiento es más importante en climas cálidos. Normalmente, la formación de olores se produce por la descomposición anaerobia de los componentes orgánicos fácilmente degradables que se encuentran en los RSU.

El color negro de los residuos que han experimentado descomposición anaerobia en un vertedero se debe principalmente a la formación de sulfuros metálicos. Si no fuera por la formación de diversos sulfuros, los problemas de olor en los vertederos podrían ser muy importantes. La reducción bioquímica de un compuesto orgánico que tiene un radical de azufre puede causar la formación de compuestos malolientes, tales como el metilmercaptano o el ácido aminobutírico. El metilmercaptano puede hidrolizarse bioquímicamente para obtener alcohol metílico y sulfuro de hidrógeno.

2.4. Estructura de un sistema de gestión integral de residuos sólidos urbanos

Un sistema de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) incluye la totalidad de operaciones, infraestructuras y metodologías que permiten gestionar los residuos producidos en un determinado marco territorial. De forma habitual, este sistema de gestión está orientado hacia la recuperación y posterior reciclaje de la mayor cantidad posible de materiales aprovechables contenidos en los residuos.

Con este objetivo, en el artículo 8.1 de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, se establece la denominada “jerarquía de residuos”:

Artículo 8. Jerarquía de residuos

1. Las administraciones competentes en el desarrollo de las políticas y de la legislación en materia de prevención y gestión de residuos, aplicarán para conseguir el mejor resultado ambiental global, la jerarquía de residuos por el siguiente orden de prioridad:

- a) Prevención*
- b) Preparación para la reutilización*
- c) Reciclado*
- d) Otro tipo de valorización, incluida la valorización energética*
- e) Eliminación*

Este principio de jerarquía configura la totalidad del sistema de gestión de residuos y condiciona el orden en que se desarrollan las diversas actividades que lo forman y las tecnologías que las sustentan. Estas actividades son las siguientes:

- i. Prevención en la producción de residuos y separación en la fuente
- ii. Recogida y transporte de residuos
- iii. Operaciones de pretratamiento
- iv. Operaciones de valorización energética
- v. Operaciones de eliminación

A continuación, se comentan brevemente cada una de las actividades que componen un sistema de gestión integral de residuos sólidos urbanos y que finalizan en el depósito de los rechazos del proceso en el vertedero.

2.4.1. Prevención en la producción de residuos y separación en la fuente

La prevención en materia de residuos se entiende como el conjunto de actuaciones adoptadas en las etapas de concepción y diseño, de producción, de distribución y de consumo para evitar la generación de residuos, disminuir el contenido de sustancias nocivas o minimizar los impactos sobre la salud humana y el medio ambiente de los residuos generados. Además, la prevención tiene importantes consecuencias económicas tanto para los productores y prestatarios de bienes y servicios como para los consumidores y usuarios. En este sentido, es crucial el papel de las administraciones públicas tanto en el desempeño de sus funciones de protección ambiental como en el papel de impulsoras de una economía más eficiente, próspera y socialmente inclusiva. La prevención rinde beneficios tangibles que se manifiestan en un ahorro en los consumos de materias primas y una reducción en los costes de gestión de los residuos. Todo ello supone un incremento en la rentabilidad de las actividades empresariales y un ahorro de costes para las administraciones [15].

Para minimizar la producción de residuos en origen, las políticas de la administración deben dirigirse hacia el impulso de las acciones siguientes:

- Disminuir el embalaje innecesario o excesivo
- Desarrollar y utilizar productos más duraderos y fáciles de reparar
- Sustituir los productos de un solo uso por productos reutilizables
- Utilizar menos recursos en la fabricación de bienes y en su uso posterior
- Incrementar en los productos el contenido de materiales reciclados
- Desarrollar sistemas de tasas que incentiven a los generadores a producir menos residuos

Las acciones anteriores deben completarse con las correspondientes mejoras tecnológicas en los procesos productivos llevados a cabo por las industrias fabricantes de bienes de consumo. Para ello, se requerirá de todo un plan de actuación en materia fiscal que desarrolle las correspondientes reducciones de impuestos y beneficios fiscales para las industrias que efectivamente instalen tecnologías eficientes en materia de producción de residuos.

Las tasas de generación de residuos pueden verse muy afectadas por factores de tipo físico y geográfico. La producción de determinados tipos de residuos (por ejemplo, residuos de jardín y restos de comida) está relacionada con la localización geográfica y el clima.

Con el objetivo de impulsar técnicas de separación de residuos en la fuente de producción, en los últimos años se están implantando los distintos contenedores de recogida selectiva:

- Verde: vidrio
- Azul: papel y cartón
- Amarillo: envases de plástico y metal

- Marrón: residuos orgánicos
- Gris: resto de residuos

La implantación generalizada del sistema de contenedores en acera requiere complementarse necesariamente con otras medidas dirigidas a conseguir una mayor implicación ciudadana y, en definitiva, unas mayores eficiencias en la separación de los residuos domésticos:

- i. La existencia de programas de educación ambiental
- ii. Garantizar una mayor transparencia en la información relacionada con los programas de gestión residuos sólidos
- iii. Garantizar la existencia de un sistema de recogida eficiente

La colaboración ciudadana resulta fundamental para garantizar la eficiencia del sistema de recogida selectiva y suele ser consecuencia de actuaciones en materia de educación ambiental. Los programas de educación ambiental en materia de gestión de residuos deben desarrollarse permanentemente, a lo largo de años, en todas las etapas del sistema educativo reglado y deben completarse con las adecuadas campañas de información en los medios de comunicación de masas.

En los últimos años se está estudiando la aplicación de nuevas tecnologías para la separación y tratamiento individualizado de residuos domésticos mediante su integración con los sistemas de recogida y tratamiento de aguas residuales [16]. Desafortunadamente, estos sistemas se encuentran todavía en fase de investigación y desarrollo y no están aún disponibles para su instalación a escala real.

2.4.2. Sistemas de recogida y transporte

El sistema de separación en acera mediante contenedores específicos debe diseñarse para cumplir en todo momento las necesidades de la población productora de los residuos. Para ello, a la vista de las cantidades producidas de cada residuo deben analizarse los siguientes factores:

- El diseño de los vehículos especiales para la recolección de los residuos en acera
- El tamaño de los contenedores
- La frecuencia de recogida de los contenedores

La recogida de RSU no seleccionados en una zona urbana puede ser difícil. Además, a medida que aumenta la cantidad total de residuos a gestionar, la logística de la recogida se hace más compleja.

Las operaciones de recolección de RSU incluyen:

- i. La recogida de los RSU desde los distintos orígenes
- ii. El transporte hasta el lugar de vaciado de los vehículos
- iii. La descarga en el lugar de destino

En la actualidad, la recogida de los contenedores se suele realizar mediante vehículos mecanizados (de carga frontal o lateral), quedando la recogida manual casi exclusivamente dedicada a la recogida de residuos procedentes de viviendas aisladas. Los programas de recogida selectiva en acera normalmente presentan una tasa de participación mucho más alta que los programas de centros de recolección selectiva.

Los sistemas de recolección de residuos se clasifican según su modo de operación en:

- Sistemas de contenedor: idóneos para la recolección de residuos procedentes de centros con una alta tasa de generación. Utilizan contenedores relativamente grandes, reduciendo su tiempo de manipulación. Normalmente utilizan camiones eleva-contenedor, camiones volquete o sistemas de contenedor-remolque
- Sistemas de caja fija: se pueden utilizar para la recolección de todo tipo de residuos y suelen ir equipados con mecanismos internos de compactación. No son aptos para la recogida de residuos industriales pesados y residuos de construcción y demolición (RCD)

El diseño de la plantilla de personal necesaria debe fundamentarse también en el sistema de recolección finalmente escogido. En los sistemas de contenedor, excepto en el caso en que se recojan residuos peligrosos, generalmente se cuenta con un único conductor-recolector (responsable de conducir el vehículo, cargar los contenedores llenos en el vehículo de recolección, vaciar los contenedores en el lugar de evacuación y devolver a su lugar los contenedores vacíos). En los sistemas de caja fija, se puede contar con 2 o 3 personas, incluyendo conductor y ayudante(s).

Para establecer las necesidades de vehículos y mano de obra en los diversos sistemas y métodos de recolección, se debe determinar el tiempo unitario necesario para llevar a cabo cada tarea. Mediante la separación de las actividades de la recolección en operaciones unitarias se puede:

- Desarrollar datos de diseño y relaciones válidas entre los parámetros del sistema
- Evaluar las variables asociadas con las actividades de recolección y las variables relacionadas o controladas por la localización individual

2.4.3. Operaciones de pretratamiento

Una vez los residuos han sido recogidos en los centros de producción (contenedores en acera en áreas urbanas y polígonos industriales), éstos deben ser transportados hasta la planta de tratamiento en la que se realicen las operaciones de separación y valorización de residuos, de acuerdo con los requisitos contemplados por la legislación vigente.

En una planta de tratamiento mecánico-biológico habitualmente se realizan dos operaciones:

- i. Operaciones de pretratamiento
- ii. Operaciones de valorización energética

En la figura 2.5 se muestra un ejemplo de diagrama de flujo de una planta de tratamiento mecánico-biológico de fabricación de compost. En ella, se marcan en gris los rechazos de cada uno de los procesos, que son finalmente depositados en vertedero controlado.

Las operaciones de pretratamiento tienen como objetivo conseguir la mayor cantidad posible de subproductos para su reciclado o reutilización posterior. Habitualmente, como resultado de las operaciones de pretratamiento se obtienen los siguientes subproductos:

- Voluminosos
- Papel y cartón
- Vidrio
- Brik
- Film
- Metales: férrico bote, chapajo, aluminio, pequeños electrodomésticos (PAE)
- Plásticos: PEAD envases, PEAD cajas, plástico PET y plástico MIX

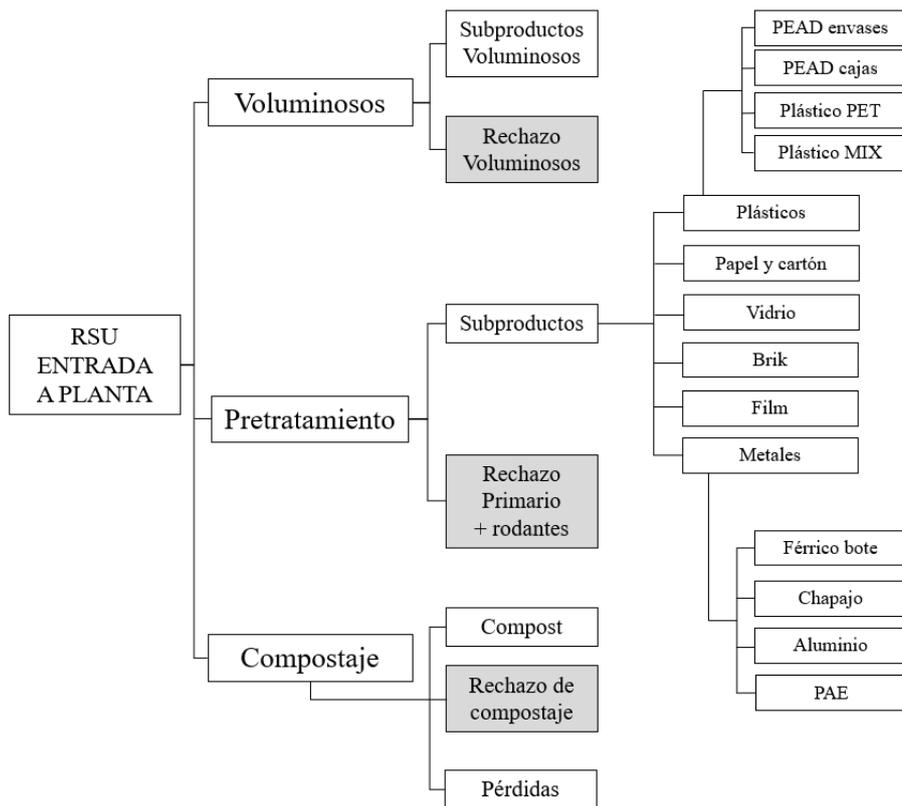


Figura 2.5.- Diagrama de flujo de las operaciones de una planta TMB

Los procesos de separación y clasificación de cada uno de los subproductos pueden realizarse de forma manual o automática, siendo esta última la tendencia más reciente en España. Las técnicas de separación y clasificación automática de residuos utilizan la siguiente maquinaria específica:

- Cabinas de control y de triaje manual
- Separación por tamaño: cribas vibratorias, cribas trómel, cribas de discos
- Separación por densidad: clasificadores neumáticos, por flotación, stoner
- Separación magnética: imanes o electroimanes
- Separación por campo electrostático
- Separación por corriente Foucault
- Separadores ópticos
- Separación por aspiración
- Cintas transportadoras
- Compactadores
- Contenedores de almacenamiento
- Embaladoras

2.4.4. Operaciones de valorización energética de residuos

Las técnicas de valorización energética de residuos tienen como objetivo aprovechar al máximo la energía contenida en los residuos. La definición legal del término "valorización" viene incluida en el apartado r) del artículo 3 de la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados:

Valorización: cualquier operación cuyo resultado principal sea que el residuo sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales, que de otro modo se habrían utilizado para cumplir una función particular, o que el residuo sea preparado para cumplir esa función en la instalación o en la economía en general. En el anexo II se recoge una lista no exhaustiva de operaciones de valorización.

Las operaciones de valorización energética más habituales son las realizadas en las plantas de tratamiento mecánico-biológico (TMB) de residuos y tienen como objetivo la obtención de compost (o material bioestabilizado) o la obtención de biogás (mediante procesos de digestión anaerobia). Otras tecnologías de valorización de residuos, distintas a tecnologías TMB disponibles en la actualidad, son las tecnologías de tratamiento térmico:

- Combustión
- Gasificación
- Pirólisis
- Incineración con recuperación de energía

2.4.5. Operaciones de eliminación de residuos

Las operaciones de eliminación de residuos vienen definidas por el apartado v) del artículo 3 de la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados:

Eliminación: cualquier operación que no sea la valorización, incluso cuando la operación tenga como consecuencia secundaria el aprovechamiento de sustancias o energía. En el anexo I se recoge una lista no exhaustiva de operaciones de eliminación.

De forma general, las operaciones de eliminación de residuos se refieren a técnicas de incineración sin recuperación de energía o al depósito de los residuos en vertedero controlado.

En España, los vertederos son la principal alternativa para la eliminación de residuos, a pesar de que se conoce su contribución al calentamiento global (debido a las emisiones de metano) y la existencia de otros riesgos asociados (combustiones que generan incendios, toxicidad, contaminación por lixiviado, etc.) [17], [18].

2.5. Los vertederos tradicionales de residuos sólidos urbanos

Tradicionalmente, la eliminación de residuos en vertedero ha constituido un procedimiento muy utilizado y recurrido, de fácil explotación y, en la mayoría de los casos, utilizado de forma incontrolada. A medida que se ha incrementado la producción de residuos y la normativa se ha hecho más exigente, la utilización de los vertederos está cada vez más restringida y con muchos mayores controles ambientales, lo que hace disminuir su uso masivo e incontrolado [15].

Como se ha dicho en el apartado 2.2, el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, define el vertedero como una instalación de eliminación de residuos mediante su depósito subterráneo o en superficie, por períodos de tiempo superior a un año en residuos no peligrosos y superior a seis meses para residuos peligrosos.

De acuerdo con este Real Decreto, un vertedero es un almacenamiento con carácter definitivo de residuos en tierra, en el que se deben controlar y someter a seguimiento todos los aspectos ambientales al objeto de no afectar al entorno, o en todo caso, conseguir que los efectos ambientales sean mínimos. También estaría incluida la posibilidad de almacenamiento subterráneo, opción no utilizada para residuos urbanos.

Diversos autores también han definido de forma concreta el concepto de vertedero controlado, destacando:

- Un vertedero controlado es fundamentalmente una obra de ingeniería, que precisa de una impermeabilización correcta, acorde con el terreno donde se ubica, de conducciones para los lixiviados y los gases producidos en la descomposición

de los residuos, los cuales deberán estar correctamente colocados y cubiertos con los materiales adecuados [19].

- El vertedero controlado o sanitario se puede definir como un método consistente en enterrar los residuos en la tierra mediante operaciones controladas y con un diseño adecuado; los residuos pueden llegar en masa, pretratados, clasificados, en balas, incinerados, etc., y allí son compactados por maquinaria apropiada [20].
- Los vertederos son importantes proyectos constructivos que deben ser convenientemente situados, diseñados, construidos, explotados, sellados y clausurados. Hoy en día son construidos y explotados siguiendo criterios científicos e ingenieriles, atendiendo especialmente al impacto social y medioambiental [21].
- El relleno sanitario o vertedero es una técnica para la disposición de residuos sólidos en el suelo sin causar perjuicio al medio ambiente y sin causar molestias o peligro para la salud y seguridad pública. Esta técnica utiliza principios de ingeniería para confinar los residuos en un área lo menor posible, reduciendo su volumen al mínimo practicable, para cubrir los materiales así depositados con una capa de tierra con la frecuencia necesaria [22].

Así pues, los residuos almacenados deben haber sido sometidos a un tratamiento previo y sólo cabe eliminar en vertederos aquellos que no puedan ser aprovechados o reciclados [23]. Sin embargo, una importante fracción (en ocasiones su totalidad) de los residuos generados en España y en los países mediterráneos terminan en vertederos, sea cual sea el sistema de tratamiento empleado [24].

Por lo tanto, el vertedero siempre es el último eslabón en todos los sistemas de tratamiento, ya que, incluso con la implantación de las técnicas de minimización de producción de residuos, de reciclaje y de transformación de los mismos, la evacuación de los residuos en vertederos controlados sigue siendo un elemento importante en el sistema de gestión de residuos.

2.5.1. Selección del emplazamiento

La ubicación de un vertedero es un complicado proceso en el cual su éxito depende de factores de diseño, impacto y valores comunitarios que deben considerar la combinación de parámetros sociales, medioambientales y técnicos, que a su vez supongan la minimización de costes, desde el punto de vista de su construcción y explotación [25], [26].

Así pues, y de forma general, se considera que en la selección del emplazamiento de los vertederos controlados influyen tres tipos de factores: funcionales, económicos y sociales, entre los que destacan los siguientes.

- i. Geología e hidrogeología. Es quizás el condicionante más importante a los efectos de no dañar, a causa de los lixiviados, la calidad de las aguas subterráneas, acuíferos subsuperficiales o lechos de roca.

- ii. Ambientales. Los vertederos controlados se deben instalar en áreas con nulo o escaso interés ambiental, con escasa o nula vegetación y obviamente sin ningún tipo de protección de fauna y flora, arqueológica, geológica, paisajística, etc., estando especialmente prohibida su ubicación en espacios protegidos.
- iii. Distancias a viviendas. Se deben cumplir y mantener, dentro de límites tolerables, las condiciones relativas a la seguridad e higiene públicas.
- iv. Topografía. Se debe tener en cuenta la topografía local porque afectará al tipo de operación de vertido utilizada, a las necesidades de equipamiento y al trabajo necesario para hacer que el lugar sea utilizable [11].
- v. Disponibilidad del material de recubrimiento. Este factor es importante desde el punto de vista de la planificación de la explotación, especialmente por su importante peso en los costes asociados a ella.
- vi. Accesibilidad. Este punto, evidentemente necesario desde el punto de vista funcional, tiene además dimensión económica puesto que, en general, siempre es posible realizar los accesos correspondientes en los casos en que no existan.
- vii. Distancia de transporte. La distancia de transporte puede afectar significativamente al diseño y a la operación global de un sistema de gestión de residuos. Aunque son deseables distancias mínimas, como la localización de vertedero normalmente se determina por necesidades ambientales y políticas, el transporte a larga distancia actualmente es muy común [11].
- viii. Climatología. La influencia de este factor se produce fundamentalmente sobre la planificación de la explotación, llegando a impedir en algunos casos la explotación del vertedero. En general conviene zonas con una pluviometría baja y con temperaturas máximas no muy altas ni mínimas muy bajas. Respecto al viento conviene zonas resguardadas y con vientos dominantes que no se dirijan a las zonas pobladas.
- ix. Usos futuros del terreno. Una de las ventajas de un vertedero clausurado es que se dispone de una superficie grande de terreno para otros usos. Si la decisión sobre el uso futuro del vertedero se toma antes de iniciar la explotación, es posible planificar ésta para obtener una topografía final prefijada.
- x. Sociales. Actualmente, la presión social puede decidir la implantación o no de un vertedero (fenómeno NIMBY - *Not In My Back Yard*). Por tanto, el punto de vista ciudadano ha de ser incorporado en la toma de decisiones, mediante un amplio proceso de información pública.

2.5.2. Impermeabilización del vaso y drenaje exterior

Según el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, todo vertedero deberá estar situado y diseñado de forma que cumpla las condiciones necesarias para impedir la contaminación del suelo, de las aguas subterráneas o de las aguas superficiales y garantizar la recogida eficaz de los lixiviados.

La protección del suelo, de las aguas subterráneas y de las aguas superficiales durante la fase activa o de explotación del vertedero se conseguirá mediante la combinación de una barrera geológica y de un revestimiento artificial estanco bajo la masa de residuos.

Existe barrera geológica cuando las condiciones geológicas e hidrogeológicas subyacentes y en las inmediaciones de un vertedero tienen la capacidad de atenuación suficiente para impedir un riesgo potencial para el suelo y las aguas subterráneas.

Esto se consigue cuando la base y los lados del vertedero disponen de una capa mineral con unas condiciones de permeabilidad y espesor cuyo efecto combinado sea por lo menos equivalente al derivado de los requisitos siguientes:

- Vertederos para residuos peligrosos: $K \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s; espesor ≥ 5 m
- Vertederos para residuos no peligrosos: $K \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s; espesor ≥ 1 m
- Vertederos para residuos inertes: $K \leq 1,0 \cdot 10^{-7}$ m/s; espesor ≥ 1 m

Cuando la barrera geológica natural no cumpla estas condiciones, ésta deberá complementarse con una barrera geológica artificial, que consistirá en una capa mineral de un espesor no inferior a 0,5 metros.

Además de las barreras geológicas descritas, deberá añadirse un revestimiento artificial impermeable bajo la masa de residuos y un sistema de recogida de lixiviados.

2.5.3. Producción y captación de lixiviados

El Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero establece la necesidad de recoger las aguas contaminadas y los lixiviados, teniendo en cuenta las características del vertedero y las condiciones meteorológicas. Para ello, se diseñará un sistema de drenaje y evacuación de los lixiviados, así como un sistema de almacenamiento previo a su tratamiento.

Los métodos para evaluar la producción de lixiviados se exponen en el apartado 3.2.

2.5.4. Producción y captación de biogás

En el apartado 4 del Anexo I del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, sellado y restauración ambiental, se establecen las medidas a disponer en el vertedero para controlar las emisiones de gases de vertedero (biogás) a la atmósfera:

- 1. Se tomarán las medidas adecuadas para controlar la acumulación y emisión de gases de vertedero.*
- 2. En todos los vertederos que reciban residuos biodegradables se recogerán los gases de vertedero, se tratarán y se aprovecharán. Si el gas recogido no puede aprovecharse para producir energía, se deberá quemar.*

3. La recogida, tratamiento y aprovechamiento de gases de vertedero se llevará a cabo de forma tal que se reduzca al mínimo el daño o deterioro del medio ambiente y el riesgo para la salud humana.

Los métodos para evaluar la producción de biogás se exponen en el apartado 3.1.

2.5.5. Estabilidad de taludes de residuos

En el apartado 6 del Anexo I del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero se establecen las medidas a disponer en el vertedero para garantizar la estabilidad de los taludes de residuo:

La colocación de los residuos en el vertedero se hará de manera tal que garantice la estabilidad de la masa de residuos y estructuras asociadas, en particular para evitar los deslizamientos. Cuando se instale una barrera artificial, deberá comprobarse que el sustrato geológico, teniendo en cuenta la morfología del vertedero, es suficientemente estable para evitar asentamientos que puedan causar daños a la barrera.

La evaluación de los parámetros geotécnicos en vertederos debe ser objeto de análisis específico, tal como se expone en el apartado 3.3.

2.5.6. Sellado, clausura, restauración ambiental y vigilancia post-clausura

Una vez que el vertedero se ha colmatado y se ha alcanzado su configuración final de llenado, es necesario proceder a las obras de sellado, clausura y restauración ambiental. Estas actuaciones deben ser objeto de un proyecto técnico específico que debe incluir las medidas de protección y vigilancia post-clausura. De acuerdo con la legislación vigente, la fase de vigilancia post-clausura se extiende durante 30 años tras la ejecución de las obras de sellado y restauración ambiental.

Las operaciones correspondientes al sellado son las siguientes:

- Compactación y cubrición de la capa final de residuos
- Colocación de los elementos finales de la red de captación de biogás
- Disposición del paquete de sellado, compuesto por varias capas
- Restauración vegetal

Los objetivos buscados por la capa de sellado son los siguientes:

- i. Limitar la percolación del agua de lluvia, reduciendo la producción de lixiviados.
- ii. Proporcionar un suelo adecuado para soportar el desarrollo de la vegetación,
- iii. Proporcionar un espesor suficiente para dar soporte al enraizamiento de la vegetación.

- iv. Aportar porosidad y permeabilidad suficientes para permitir la infiltración de la escorrentía superficial.

Uno de los requisitos ambientales perseguidos a la hora de clausurar un vertedero de RSU es conseguir una correcta restauración ambiental. Ésta puede abordarse con el fin de dotar al emplazamiento de unos usos futuros o simplemente pretendiendo una integración de un lugar degradado en el entorno natural de forma armoniosa.

La vegetación a introducir serán especies arbóreas de rápido crecimiento y que sean poco exigentes, para asegurar resultados óptimos y necesarios de cara a mejorar la estabilidad del suelo, así como especies autóctonas y que se encuentran representadas en el entorno.

2.5.7. Problemática de los vertederos tradicionales

En el artículo 7 del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero se establecen las condiciones que deben establecerse para garantizar la protección de la salud humana y del medio ambiente:

1. Las autoridades competentes adoptarán las medidas necesarias para asegurar que la gestión de los residuos se realice sin poner en peligro la salud humana y sin dañar al medio ambiente y, en particular:

a) no generarán riesgos para el agua, el aire o el suelo, ni para la fauna y la flora;

b) no causarán incomodidades por el ruido o los olores; y

c) no atentarán adversamente a paisajes ni a lugares de especial interés legalmente protegidos.

2. Las medidas que se adopten en materia de residuos deberán ser coherentes con las estrategias de lucha contra el cambio climático.

Los lixiviados de vertedero son una de las fuentes de contaminación del suelo y de las aguas subterráneas. Su contención y almacenamiento en el interior del vaso de vertido debe garantizarse mediante la instalación de la capa de impermeabilización construida en el fondo y en las paredes del vaso [27].

La generación de biogás es uno de los problemas medioambientales de los vertederos en los que se depositan residuos con materia orgánica. Puede generar los siguientes impactos [15]:

- Afectar a la seguridad e higiene de trabajadores y población aledaña al vertedero. Esta afección puede ser únicamente una molestia, como los olores, o un riesgo serio para la salud, debido principalmente al riesgo de incendio y explosión, a los efectos tóxicos de algunos de sus componentes y al riesgo de asfixia.

- Influir en el desarrollo de la vegetación, tanto en el vertedero como en terrenos colindantes. Los daños en la vegetación pueden ser en forma de clorosis, defoliación y pérdida de ramaje, crecimiento enano de la vegetación, desarrollo superficial de las raíces y hasta la muerte de la vegetación en casos severos.
- Afectar al medio ambiente global: se calcula que entre un 12% y un 19% del metano emitido a la atmósfera tiene su origen en los vertederos.

Estos problemas conducen a que la eliminación controlada del biogás sea necesaria para que un depósito de rechazos merezca ser considerado como realmente controlado y, por esta razón, las diferentes legislaciones han ido exigiendo, cada vez de una manera más estricta, la incorporación de la extracción y tratamiento controlado del biogás a la gestión de los depósitos de rechazos.

Los vertederos inducen muchos otros impactos ambientales negativos sobre el entorno, incluyendo la posible inestabilidad de los taludes y multitud de aspectos sociales y económicos que deben ser analizados minuciosamente antes de emitir la Autorización Ambiental Integrada que permita el inicio de las operaciones de llenado.

3. Estado del arte

3.1. La producción de biogás en vertederos de residuos sólidos urbanos

3.1.1. Introducción

El biogás, también llamado gas de vertedero, se origina en condiciones anaerobias por descomposición de la materia orgánica presente en los residuos [28]–[30]. El biogás está formado por una mezcla de gases compuesta fundamentalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), junto con otros gases como el nitrógeno (N_2), el oxígeno (O_2) y otros compuestos en menores proporciones (sulfuro de hidrógeno (H_2S), benceno (C_6H_6), vapor de mercurio...) [31], [32].

La composición principal del biogás dependerá de cómo se desarrolle el proceso de degradación de la materia orgánica, mientras que la aparición de compuestos en cantidades traza está ligada a la composición química de los residuos [33], [34].

El metano, el dióxido de carbono y otros compuestos halocarbonados presentes en el biogás son gases que contribuyen al efecto invernadero, es decir, impiden que la radiación infrarroja salga de la atmósfera al absorberla, generando calor en este proceso que retorna a la superficie de la tierra [35].

A pesar de que el metano se encuentra, en orden de importancia por el efecto invernadero, por detrás del dióxido de carbono (tabla 3.1), su potencial de calentamiento es 22 veces superior [36].

Tabla 3.1.- Contribución relativa al efecto invernadero de gases de origen antropogénico

<i>Gas</i>	<i>Contribución relativa al efecto invernadero (%)</i>
CO ₂	66
CH ₄	18
CFC (clorofluorocarbonos)	11
Óxidos de nitrógeno	5

[37]

En ocasiones, la presencia de un alto contenido en nitrógeno en los residuos depositados en el interior del vertedero ocasiona emisiones de óxido nitroso, que aumentan el calentamiento de la atmósfera [38]. Los compuestos halocarbonados, que pueden encontrarse también en el biogás, degradan la capa de ozono y acrecientan el efecto invernadero [39], [40].

Los vertederos de residuos sólidos urbanos constituyen una de las mayores fuentes de emisión de metano, representando entre el 12% y el 19% del total de las emisiones [17], [29], [41].

Por todo lo anterior, los motivos por los que es importante la captación y control del biogás en vertederos son los siguientes [11], [42]–[44]:

- Reducir los posibles efectos negativos sobre la salud humana y sobre el equilibrio medioambiental
- Reducir las emisiones de gases de efecto invernadero
- Aprovechar el potencial del biogás para la cogeneración energética

3.1.2. Composición del biogás

La tabla 3.2 muestra la composición media del biogás procedente de vertederos de RSU.

El poder calorífico del biogás y, por tanto, su capacidad potencial para generar energía, dependen fundamentalmente de su contenido en metano, que es el componente más importante. El metano es un gas incoloro, inodoro e inflamable, con una densidad relativa de 0,56 (más ligero que el aire). No presenta toxicidad, pero en lugares cerrados puede llegar a desplazar el oxígeno y provocar la asfixia con niveles de oxígeno inferiores al 18% en volumen [35]. Por todo ello, es necesario incorporar sistemas de detección de fugas en las instalaciones en las que se produce biogás.

El dióxido de carbono también es incoloro e inodoro, y desplaza al oxígeno. En presencia de agua a altas presiones forma ácido carbónico y es corrosivo [37]. Exposiciones a niveles inferiores al 1,5% en volumen pueden ser tóxicas [45]. Si se elimina el CO₂ aumenta el poder calorífico del biogás, haciendo posible la mezcla con gas natural en la red de distribución.

Tabla 3.2.- Composición media del biogás en vertederos de RSU

Componente	Valor típico (% vol)						
	1	2 (MVO)	3	4	5	6	7
CH ₄	63,8	88	40-60	45-60	35-60	60	63,4
CO ₂	33,6	89,3	40-60	40-60	35-45	39,62	18
O ₂	0,16	20,9	-	-	0-2,5	0,55	4,8
N ₂	2,4	87	5	2-5	0-20	-	13,8
H	0,05	21,1	-	0-0,2	-	-	-
H ₂ O	1,8	4	-	-	1-10	-	-
CO	-	-	0,001	0-0,2	-	49,52*	-
NH ₃	-	-	30	0-0,2	-	-	-
H ₂ S	-	-	0,015	0-1	0-0,1	34,21*	11

(1 y 2) [46] (3) [47] (4) [37] (5) [48] (6) [35] (7) [49]
(MVO) Máximo valor observado (*) ppm

El monóxido de carbono puede encontrarse en el biogás en bajas concentraciones. Como los gases anteriores, es inodoro e incoloro, pero además es tóxico e inflamable. La aparición de CO indica la presencia de combustiones incompletas en el interior del vaso de vertido [35].

El oxígeno no forma parte del biogás, ya que éste se origina por una descomposición en condiciones anaerobias. No obstante, su presencia se debe a la entrada de aire a través de las chimeneas de captación de biogás, ya que el sistema de desgasificación trabaja a presión relativa negativa para facilitar la conducción y aspiración del biogás [39], [45].

La aparición del oxígeno provoca cambios en la composición del biogás y puede provocar la explosión del metano cuando se mezcla en determinadas proporciones (figura 3.1).

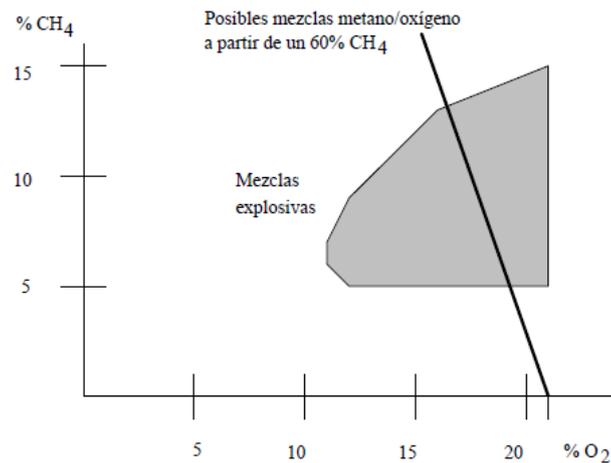


Figura 3.1.- Límites explosivos de la mezcla CH₄ - O₂ [37]

Si el biogás producido, sin mezcla de aire, tiene por ejemplo un 60% de CH₄, el resultado de la existencia de oxígeno dará lugar a mezclas de CH₄ y O₂ según la ecuación 3.1 (considerando la hipótesis de no oxidación del CH₄ a CO₂) [37]:

$$\%CH_4 = \frac{60}{21} \cdot (21 - \%O_2) \quad (3.1)$$

La recta dada por la ecuación 3.1 aparece grafada en la figura 3.1, donde atraviesa claramente la zona de explosividad. Las concentraciones límite se denominan límite inferior de explosividad (LIE) y límite superior de explosividad (LSE) del metano. Estos valores (LIE y LSE) deben considerarse únicamente como una referencia, dado que el rango de explosividad puede sufrir variaciones debido a la presencia de otros compuestos. Por tanto, la captación del biogás emitido por un vertedero de RSU debe realizarse de forma controlada.

La existencia de nitrógeno en la composición del biogás se debe a la entrada de aire en la masa de residuos debido a una mala cobertura, a una incorrecta extracción del biogás o, simplemente, a una mala extracción de la toma de muestra [37].

En las primeras fases de descomposición anaerobia de la materia orgánica se forma hidrógeno, altamente inflamable pero en cantidades pequeñas en el biogás [45].

El biogás normalmente está saturado de vapor de agua [39]. Al captarse a través de las chimeneas de desgasificación, la temperatura del gas disminuye, ya que la temperatura ambiente normalmente es menor. Debido a este enfriamiento, el sistema de desgasificación puede obstruirse por la existencia de condensados. Para evitar estos efectos de obstrucción, es necesaria la instalación de purgas en las cotas más bajas de las líneas de desgasificación [37].

Además de los gases anteriores, el biogás puede contener una cantidad no despreciable de elementos traza u oligoelementos. Se han llegado a identificar más de 100 compuestos diferentes en cantidades traza, muchos de los cuales son orgánicos no metánicos (CONM) y compuestos orgánicos volátiles (COV) [50], [51].

3.1.3. Generación del biogás

Las fases de degradación y descomposición de la materia orgánica presente en los residuos depositados en vertedero han sido objeto de estudio en numerosas investigaciones. No obstante, el número de dichas fases varía entre los diferentes autores: tres fases [37], [40], cuatro fases [41], [48], [52], [53], cinco fases [11], [54]–[56] y ocho fases [57].

La disparidad en las fases consideradas se debe fundamentalmente a que, a pesar de existir numerosos estudios, los resultados no pueden extrapolarse debido a que los experimentos suelen realizarse en lisímetros, en condiciones controladas en laboratorio, o en celdas a escala de vertederos [54], [55], [58], [59]. Además, habitualmente en estos estudios no se proporciona suficiente información acerca de la composición de los

residuos, las características del vertedero simulado y las condiciones climáticas consideradas.

La figura 3.2 muestra el proceso de estabilización de los residuos a partir de la degradación de la materia orgánica en cinco fases secuenciales.

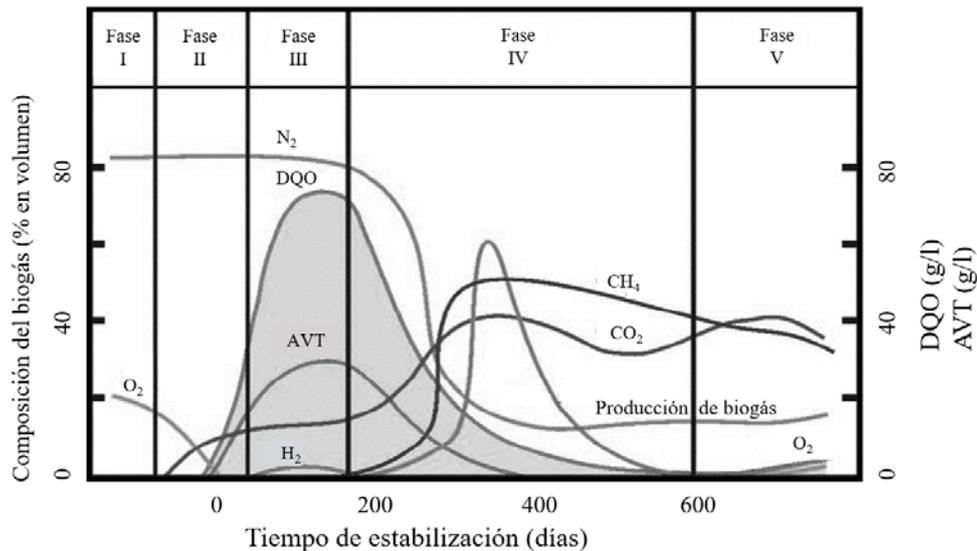


Figura 3.2.- Fases del proceso de formación de biogás en un vertedero de RSU
Adaptada de [54], [60]

La descripción de estas fases de degradación de los residuos se muestra a continuación.

Fase I: Ajuste inicial

La fase de ajuste inicial comienza con el depósito de los RSU en el vertedero y el aumento, por tanto, de la humedad en el interior de éste. Se considera un periodo de aclimatación (tiempo de retardo inicial) hasta que la cantidad de humedad presente pueda desarrollar la actividad microbiana. Se producen cambios en las condiciones ambientales que favorecen las condiciones para que ocurra la descomposición bioquímica [54], [61].

La fase I se corresponde con una etapa aerobia y la descomposición biológica que puede llegar a producirse se debe a la presencia del aire retenido dentro del vertedero. En esta fase, se consume oxígeno y nitratos y los azúcares solubles sirven de fuente de carbono para la actividad microbiana. La cantidad de oxígeno varía en función del grado de compactación de los residuos [11].

Los organismos, tanto aerobios como anaerobios, necesarios para descomponer los residuos proceden en su mayor parte del material de cubrición. En algunos

casos pueden proceder de los fangos digeridos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales y de los lixiviados recirculados [47].

Fase II: Fase de transición

Al agotarse el oxígeno se produce una transformación del entorno, que pasa de aerobio a anaerobio. Los microorganismos anaerobios presentes en el interior del vaso de vertido se activan y comienzan a actuar [61].

En esta fase II, los receptores de electrones como los nitratos y los sulfatos pueden verse reducidos a gas nitrógeno y sulfuro de hidrógeno. Los productos iniciales de la hidrólisis son azúcares solubles, aminoácidos, ácidos carboxílicos de cadena larga y glicerol. La comunidad microbiana, responsable de la conversión del material orgánico de los RSU en metano y dióxido de carbono, comienza a transformar el material orgánico complejo en ácidos orgánicos y otros productos intermedios, tal cual se describe en la fase III [11].

El contenido en humedad de los residuos puede alcanzar el valor de la capacidad de campo, comenzando a producirse lixiviado [54], [61]. Si esto ocurre, el pH del mismo disminuye debido a la presencia de ácidos orgánicos y a las elevadas concentraciones de CO₂ en el interior del vaso [55].

Fase III: Fase ácida

En la fase III, la actividad microbiana se acelera y se producen cantidades significativas de ácidos orgánicos y pequeñas cantidades de gas de hidrógeno.

En esta fase tienen lugar tres procesos consecutivos: hidrólisis, acidogénesis y acetogénesis [47].

Durante la fase ácida predomina la formación de dióxido de carbono (CO₂), generándose también hidrógeno (H₂) en menores cantidades. La existencia de ácidos orgánicos y elevadas concentraciones de dióxido de carbono hacen que el pH del lixiviado presente valores menores de 5. Estos ácidos orgánicos se diluyen en el lixiviado que se forma en el interior de la masa de residuos, haciendo que la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la conductividad eléctrica aumenten de forma significativa [11].

Fase IV: Fase de fermentación del metano - Metanogénesis

Durante esta fase, las bacterias metanogénicas consumen los ácidos intermedios para formar metano y dióxido de carbono [61].

Debido a la transformación de los ácidos presentes en la masa de residuos, el pH en el interior del vertedero aumenta hasta alcanzar valores neutros (6,8-8). El pH del lixiviado también aumenta, ya que se reduce la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y la conductividad eléctrica. Debido a este aumento del pH, los

contaminantes inorgánicos se solubilizan y, por tanto, la concentración de metales pesados en el lixiviado también se ve reducida [47].

La duración de esta fase se prolonga durante años (15 a 30 años en vertederos tradicionales), disminuyendo la actividad lentamente hasta llegar a formarse biogás en concentraciones muy bajas al cabo de 100 años [35].

Fase V: Fase de maduración

En esta fase disminuye la humedad y, por tanto, la formación de gases. También se caracteriza por la descomposición de material biodegradable que en fases anteriores no estaba disponible. La velocidad de formación de biogás decae de manera significativa, ya que la mayor parte de los nutrientes disponibles se han diluido en el lixiviado en fases anteriores y los sustratos remanentes en el interior de la masa de residuos presentan una descomposición lenta [47].

Dado que los residuos se depositan en el vertedero de forma continua y progresiva, es evidente que en un determinado vertedero estas fases se superponen de forma continua a lo largo del tiempo [35].

La estabilización final del vertedero, en términos de degradación de los residuos, dependerá de factores físicos, químicos y biológicos, la edad y las características de los residuos depositados, los controles de operación y gestión y las condiciones externas específicas de la localización de la instalación [61].

La cantidad de biogás producido en vertederos, así como su velocidad de formación o su composición, dependen de varios factores [17], [28], [40]:

- Características de los residuos: cantidades depositadas en el vaso, contenido en materia orgánica, humedad, existencia de nutrientes e inhibidores de la actividad metanogénica
- Tratamiento de los residuos: pretratamiento, tamaño de partícula, recirculación de lixiviados
- Características del vertedero: topografía del vaso, método de explotación, gestión de los lixiviados, gestión del biogás, capas intermedias de regularización
- Condiciones climatológicas: principalmente precipitación, temperatura y evaporación

Junto con el contenido en materia orgánica de los residuos, uno de los parámetros más determinantes en la producción de biogás es la cantidad de humedad presente en el interior del vertedero [58], [62]–[64]. Condiciones óptimas de humedad favorecen el transporte y el desarrollo de bacterias y nutrientes [56], mejorándose la degradación de la materia orgánica [37], [57] y, por tanto, la producción de biogás.

Al comparar la producción de biogás entre residuos no saturados y saturados, se ha llegado a observar incrementos de hasta un orden de magnitud. No obstante, como la densidad de los residuos tiene relación directa con el contenido en humedad, el incremento

en humedad tiene un mayor impacto en la generación de biogás en residuos de baja densidad que en residuos de alta densidad [65]. Esto puede explicarse por la mayor facilidad de movimiento de las bacterias, que mejora la hidrólisis y la metanogénesis [56].

La producción óptima de metano se alcanza con un contenido en humedad en el interior del vertedero entre el 40% y el 60% [39], [64], [66]. Otros estudios elevan ese valor hasta el 80% [58], [67], o hasta alcanzar la capacidad de campo [68].

3.1.4. Modelación de la producción de biogás en vertederos

La producción de biogás en vertederos de residuos a través del tiempo se puede estimar a partir de modelos numéricos. El impacto ambiental que puede causar el metano si se libera a la atmósfera es sustancialmente mayor que el que puede ser ocasionado por el resto de los componentes del biogás. Debido a esto, la mayoría de los modelos de biogás se centran en la estimación de la producción de metano [69], [70].

Los modelos existentes describen de forma simplificada las reacciones químicas, en la mayoría de los casos muy complejas, que suceden durante la degradación de la materia orgánica que contienen los residuos del vertedero [71]. A partir de la ecuación de continuidad de la masa (figura 3.3), y combinando modelos simples basados en ella, los resultados de los modelos permiten conocer cómo funcionan los procesos internos que ocurren en un vertedero [26].

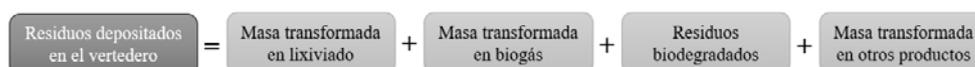


Figura 3.3.- Principio de continuidad de la masa en vertederos de RSU
Adaptada de [72]

En su forma más simple, los modelos de biogás estiman el metano que genera una cantidad unitaria de residuos depositada en un punto del vertedero en un momento determinado. La generación total de metano es la suma de todo el gas generado por todos los residuos depositados en el vertedero. De forma general, los cálculos suelen realizar a escala anual [73].

La utilización de los modelos de biogás persigue diferentes objetivos [69], [73], [74]:

- Diseñar el sistema de captación de biogás y su destino (producción de energía o quema en antorcha)
- Estimar las emisiones de biogás a la atmósfera y evaluar su potencial reducción
- Evaluar y controlar el cumplimiento de la legislación sectorial en vigor

En la práctica, obtener los datos necesarios para estimar la producción de biogás en vertederos es complicado. Habitualmente, muchos de los datos necesarios para poder realizar la modelación no suelen estar disponibles, por lo que la información que se necesita para utilizar los modelos de emisiones se suele estimar a partir de argumentos teóricos o

variables secundarias. Incluso cuando se dispone de datos, éstos generalmente son únicamente una representación estadística de los valores reales [75].

Los resultados de los modelos que estiman la producción de biogás pueden llegar a diferir bastante de las medidas realizadas en campo, siendo las principales causas de estas diferencias las siguientes [30], [54], [73], [75]–[77]:

- El rendimiento real de un vertedero de RSU no queda perfectamente representado por los modelos de predicción de biogás.
- Los parámetros de entrada de los modelos no suelen tener en cuenta las condiciones locales de los vertederos. Esta correlación sólo se presenta en los modelos desarrollados *ad hoc*.
- En muchos modelos se establece la hipótesis de que los residuos se depositan en el vaso de manera instantánea, comenzando la producción de biogás poco tiempo después.
- La composición de los residuos se considera homogénea en la mayoría de los modelos.
- Al comparar los resultados con las mediciones realizadas en campo, hay que tener en cuenta que éstas están bajo la influencia del sistema de extracción implementado en el vertedero: número de chimeneas y ubicación, forma de extracción, estado de los elementos de la instalación, etc.
- Algunos modelos parten de la hipótesis de que se capta la totalidad del biogás producido.

No obstante, la aplicación de modelos de estimación de la generación de biogás proporciona ventajas, siempre y cuando su uso se lleve a cabo conociendo las limitaciones y desviaciones que pueden presentar con respecto a la producción real de biogás, que en algunos casos pueden llegar a ser superiores al 50% [40].

El uso de datos específicos y el desarrollo de modelos individualizados para cada vertedero puede contribuir a la reducción de esta incertidumbre y a la obtención de estimaciones de biogás más ajustadas con la generación real.

3.1.4.1. Parámetros que definen la producción de biogás

La mayoría de los modelos que estiman la producción de biogás en vertederos de RSU, independientemente de su complejidad, tipo o validación, consideran los siguientes parámetros [56], [71]:

- Potencial inicial de producción de biogás: volumen esperable de gas generado a partir de una determinada cantidad de residuos.
- Producción acumulada de biogás: volumen de gas realmente producido en un tiempo dado a partir de una determinada cantidad de residuos.
- Potencial de producción de biogás: volumen de gas que se generará tras un determinado tiempo t a partir de una determinada cantidad de residuos.

- Tasa de generación del biogás: volumen de gas producido a partir de una determinada cantidad de residuos sobre el tiempo.

La figura 3.4 muestra una simplificación de los parámetros de producción de biogás empleados en los modelos.

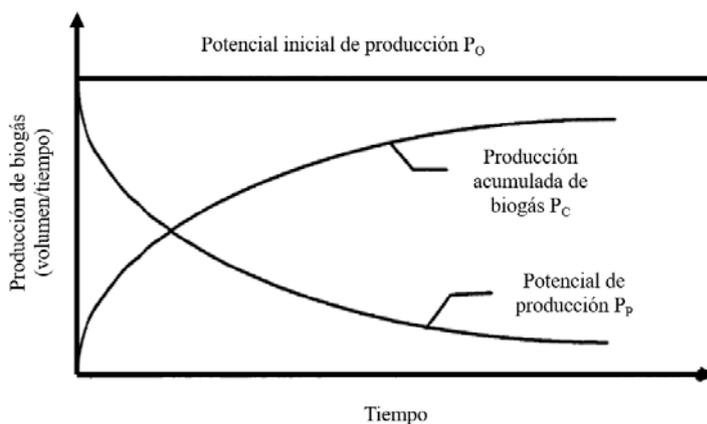


Figura 3.4.- Parámetros de producción de biogás
Adaptada de [56]

Los modelos que evalúan la producción de biogás estiman el potencial de producción partiendo de ecuaciones estequiométricas que reproducen la degradación de la materia orgánica presente en los residuos. La tasa de generación de biogás se calcula mediante modelos cinéticos.

Ecuaciones estequiométricas

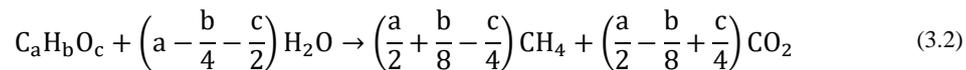
En el interior del vertedero se producen reacciones físicas, químicas y biológicas que transforman compuestos complejos presentes en los residuos en compuestos más simples y, sobre todo, más estables. Estas reacciones alteran las características de los residuos y consiguen, con el tiempo, la estabilización de la masa depositada en el vaso [11], [56].

La degradación de la materia orgánica contenida en los residuos se produce porque existe un sustrato con nutrientes (carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno) que contribuye al crecimiento de los microorganismos existentes, que transforman el sustrato en gases como el dióxido de carbono y el metano [78].

Las ecuaciones estequiométricas que rigen las reacciones químicas en el interior de la masa de residuos se ven influenciadas por las condiciones ambientales impuestas [79]. En el caso de la evaluación del biogás generado en vertedero, la degradación de la materia orgánica se produce en condiciones anaerobias.

A partir de estas ecuaciones, se puede evaluar la máxima producción potencial teórica de biogás, ajustando la estequiometría de la reacción a los datos disponibles de composición de residuos y materia orgánica presente en ellos.

Una de las primeras formulaciones que describe la degradación anaerobia de la materia orgánica es la propuesta por Buswell y mostrada en la ecuación 3.2 [80], [81]:

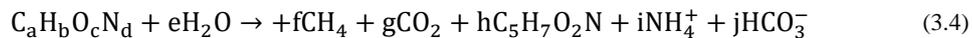


Según la formulación de Buswell, la materia orgánica se descompone totalmente, proporcionando la máxima producción teórica de biogás, como mezcla de metano y dióxido de carbono.

La incorporación del nitrógeno en la formulación dio lugar a la reacción estequiométrica mostrada en la ecuación 3.3, donde la materia orgánica se somete a una degradación incompleta [82]:

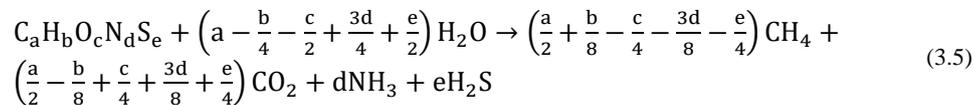


La ecuación 3.4 muestra una variación de la ecuación 3.3 [67]:

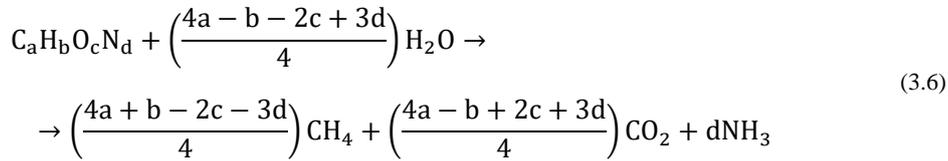


Dada la elevada incertidumbre a la hora de estimar la producción de biogás en un vertedero de RSU, cuando se utilizan estas ecuaciones estequiométricas en la modelación, normalmente se prefiere considerar aquellas que consideran la degradación completa, dado que son más sencillas de ajustar y no introducen incertidumbre adicional. Las ecuaciones de degradación parcial de la materia orgánica únicamente deberían utilizarse cuando se dispusiera de datos específicos sobre la composición de la masa de residuos depositada en el vaso una vez hubiera transcurrido tiempo suficiente como para que la degradación de la materia orgánica se hubiera desarrollado completamente. Estos datos no suelen estar disponibles en situaciones reales.

La ecuación 3.5 permite calcular también las concentraciones de amoníaco y sulfuro de hidrógeno que se generan en el proceso [83]:



Como caso particular de la ecuación 3.3, puede obtenerse la formulación estequiométrica que describe la degradación completa en fase anaerobia de la materia orgánica presente en el vertedero. Esta formulación considera como productos finales la generación de metano, dióxido de carbono y amoníaco, tal cual se muestra en la ecuación 3.6 [11], [47]:



La formulación mostrada en la ecuación 3.6 ha sido la finalmente escogida para desarrollar el modelo BIOLEACH, que será comentado con detalle en el capítulo 4.

Las ecuaciones estequiométricas que expresan la degradación total de la materia orgánica requieren que en el vertedero se den condiciones ideales, ya que se considera que toda la fracción biodegradable se descompone y genera biogás. El resultado que se obtiene indica el máximo límite teórico de la generación de biogás.

Cinética de la reacción

La velocidad con la que se produce biogás en un vertedero de RSU no se mantiene constante a lo largo del tiempo. La evolución temporal de la tasa de generación de biogás en vertederos puede establecerse a partir de diferentes aproximaciones matemáticas [76]:

- Funciones empíricas simples con parámetros cinéticos globales
- Funciones complejas que tratan de representar las cinéticas individuales de los procesos que tiene lugar durante la biodegradación de los residuos
- Modelos numéricos

La mayoría de los modelos identificados en la literatura científica trabajan con parámetros de cinética global, que se ajustan de forma empírica para que las tasas de producción calculadas coincidan con las tasas de producción observadas. Habitualmente, se considera un periodo inicial durante en que no se genera biogás (o su producción es mínima), seguido de un periodo activo de generación, representado por relaciones lineales y/o exponenciales (o sus combinaciones) (figura 3.5).

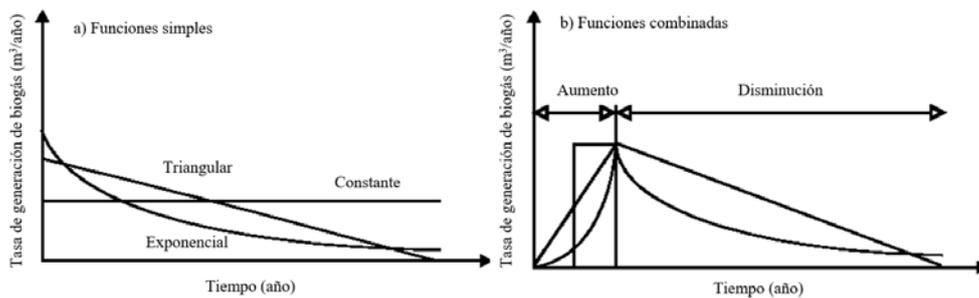


Figura 3.5.- Tasas de generación de biogás
Adaptada de [56], [76]

La principal dificultad a la hora de modelar la producción de biogás no es sólo conocer la cantidad de gas producido, sino también la velocidad y duración del proceso [84]. La ecuación 3.7 es la ecuación general que gobierna la producción de biogás:

$$\frac{dC}{dt} = f(t, C^n) \quad (3.7)$$

donde t representa el tiempo y C la cantidad de metano o materia biodegradable. Es decir, la ecuación 3.7 puede expresar tanto la tasa de degradación de la materia como la tasa de generación de biogás. El exponente n es el orden del modelo o, lo que es lo mismo, el orden de la reacción cinética [85].

3.1.4.2. Modelos de evaluación de la producción de biogás

Los primeros modelos de evaluación de la producción de biogás fueron desarrollados en la década de 1970 [85]. Estos modelos trataban de establecer unas bases racionales para predecir la producción de biogás partiendo de datos limitados [86]. Con el paso del tiempo, aparecieron modelos más cuantitativos [58] y modelos que empleaban ecuaciones cinéticas de orden cero y primer orden [72].

Sin embargo, enseguida quedó de manifiesto la poca disponibilidad de datos reales de campo para poder verificar los modelos desarrollados que describían la generación de biogás a través del tiempo [67].

Diversos estudios han permitido comprobar que los modelos de biogás que emplean cinéticas de orden cero se alejan más de los resultados obtenidos en mediciones reales que los modelos que emplean cinéticas de primer y segundo orden. Los modelos que mejor representan la realidad de los vertederos son los modelos multicomponente, ya que tienen en cuenta los diferentes tipos de residuos susceptibles de biodegradarse. No obstante, en algunas ocasiones los modelos con cinética de primer orden estiman el biogás generado con un error semejante, con la ventaja de utilizar menor número de parámetros [72], [73], [87].

La tabla 3.3 muestra las ecuaciones cinéticas usadas en modelos de evaluación de biogás en vertederos.

A continuación, se describen algunos de los modelos más empleados para estimar la producción de biogás. Es preciso notar que la degradación de la materia orgánica contenida en los residuos depositados en el vertedero queda reducida a parámetros establecidos por defecto que, o bien sólo tienen en cuenta la degradación del carbono orgánico, o proporcionan directamente un volumen de metano generado por masa de residuo depositado en vertedero.

Tabla 3.3.- Ecuaciones cinéticas de modelos de evaluación de biogás

Ecuación cinética	Ecuación
Orden cero: la generación de biogás es constante en el tiempo y no se considera la edad de los residuos	$Q = M \cdot L_0 \cdot (t_i - t_{if})$
Primer orden: la generación de biogás decrece exponencialmente	$Q = M \cdot L_0 \cdot k \cdot e^{-k(t-t_i)}$
Primer orden modificado: se considera un tiempo de desfase en la generación de metano	$Q = M \cdot L_0 \frac{k+s}{s} \cdot (1 - e^{-s(t-t_i)})(ke^{-k(t-t_i)})$
Primer orden multicomponente: se consideran varias fracciones de residuos y diferentes tasas de generación de biogás	$Q = M_i \cdot L_0 \cdot \left[F_R(k_R \cdot e^{-k_R(t-t_i)}) + F_M(k_M \cdot e^{-k_M(t-t_i)}) + F_S(k_S \cdot e^{-k_S(t-t_i)}) \right]$
Segundo orden: las reacciones de degradación son descritas con cinéticas de primer orden y varias tasas de generación	$Q = M \cdot k \left(\frac{L_0}{kL_0t+1} \right)^2$

[53], [70]

EPER Germany

El modelo EPER (*European Pollutant Emission Register*) se utiliza en Alemania y fue desarrollado para calcular las emisiones de metano a la atmósfera. Se trata de un modelo con cinética de orden cero que sólo tiene en cuenta una única tipología de residuos (ecuación 3.8) [76], [88]:

$$M_e = M \cdot BDC \cdot BDC_f \cdot F \cdot D \cdot C \quad (3.8)$$

donde

M_e : emisiones difusas de metano (t CH₄/año)

M: cantidad anual de residuos depositados en vertedero (t RSU/año)

BDC: proporción de carbono biodegradable (0,15) (t C/t RSU)

BDC_f: proporción de carbono biodegradable convertido (0,50)

F: factor de conversión de C en CH₄ (1,33) (t CH₄/t C)

D: eficiencia en la recuperación del biogás. Sin sistema de recuperación (0,9), con sistema de recuperación (0,4), con sistema de recuperación y capa de cubrición (0,1)

C: concentración de metano en el biogás (50) (%)

EPER France

El modelo francés EPER [89] es un modelo que emplea una reacción cinética de primer orden, con tres tipos de tipologías de residuos asociadas a capacidades de producción de metano específicas. El modelo proporciona dos aproximaciones de cálculo: recuperación de biogás conociendo la eficiencia del proceso (ecuación 3.9) y un modelo multicomponente (ecuación 3.10):

$$A = F \cdot H \cdot CH_4 \quad (3.9)$$

donde

A: cantidad de gas captado ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{año}$)

F: tasa de extracción del biogás ($\text{m}^3 \text{LFG}/\text{h}$)

H: horas anuales de funcionamiento del compresor ($\text{h}/\text{año}$)

CH_4 : concentración de metano en el biogás ($\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{m}^3 \text{LFG}$)

$$FE_{\text{CH}_4} = \sum_x FE_0 \cdot \left(\sum_{1,2,3} A_i \cdot p_i \cdot k_i \cdot e^{-k_i t} \right) \quad (3.10)$$

donde

FE_{CH_4} : generación anual de metano ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{año}$)

FE_0 : generación potencial de metano ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg RSU}$)

p_i : fracción de residuo con tasa de degradación k_i ($\text{kg}_i/\text{kg RSU}$)

k_i : constante de degradación de la fracción i (año^{-1})

t : edad de los residuos (año)

A_i : factor de normalización

IPCC orden cero

A partir de datos de población y del contenido en materia orgánica degradable presente en los residuos, este modelo de orden cero [90] estima el metano generado en vertederos. Es un método sencillo con pocos parámetros de entrada, que están establecidos en función de la localización del vertedero (ecuación 3.11).

$$Q = \left(\text{MSW}_T \cdot \text{MSW}_F \cdot \text{MCF} \cdot \text{DOC} \cdot \text{DOC}_F \cdot F \cdot \frac{16}{12} R \right) \cdot (1 - \text{OX}) \quad (3.11)$$

donde

Q: emisiones de metano ($\text{Gg CH}_4/\text{año}$)

MSW_T : RSU totales generados en base a la población ($\text{t RSU}/\text{año}$)

MSW_F : fracción de RSU depositada en el vertedero

MCF: fracción de corrección del metano
DOC: carbono orgánico disponible para la degradación (kg C/kg RSU)
DOCF: fracción de DOC que realmente se degrada
F: fracción de metano presente en el biogás (0,5)
16/12: conversión entre C y CH₄
R: metano recuperado (Gg CH₄/año)
OX: factor de oxidación (0)

IPCC multicomponente

Diez años después de la aparición del primer modelo de biogás del IPCC, se desarrollaba un nuevo modelo multicomponente de primer orden [91]. Una versión simplificada se muestra en la ecuación 3.12:

$$Q_{CH_4} = M_i \cdot L_0 \cdot [F_R(k_R \cdot e^{-k_R(t-t_1)}) + F_M(k_M \cdot e^{-k_M(t-t_1)}) + F_S(k_S \cdot e^{-k_S(t-t_1)})] \quad (3.12)$$

donde

Q_{CH_4} : emisiones de metano (m³ CH₄/año)
 L_0 : potencial de generación de metano (m³ CH₄/t RSU)
 M_i : masa de residuos depositados en la sección i del vertedero (t/año)
 F_R, F_M, F_S : fracciones rápida, moderada y lentamente biodegradables de residuos
 k_R, k_M, k_S : constantes de degradación de cada una de las fracciones de residuos
 t_i : incremento de la edad (años)

LandGEM

Este modelo ha sido desarrollado por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (USEPA, *United States Environmental Protection Agency*) siguiendo una cinética de primer orden. Partiendo de los residuos vertidos y su capacidad de generación de metano, estima la masa de metano generado (ecuación 3.13) [92].

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n k \cdot L_0 \cdot M_i \cdot e^{-kt} \quad (3.13)$$

donde

Q_{CH_4} : metano generado (m³ CH₄/año)
k: constante de generación de metano (0.04) (año⁻¹)
 L_0 : potencial de generación de metano (100) (m³ CH₄/t RSU)
 M_i : masa de residuos en la sección i (t RSU)
 t_i : edad de la sección i considerada (año⁻¹)

LandGEM es uno de los modelos más usados actualmente debido a su sencillez. Además, tanto la composición de los residuos como los valores por defecto de k y L_0 , según el tipo de vertedero, son proporcionados por los protocolos de USEPA [93].

Está basado en el modelo empírico de primer orden Scholl Canyon, cuya hipótesis principal es asumir que la producción de biogás alcanza su valor máximo al terminar la fase inicial de estabilización. Al degradarse parte de la fracción orgánica de los residuos, la tasa de generación de biogás comienza a disminuir [94].

Para tener en cuenta el depósito continuado de residuos a lo largo de los años y mejorar la precisión del modelo, la ecuación 3.13 se modifica de la forma mostrada por la ecuación 3.14:

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \cdot L_0 \cdot \frac{M_i}{10} \cdot e^{-kt_{ij}} \quad (3.14)$$

donde

i : incremento de un año

j : incremento de 0,1 año

t_{ij} : edad de la sección j de la masa de residuos M vertida en el año i

No obstante, existen varias limitaciones a tener en cuenta al aplicar el modelo LandGEM [95]:

- Los residuos depositados se consideran homogéneos y el potencial de formación de metano (L_0) se considera constante, aunque dependa de la materia orgánica existente en cada momento, que es variable.
- El parámetro k también se asume constante, aunque dependa de la humedad, la temperatura y la composición de los residuos.
- Los parámetros que el modelo establece por defecto consideran las variaciones de humedad debidas a la precipitación o a la recirculación de lixiviados, pero no asumen los cambios de temperatura ni la composición de los residuos. Los parámetros que dependen de la localización del vertedero pueden ser modificados por el usuario, aunque esta información rara vez está disponible.

A partir de la modelación inicial de LandGEM, se han desarrollado otros modelos de biogás basados en las características propias de diferentes países (tabla 3.4).

Tabla 3.4.- Modelos de evaluación de biogás basados en LandGEM

País - Región	Modelo
Ecuador	$Q_{LFG} = \sum_0^n \frac{1}{\%_{vol}} k \cdot L_0 \cdot M \cdot e^{-k(t-t_{lag})}$
México Colombia Ucrania	$Q_{LFG} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 2k \cdot L_0 \left(\frac{M_i}{10}\right) \cdot e^{-kt_{ij}} \cdot (MCF) \cdot F$
América Central	$Q_{LFG} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 2k \cdot L_0 \left(\frac{M_i}{10}\right) \cdot e^{-kt_{ij}}$
China Filipinas Tailandia	$Q_{LFG} = \frac{1}{C_{CH_4}} \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \cdot L_0 \left(\frac{M_i}{10}\right) \cdot e^{-kt_{ij}}$

[96]

SWANA

La Asociación de Residuos Sólidos de Norteamérica (*SWANA - Solid Waste Association of North America*) ha desarrollado diferentes modelos para evaluar el biogás en vertederos. El primer modelo se basaba en una cinética de orden cero (ecuación 3.15) [76]:

$$Q = \frac{M \cdot L_0}{(t_0 - t_1)} \quad (3.15)$$

donde:

Q: generación de metano (m³/año).

M: residuos depositados en el vertedero (t RSU)

L₀: potencial de generación de metano (m³ CH₄/t RSU)

t: tiempo (años)

t₀: tiempo de desfase entre el vertido de residuos y el comienzo de la generación de biogás (años)

t₁: tiempo de cese de generación (años)

Para incorporar el efecto de la edad de los residuos depositados sobre la generación de biogás, se estableció un modelo de primer orden (ecuación 3.16) [97]:

$$G = W \cdot L_0 \cdot k \cdot e^{-k(t-t_1)} \quad (3.16)$$

donde:

G: generación de metano (m³/año).

W: residuos depositados en el vertedero (t RSU)

t_1 : tiempo de desfase entre el vertido de RSU y el inicio de la generación de biogás
 k : constante de degradación (año^{-1})

Los últimos modelos propuestos modificaban el anterior para considerar la descomposición de los residuos (ecuación 3.17) y modelar dos fracciones de residuos en función de su velocidad de degradación (ecuación 3.18):

$$G = W \cdot L_0 \cdot \frac{k + s}{s} (1 - e^{-s(t-t_1)}) \cdot (k \cdot e^{-k(t-t_1)}) \quad (3.17)$$

$$G = W \cdot L_0 \cdot [F_R(k_R \cdot e^{-k_R(t-t_1)}) + F_R(k_S \cdot e^{-k_S(t-t_1)})] \quad (3.18)$$

TNO

El modelo TNO, desarrollado por *The Netherlands Organisation of Applied Scientific Research*, surgió en 1994 del estudio realizado en vertederos de los Países Bajos [40]. A partir de la degradación del carbono orgánico de los residuos, se establece una cinética de primer orden para estimar el biogás generado en el vertedero (ecuación 3.19) [88]:

$$\alpha_t = \zeta \cdot 1,87 \cdot A \cdot C_0 \cdot k_1 \cdot e^{-k_1 t} \quad (3.19)$$

donde

- α_t : generación de biogás en un tiempo dado (m^3 biogás/año)
- ζ : factor de disimilación (0,58)
- 1,87: factor de conversión (m^3 biogás/kg C degradado)
- A: cantidad de residuos (t RSU)
- C_0 : cantidad de carbono orgánico en residuos (kg C/t RSU)
- k_1 : constante de degradación (0,094) (año^{-1})
- t: tiempo transcurrido desde el depósito de los residuos (año)

Afvalzorg

Tomando como punto de partida el modelo TNO, la Universidad de Agricultura de Wageningen desarrolló el modelo multicomponente Afvalzorg [98].

La hipótesis principal es la existencia de diferentes tipos de residuos que se degradan a un ritmo diferente. La ventaja de este modelo sobre otros es la posibilidad de considerar ocho categorías de residuos y tres fracciones de carbono orgánico en función de su biodegradabilidad [76], [88], [89].

La formulación que rige el modelo Afvalzorg se muestra en la ecuación 3.20:

$$\alpha_t = \zeta \sum_{i=1}^3 c \cdot A \cdot C_{0,i} \cdot k_{1,i} \cdot e^{-k_{1,i}t} \quad (3.20)$$

donde

α_t : producción del biogás en un tiempo dado (m^3 biogás/año)

ζ : factor de disimilación.

i : fracción de residuo con una tasa de degradación $k_{1,i}$ (kg_i/kg RSU)

c : factor de conversión (m^3 biogás/kg MO degradada) (0,7-0,74)

A : cantidad de residuos (t RSU)

C_0 : cantidad de materia orgánica en residuos (kg MO/t RSU)

$k_{1,i}$: constante de degradación ($año^{-1}$)

t : tiempo transcurrido desde el depósito de los residuos (año)

LFGGEN

Este modelo fue desarrollado en la Universidad Central de Florida [99]. El método de análisis estima de forma estequiométrica la generación de carbono y metano, teniendo en cuenta el desfase de tiempo en el vertido de los residuos (ecuación 3.21). Además, es posible considerar hasta once categorías de residuos biodegradables que se degradan con tres tasas de velocidad diferentes.

$$Q_{sp} = L_0 \cdot \frac{2k}{k(t_p - t_o) + 2} \quad (3.21)$$

donde

Q_{SP} : tasa máxima específica de metano ($m^3/año/kg$ RSU)

L_0 : potencial de la generación de metano (m^3/kg RSU)

t_0 : desfase de tiempo (año)

t_p : tiempo en el que alcanza la tasa máxima específica (año)

k : constante de biodegradación ($año^{-1}$)

GasSim

Este modelo de producción de biogás es el utilizado por el gobierno de Reino Unido. Fue desarrollado por Golder Associates para la Agencia de Medio Ambiente de Inglaterra y Gales [100]. GasSim es un modelo probabilístico en el que la incertidumbre de algunos parámetros puede representarse mediante la técnica de simulación Monte Carlo, que proporciona medida del efecto de dichas incertidumbres.

El modelo parte de datos de composición y cantidad de residuos, tipo de vertedero y forma de explotación. Algunos de los resultados que ofrece GasSim son:

- Estimaciones del biogás producido en el interior del vertedero
- Emisiones del biogás no recogido por el sistema de captación
- Emisiones de la combustión del biogás en antorcha
- Migraciones terrestres del biogás
- Impactos en el ser humano
- Impactos en la calidad del aire a corto y largo plazo

Otros modelos de evaluación de la producción de biogás

- a) Modelo triangular: es un modelo que considera dos fases lineales, creciente y decreciente, que representan la tasa de generación de biogás. Esta tasa de generación depende del tipo de residuo considerado (rápida o lentamente biodegradable) [11], [70], [101]. El modelo triangular ha sido el escogido para su implementación en el modelo BIOLEACH, tal cual se describe en el apartado 4.2.2.
- b) Modelo Palos Verdes: se trata de un modelo de primer orden similar a LFGGEN que considera tres fracciones de residuos y genera igual volumen de biogás en ambas etapas de modelación [53], [101].
- c) Modelo Sheldon Arleta: es un modelo similar a los modelos anteriores, en el que la tasa máxima de generación se alcanza cuando el tiempo de generación es igual al 35% del total de generación de biogás [53], [101].
- d) GASFILL: se desarrolló a partir del estudio del vertedero de Mountain Vie, en Estados Unidos. Considera el tiempo de desfase, crecimiento hiperbólico durante la primera fase y decrecimiento exponencial. Incluye tres fracciones distintas de residuos con sus correspondientes velocidades de descomposición [102]
- e) Modelo Halvadakis: se trata de un modelo representativo de diversos modelos matemáticos complejos para evaluar la generación de biogás. Estos modelos complejos se basan en las secuencias biológicas del crecimiento microbológico en el interior del vertedero, considerando las variables físicas, químicas y biológicas más importantes que afectan a los procesos. Estos modelos presentan dificultad para ser calibrados correctamente, por lo que su utilización no está muy extendida [56].

3.2. La producción de lixiviados en vertederos de residuos sólidos urbanos

3.2.1. Introducción

El lixiviado se genera por la percolación de la precipitación a través de la masa de residuos. A esta precipitación hay que sumarle, principalmente, la humedad propia de los rechazos depositados en el vaso [44], [103]. El resultado de este proceso es un líquido orgánico muy complejo, con componentes, disueltos o suspendidos, que dependen en gran medida de las características de los RSU, así como de muchos subproductos

procedentes de las reacciones químicas y biológicas que se producen en el interior del vertedero [44], [104].

La formación del lixiviado se extiende durante toda la vida útil del vertedero, incluso durante la fase de mantenimiento y post-clausura, hasta que los residuos se degradan y estabilizan completamente [105].

El efecto conjunto de la precipitación y la evaporación en el vertedero provoca que el agua infiltrada o se almacene en los RSU o los atraviese hasta alcanzar el fondo del vaso. Una vez los lixiviados llegan al sistema de captación, son conducidos a la balsa de almacenamiento por gravedad o por bombeo. Posteriormente, estos lixiviados son tratados en estaciones depuradoras (situadas en las cercanías del vertedero o en localizaciones externas, siendo esta última opción la más común) o bien se reintroducen en la masa de residuos mediante un sistema de recirculación [106].

Como se ha comentado anteriormente, los lixiviados de vertedero son una de las fuentes de contaminación del suelo y de las aguas subterráneas. Su contención y almacenamiento en el interior del vaso de vertido debe garantizarse mediante la instalación de la correspondiente capa de impermeabilización construida en el fondo y en las paredes del vaso [27].

3.2.2. Composición del lixiviado

Los ensayos de caracterización del lixiviado proporcionan información necesaria para el control de las operaciones en el vertedero. La composición química del lixiviado es muy variable y depende de varios factores [44], [103], [106]–[110]:

- Condiciones climatológicas
- Factores relacionados con las particularidades del propio vertedero: diseño y operación, método de explotación, existencia o no de recirculación, capas intermedias de regularización, etc.
- Características de los residuos: composición, humedad, tratamiento previo al vertido, etc.
- Procesos que tienen lugar en el vertedero tras el depósito de los residuos: reacciones fisicoquímicas y bioquímicas propias de la descomposición de los residuos

La tabla 3.5 muestra esta variabilidad en la composición del lixiviado. En ella, los rangos de concentraciones de los parámetros mayoritarios de los lixiviados se presentan en función de las fases de estabilización de los residuos. Examinando los valores presentados en la tabla 3.5, se puede concluir que la caracterización del lixiviado depende en gran manera de la edad de los residuos [111].

Tabla 3.5.- Concentraciones de parámetros en el lixiviado en función del grado de estabilización de los residuos

<i>Parámetro</i>	<i>Fase II Transición</i>	<i>Fase III Formación de ácidos</i>	<i>Fase IV Metanogénesis</i>	<i>Fase V Maduración</i>
DBO (mg/l)	100 - 10.900	1.000 - 57.700	600 - 3.400	4 - 120
DQO (mg/l)	480 - 18.000	1.500 - 71.000	580 - 9.760	31 - 900
Carbono orgánico total (mg/l)	100 - 3.000	500 - 27.700	200 - 2.230	70 - 260
Ácidos volátiles (ácido acético) (mg/l)	100 - 3.000	3.000 - 18.800	250 - 4.000	0
Nitrógeno amoniacal (NH ₃ -N) (mg/l)	120 - 125	2 - 1.030	6 - 430	6 - 430
pH	6,7	4,7 - 7,7	6,3 - 8,8	7,1 - 8,8
Conductividad (μS/cm)	2.450 - 3.310	1.600 - 17.100	2.900 - 7.700	1.400 - 4.500

[54]

La interacción fisicoquímica entre el lixiviado y los residuos también modifica la composición de los lixiviados, de forma que los resultados analíticos dependen de la posición concreta del punto en el que se ha tomado la muestra. Se han encontrado, incluso, diferencias entre las características de muestras de lixiviados tomadas en la balsa y muestras tomadas en el interior del vertedero [112].

Según diversos estudios publicados en la literatura consultada, el lixiviado generado en los vertederos se puede clasificar como una mezcla compleja de compuestos químicos y microorganismos [113]. Christensen *et al.* [114] describen el lixiviado de vertedero como una mezcla de cuatro grandes grupos de contaminantes: materia orgánica disuelta, macrocompuestos inorgánicos, metales pesados y compuestos orgánicos xenobióticos. Hay elementos que se pueden encontrar en menores proporciones (boro, arsénico, selenio, litio...), dependiendo del tipo de residuo, de su edad, del grado de compactación en el vertedero y de las condiciones climáticas [115]–[117]. La concentración de los principales constituyentes inorgánicos del lixiviado (calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro, sulfatos...) depende de los procesos de estabilización que ocurren en el interior de la masa de residuos [118].

La materia orgánica disuelta se expresa mediante la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda biológica de oxígeno (DBO) y el carbono orgánico total (COT). Como se observa en la tabla 3.5, en las primeras etapas de un vertedero de residuos sólidos estos valores pueden llegar a ser muy altos [118]. La descomposición de la materia orgánica presente en los residuos también proporciona diferentes coloraciones al lixiviado según su grado de degradación (diferentes tonalidades de amarillo, marrón y negro) [119] y determina la diversidad y concentración de microorganismos presentes en el mismo [120].

En algunos casos, se han encontrado pequeñas concentraciones de compuestos orgánicos como contaminantes orgánicos persistentes (POP), dioxinas y furanos, hidrocarburos

aromáticos policíclicos (PAH), bifenilos policlorados (PCB) y otros hidrocarburos (benceno, xileno, tolueno...) [121]–[123].

Otros autores han encontrado compuestos orgánicos en los lixiviados que pueden tener efectos tóxicos y cancerígenos en los sistemas biológicos y bioacumularse en organismos vivos [115], [118].

Los compuestos orgánicos xenobióticos se asocian principalmente con residuos peligrosos procedentes de las industrias, pero también se encuentran en los residuos domésticos (pilas, productos de limpieza, componentes electrónicos, medicamentos...) [124], [125].

La tabla 3.6 muestra los valores de concentración de diferentes parámetros presentes en los lixiviados procedentes de vertederos de RSU.

Tabla 3.6.- Concentración de parámetros de lixiviados procedentes de vertederos de RSU

<i>Parámetro</i>	<i>Concentración (mg/l)</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Concentración (mg/l)</i>
Alcalinidad (CaCO ₃)	0 - 20.850	Amoniaco	0 - 1.250
Aluminio	0,5 - 85	Nitratos	0 - 9,8
Antimonio	1 - 3,19	Nitritos	0 - 1,46
Arsénico	0 - 70,2	Nitrógeno orgánico	0 - 1000
Bario	0 - 12,5	Nitrógeno Kjeldahl	3.320
Berilio	0 - 0,36	Níquel	0 - 7,5
DBO ₅	0 - 195.000	Fenoles	0,17 - 6,6
Boro	0,413	Fósforo total	0 - 234
Cadmio	0 - 1,16	Fosfato	0,01 - 154
Calcio	5 - 4.080	pH (ud. pH)	1,5 - 9,5
Cloruros	11.375	Potasio	0,16 - 3.370
Cromo	0 - 22,5	Selenio	0 - 1,85
DQO	0 - 89.520	Plata	0 - 1,96
Conductividad (µS/cm)	480 - 72.500	Sodio	0 - 8.000
Cobre	0 - 9,9	Talio	0 - 0,32
Cianuro	0 - 6	Estaño	0 - 0,16
Fluoruro	0,1 - 1,3	Sólidos totales disueltos	584 - 55.000
Dureza (CaCO ₃)	0,1 - 225.000	Sólidos totales suspendidos	hasta 140.900
Hierro	0 - 42.000	Carbono orgánico total	hasta 335.000
Plomo	0 - 14,2	Ácidos volátiles	0 - 19.000
Magnesio	hasta 115.600	Turbidez	40 - 500
Manganeso	0,0 - 1.400	Sulfato	0 - 1.850
Mercurio	0 - 3	Zinc	0 - 1.000

[42]

De esta forma, en los estudios realizados sobre lixiviados de vertederos de RSU, se han llegado a identificar hasta 200 compuestos orgánicos diferentes. Sin embargo, sólo 29 de ellos lo han sido en más de una muestra de lixiviados. Se puede concluir, por tanto, que la composición del lixiviado es específica de cada vertedero [125]–[127].

3.2.3. Generación del lixiviado

Como se ha dicho, los lixiviados de vertedero están compuestos principalmente por la precipitación que se infiltra en el vertedero y percola a través de la masa de residuos. La generación de lixiviados dependerá, por tanto, del movimiento de la humedad existente en el interior del vertedero, entendiendo el vertedero como un medio poroso complejo. Los parámetros relativos a la humedad (figura 3.6) serán determinantes a la hora de establecer cuál es la cantidad de lixiviados generados a lo largo del tiempo en un vertedero de residuos sólidos.

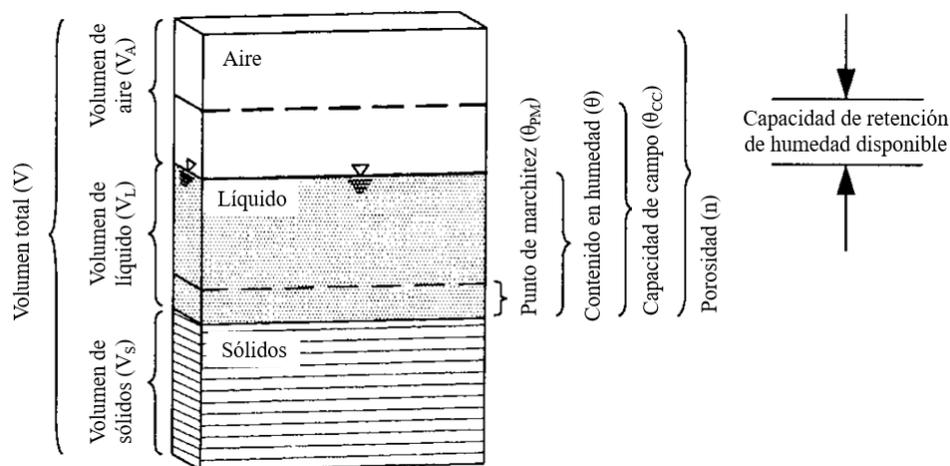


Figura 3.6.- Relación entre las fases volumétricas y los parámetros de humedad en un medio poroso
Adaptada de [128]

3.2.3.1. El movimiento del lixiviado en el vertedero

El flujo vertical a través de un medio poroso saturado se puede formular usando la ecuación de continuidad y la ley de Darcy [129]:

$$q_z = -K_s \cdot i = -K_s \cdot \frac{\partial h}{\partial z} \quad (3.22)$$

donde

q_z : flujo específico vertical [L/T]

i : gradiente hidráulico vertical [L/L]

K_s : conductividad hidráulica en condiciones de saturación [L/T]

h : altura piezométrica [L]

Sin embargo, el movimiento del lixiviado a través de los residuos se caracteriza por ser predominantemente un flujo vertical descendente a través de un medio poroso no saturado en el cual, además, los valores de los parámetros que definen dicho flujo evolucionan con el tiempo.

El movimiento de un fluido en la zona no saturada se puede describir matemáticamente en términos del potencial gravitatorio (z) y del potencial de succión (ψ) partiendo de la definición de altura piezométrica (potencial total) de la forma mostrada en la ecuación 3.23:

$$h = z + \frac{P}{\rho g} = z + \psi \quad (3.23)$$

donde:

- h: potencial total o altura piezométrica [L]
- z: potencial gravitatorio [L]
- P: presión del fluido [ML/T²]
- ρ : densidad del fluido [M/T³]
- g: aceleración de la gravedad [L/T²]
- ψ : potencial de succión [L]

El movimiento del agua en zona no saturada fue descrito por primera vez por Buckingham (ecuación 3.24), quien propuso una modificación la ecuación de Darcy de forma que fuera válida, considerando que la conductividad hidráulica en condiciones de no saturación (K_u) variaba en función del contenido volumétrico de humedad (θ) [130].

$$q_z = -K_u(\theta) \cdot \nabla(z + \psi) = -K_u(\theta) \cdot \left(1 + \frac{\partial \Psi}{\partial z}\right) = -K_u(\theta) - K_u(\theta) \frac{\partial \Psi}{\partial z} \quad (3.24)$$

Asumiendo que el potencial de succión (ψ) depende únicamente del contenido volumétrico de humedad (θ), podemos expresar:

$$\frac{\partial \Psi}{\partial z} = \frac{\partial \Psi}{\partial \theta} \cdot \frac{\partial \theta}{\partial z} \quad (3.25)$$

y, por tanto, la ley de Darcy se escribe:

$$q_z = -K_u(\theta) - K_u(\theta) \frac{\partial \Psi}{\partial z} = -K_u(\theta) - K_u(\theta) \left(\frac{\partial \Psi}{\partial \theta}\right) \frac{\partial \theta}{\partial z} \quad (3.26)$$

siendo el término $K_u(\theta) \left(\frac{d\Psi}{d\theta}\right)$ la difusividad del fluido, $D(\theta)$.

A partir de todo lo anterior, la ecuación 3.26 puede escribirse:

$$q_z = -K_u(\theta) - D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} \quad (3.27)$$

A partir de esta formulación de la ley de Darcy para medios porosos no saturados, la ecuación de Richards (equivalente a la ecuación del flujo en medios porosos saturados) se obtiene a partir de la ecuación de continuidad considerando que el cambio en el tiempo del contenido total de humedad es igual al balance de entradas y salidas de fluido en el

volumen de control que, escrita para flujo unidimensional vertical, es la mostrada en la ecuación 3.28:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q_z}{\partial z} \quad (3.28)$$

de forma que, incorporando en ella la ecuación 3.27, se obtiene la ecuación 3.29, llamada ecuación de Richards:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial (K_u(\theta))}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) \quad (3.29)$$

La ecuación de Richards permite obtener el estado de humedad en el interior del vertedero a lo largo del tiempo asumiendo que no existen fuentes ni sumideros [131].

La ecuación de Richards únicamente puede resolverse si se conocen las relaciones entre la conductividad hidráulica no saturada (K_u), el contenido volumétrico de humedad (θ) y la difusividad del fluido (D).

Una de las relaciones más aceptadas en la literatura especializada para establecer la relación entre la conductividad hidráulica no saturada y el contenido volumétrico de humedad es la mostrada en la ecuación 3.30 [132]:

$$K_u = K(\theta) = K_s(\theta/\theta_s)^B \quad (3.30)$$

donde

K_u : conductividad hidráulica en condiciones de no saturación [L^3/L^3]

θ : contenido volumétrico de humedad [L^3/L^3]

θ_s : contenido volumétrico de humedad en condiciones de saturación [L^3/L^3]

B : constante empírica característica de cada medio poroso

Por otra parte, para establecer el valor la difusividad del fluido es necesario conocer la relación entre el potencial de succión (ψ) y el contenido volumétrico de humedad (θ). Esta relación entre ψ y θ debe obtenerse de forma experimental para cada medio poroso y su forma gráfica se denomina “curva de retención” [12].

La formulación considerada por la teoría general del flujo en medios porosos no saturados que lleva a ecuación de Richards es difícil de aplicar en suelos y aún más difícil de aplicar en vertederos de RSU, por cuanto tanto los valores de K_u como ψ varían con los cambios del contenido en humedad θ , lo cual es un efecto que ocurre permanentemente en el interior del vertedero. Debido a su propia naturaleza, el almacenamiento de RSU en el vertedero implica muchos cambios en su contenido en humedad a medida que se desarrollan los procesos de formación de lixiviado y de formación de biogás. Además, las ecuaciones del flujo en medios porosos no saturados son ecuaciones no lineales y no tienen solución analítica excepto en casos extremadamente simples, que no suelen ser de aplicación para la evaluación de la producción de lixiviados en vertederos.

3.2.3.2. La conductividad hidráulica

Anteriormente, se ha comentado que la solución de la ecuación de Richards en vertederos (ecuación 3.29) requiere de la determinación del valor de la conductividad hidráulica saturada. Las tablas 3.7 y 3.8 recogen los valores de la conductividad hidráulica de RSU obtenida a partir de ensayos de laboratorio y campo, respectivamente. En ellas se deja de manifiesto la gran variabilidad que presenta este parámetro, con valores que van desde $1,0 \cdot 10^{-2}$ a $3,7 \cdot 10^{-8}$ cm/s.

Tabla 3.7.- Conductividad hidráulica en RSU obtenida en ensayos de laboratorio

Conductividad hidráulica (cm/s)	Peso específico (kN/m³)	Referencia
$5,0 \cdot 10^{-3}$ - $3,0 \cdot 10^{-3}$	8,6	[133]
$1,0 \cdot 10^{-3}$ - $1,0 \cdot 10^{-5}$	7,4 - 8,2	[134]
$1,6 \cdot 10^{-4}$ - $1,0 \cdot 10^{-6}$	5,9 - 11,8	[135]
$2,0 \cdot 10^{-3}$ - $3,0 \cdot 10^{-6}$	9,0 - 17,0	[136]
$1,1 \cdot 10^{-3}$ - $2,9 \cdot 10^{-4}$	7,8 - 11,8	[137]
$1,5 \cdot 10^{-4}$ - $3,7 \cdot 10^{-8}$	3,8 - 7,1	[138]
$1,0 \cdot 10^{-2}$ - $8,0 \cdot 10^{-4}$	6,4 - 9,3	[139]

Tabla 3.8.- Conductividad hidráulica en RSU obtenida en ensayos de campo

Conductividad hidráulica (cm/s)	Peso específico (kN/m³)	Referencia
$1,6 \cdot 10^{-2}$ - $2,6 \cdot 10^{-2}$	12,5 - 14,5	[140]
$1,1 \cdot 10^{-2}$ - $1,3 \cdot 10^{-2}$	10,0 - 12,9	
$1,0 \cdot 10^{-3}$ - $5,0 \cdot 10^{-3}$	10,7 - 13,6	
$1,1 \cdot 10^{-2}$ - $1,3 \cdot 10^{-2}$	10,5 - 13,1	
$2,5 \cdot 10^{-6}$ - $5,9 \cdot 10^{-7}$	Compactación alta	[141]
$2,5 \cdot 10^{-5}$ - $2,0 \cdot 10^{-5}$	Compactación ligera	
$1,0 \cdot 10^{-3}$ - $1,6 \cdot 10^{-4}$	-	[142]
$9,8 \cdot 10^{-4}$ - $6,7 \cdot 10^{-5}$	-	[132]
$1,9 \cdot 10^{-5}$ - $7,4 \cdot 10^{-6}$	-	[143]

La conductividad hidráulica de los RSU dicta el movimiento y la distribución del lixiviado en el interior del vertedero. Este parámetro varía significativamente con la composición de los residuos, su compactación, la sobrecarga de presión y la distribución de los tamaños de poros [144].

Además, la conductividad hidráulica en vertederos presenta tanto variabilidad espacial como variabilidad temporal, por cuanto su valor no es constante en el tiempo sino que puede variar a medida que avanza el proceso de degradación de la materia orgánica, aspecto que, hasta hace pocos años, no había sido estudiado en profundidad [139], [145], [146]. Varios estudios identificados en la literatura concluyen que la descomposición de la materia orgánica hace que los tamaños característicos de partícula disminuyan

mientras que aumenta el peso específico del residuo, proporcionando en definitiva valores más bajos de la conductividad hidráulica [139], [146], [147]. Por otra parte, la producción de biogás también afecta a la conductividad hidráulica de los residuos [148]. No obstante a lo anterior, las relaciones a través del tiempo entre la conductividad hidráulica y los procesos de descomposición de la materia orgánica presente en los RSU no han sido estudiadas suficientemente y no se comprenden completamente aún [144].

Por otra parte, podría considerarse que la conductividad hidráulica de cualquier medio poroso depende, entre otros parámetros, de la porosidad. Sin embargo, dado que las propiedades de la masa de RSU depositada en el vertedero varían en gran medida a través del tiempo, la porosidad no es el mejor parámetro para tratar de explicar las variaciones de la conductividad hidráulica en RSU [149]. Además, los residuos se caracterizan por tener una composición compleja y muy variable. Una vez depositados en el vertedero, se forman macroporos en la masa de residuos que propician la aparición de caminos preferenciales. Por ello, algunos autores cuestionan las hipótesis de partida que permiten considerar la existencia de un flujo homogéneo a través de los RSU, dejando de manifiesto las variaciones existentes en la generación de lixiviados entre los resultados de los modelos basados en la teoría general del flujo en medios porosos no saturados y los datos de campo observados [150]–[152].

Todo lo anteriormente expuesto deja de manifiesto, en definitiva, la gran dificultad existente para determinar los valores de la conductividad hidráulica no saturada en vertederos de RSU y la necesidad, por tanto, de utilizar otro tipo de aproximaciones que, siendo conceptualmente más sencillas, permitan comprender el proceso de formación de lixiviados en vertederos reproduciendo adecuadamente los valores realmente observados.

3.2.3.3. *La capacidad de campo*

Los modelos de predicción de producción de lixiviados en vertederos de RSU basados en formulaciones de balance hídrico se fundamentan en que la capacidad de almacenamiento de humedad en los residuos es posible debido a que la humedad contenida en ellos normalmente es inferior a su capacidad de absorción. Este efecto se cuantifica mediante el concepto de capacidad de campo de los residuos (CC).

La capacidad de campo de los residuos se define como el máximo contenido en humedad que pueden retener hasta comenzar a drenar por efectos gravitatorios. Este valor se corresponde con el contenido en humedad en el cual las fuerzas gravitatorias actuantes igualan a las fuerzas ocasionadas por las tensiones superficiales [12].

En general, se asume que el movimiento del agua en el interior del vertedero sigue un descenso vertical, de forma que los lixiviados alcanzan la salida del fondo del vaso cuando la capacidad de almacenamiento interna de los residuos se agota [44].

La tabla 3.9 recoge valores de capacidad de campo de residuos sólidos urbanos obtenidos en diversos estudios científicos. Dichos estudios encontraron que los valores de la

capacidad de campo variaban entre 20 y 55% expresada en porcentaje en peso en base húmeda.

Tabla 3.9.- Capacidad de campo de residuos sólidos urbanos

<i>Capacidad de campo (% en base húmeda)</i>	<i>Densidad (kg/m³)</i>	<i>Referencia</i>
55	-	[26]
53	213 (seca)	[153]
54	500 - 800	[154]
43-50 (RSU triturados)	500 - 800	
53 (RSU triturados)	690 - 950	[155]
47	710	
20 - 30	616 (seca)	[156]
20 - 35	688	[133]
36,8	310	[142]
28,6	287	[157]
31 - 48	503	[158]
48	440	[159]
47,4 - 53	877 - 1183	[128]
35	474	[160]

Se ha observado, además, que el valor de la capacidad de campo disminuye con la edad de los residuos (debido a la degradación de la fracción orgánica) y con el aumento de la densidad (debido al colapso de los poros vacíos disponibles para el movimiento y/o retención de humedad) [156]. Otras investigaciones han comprobado un descenso significativo de la capacidad de campo si el residuo depositado en el vertedero se encuentra dispuesto en forma de balas [161].

Ha quedado también de manifiesto que la capacidad de campo aumenta al disminuir el tamaño característico de partícula de los RSU [160] y con el triturado de los residuos [161]. Además, la degradación de la materia orgánica también influirá en el valor de la capacidad de campo, que variará, por tanto, con el tiempo [162].

De este modo, la cantidad de agua que puede retener el residuo hasta alcanzar la capacidad de campo depende de la humedad inicial del rechazo al depositarlo en el vertedero. Este valor presenta un amplio rango en función de la composición del residuo y de las condiciones climatológicas locales, tal como se muestra en la tabla 3.10.

De todo lo anterior, se puede concluir que los resultados del análisis del balance hídrico en un vertedero de RSU son muy sensibles a la capacidad de campo de los residuos. Sin embargo, los parámetros de retención de humedad en los RSU son difíciles de definir y/o estimar [128].

Tabla 3.10.- Humedad de los residuos

<i>Humedad de los residuos (% en base húmeda)</i>	<i>Referencia</i>
10 - 20	[104]
15 - 40	[163]
30	[134]
65 - 80	[164]
44	[165]
17 - 65	[166]
30 - 36	[167]
26,8	[168]
52,7	[169]
46	[170]
32,5	[171]

En diversas investigaciones, se ha tratado de correlacionar de forma empírica la capacidad de campo con otros parámetros, como la densidad (ecuación 3.31) [160] o el peso (ecuación 3.32) [11].

$$\theta_{cc} = 21,7 \cdot \gamma - 5,4 \quad (3.31)$$

donde

θ_{cc} : contenido en humedad correspondiente a la capacidad de campo (peso de agua/peso residuos en base húmeda)

γ : peso específico de los residuos en base húmeda (kN/m^3)

$$\theta_{cc} = 0,6 - 0,55 \cdot \left(\frac{W}{4536+W} \right) \quad (3.32)$$

donde

W: sobrecarga de peso sobre los residuos considerados (kg)

Por tanto, si se pudiera determinar la capacidad de campo de los residuos, el tiempo que tarda el lixiviado en generarse podría calcularse a partir de la profundidad del vertedero y de la tasa de infiltración. Sin embargo, y de acuerdo a todo lo anteriormente expuesto en relación al movimiento de los lixiviados en el interior del vertedero, en la práctica los lixiviados se generan antes de lo previsto por los cálculos, ya que la distribución de la humedad en los residuos no es homogénea [149].

3.2.4. Modelación de la producción de lixiviados en vertederos

Para poder establecer un modelo matemático que estime la producción de lixiviados se necesita entender el movimiento del agua a través de la masa de residuos. Existen dos tipos de modelos de evaluación de lixiviados en vertederos:

- Modelos determinísticos, basados en la ecuación de balance hídrico
- Modelos de diferencias o elementos finitos, basados en particularizaciones de la ecuación del flujo

En la mayoría de los modelos basados en la ecuación de balance, la producción de lixiviados se calcula a partir de la precipitación, descontando la escorrentía y la evapotranspiración, considerando la masa de residuos como un gran almacenamiento. Sin embargo, los procesos internos de flujo no se tienen en cuenta, considerando el vertedero como una “caja negra” [130].

En ocasiones, la simulación de la producción de lixiviados se realiza utilizando modelos que no han sido desarrollados para vertederos de RSU sino para suelos (PRZM3, SUTRA, Unsat-H, etc.), lo cual plantea las correspondientes dificultades a la hora de adaptar y calibrar el valor de los correspondientes parámetros [172].

Los modelos de diferencias o elementos finitos utilizan la teoría del flujo a través del medio poroso en zona no saturada para predecir el flujo de agua en los vertederos. Esta teoría se basa en la ecuación de Richards (ecuación 3.29), una ecuación diferencial en derivadas parciales no lineal de segundo orden. Las soluciones analíticas disponibles requieren asumir simplificaciones que no representan la realidad del flujo en los vertederos [173].

Al igual que ocurre con los modelos de producción de biogás, el limitado número de datos de campo y la dificultad de calibrar los modelos a partir de los parámetros que describen el estado y comportamiento del agua en el suelo (conductividad hidráulica y capacidad de campo, principalmente) hace que habitualmente los resultados de las modelaciones difieran de los resultados observados en la realidad.

Por tanto, durante el desarrollo de un modelo matemático cuya utilización sea adecuada para diferentes vertederos debe tenerse en cuenta la variabilidad e interdependencia de los siguientes factores [174]–[177]:

- Condiciones meteorológicas locales
- Composición de los residuos
- Características hidráulicas de los residuos: capacidad de campo, porosidad y conductividad hidráulica
- Método de explotación del vertedero
- Procesos físicos, químicos y biológicos: generación y migración de biogás y lixiviados, degradación de la materia orgánica, edad de los residuos, etc.

3.2.4.1. Modelos basados en la ecuación de balance hídrico

El balance hídrico [178] se basa en la relación entre la precipitación, evapotranspiración, escorrentía superficial y almacenamiento de humedad por parte del suelo:

- La precipitación representa el agua que se añade al sistema

- La evapotranspiración (que combina los efectos de la evaporación del suelo y la transpiración de la vegetación) representa el transporte del agua desde la tierra hasta la atmósfera
- La escorrentía superficial representa el agua que fluye directamente por la superficie de la zona a evaluar y que no se infiltra
- La capacidad de almacenamiento de humedad del suelo representa el agua que puede quedar retenida en él y que es el resultado de los procesos de infiltración

La relación entre la precipitación y la evapotranspiración condiciona el valor del resto de factores. Hasta que se alcanza la capacidad de campo, la humedad del suelo es un parámetro en equilibrio entre la precipitación (entrada) y la evapotranspiración (salida). La ecuación de balance se puede aplicar en cualquier escala temporal: diaria, mensual, anual... La elección de una u otra dependerá de las características del estudio y de la disponibilidad de datos [104].

La precipitación y la evaporación están sometidas a distribuciones espaciales y temporales variables, sobre todo si se considera el año como unidad de cálculo.

La figura 3.7 muestra un esquema simplificado del balance hídrico general en un vertedero. Las características de los residuos depositados, y especialmente su capacidad de retención de humedad, son determinantes en el proceso de generación de lixiviados, tanto en lo referente a la cantidad producida como al tiempo empleado en su producción.

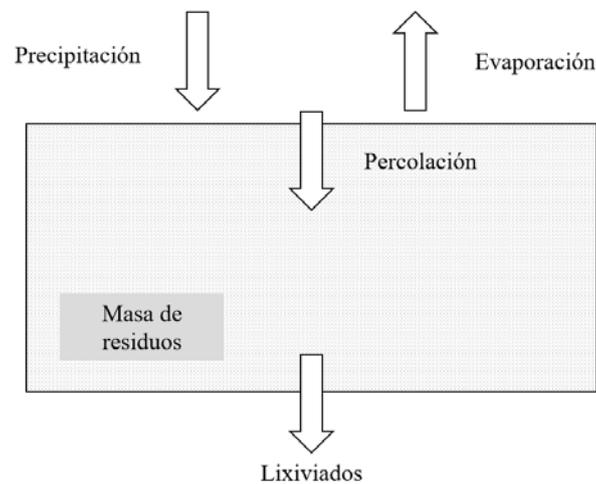


Figura 3.7.- Balance hídrico en un vertedero
Adaptada de [104]

Los modelos que estiman la producción de lixiviados a partir de la ecuación del balance hídrico aparecieron antes que los modelos basados en la ecuación del flujo. Remson *et al.* [158] fueron los primeros en introducir un modelo que estimaba la producción de

lixiviados. Consideraron una discretización del vertedero en capas y el parámetro de entrada se calculaba a partir de la diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración potencial. El lixiviado se generaba de manera uniforme y homogénea, considerando sólo la capacidad de campo de los residuos.

Fenn *et al.* [104] mejoraron el modelo de Remson al desarrollar el WMB (*Water Balance Method*) para la USEPA, considerando la evapotranspiración real y la escorrentía. La principal ventaja de ambos modelos radicaba en que los parámetros de entrada de RSU se limitaban a la capacidad de campo y al contenido de humedad inicial.

A partir de estos primeros modelos, aparecieron modificaciones que, mediante la ecuación de balance hídrico, trataban de replicar la realidad de la generación de lixiviados en vertederos [179]–[181]. En estos primeros modelos no se tenía en cuenta el movimiento del agua a través de los residuos.

El modelo HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) [182], [183] es el más usado actualmente para la evaluación de la producción de lixiviados en vertederos de residuos. Su gran aceptación ha hecho que se convierta en requisito indispensable para obtener permisos de gestión y operación de vertederos en los Estados Unidos. Es un modelo determinístico cuasi-bidimensional, ya que, además de un modelo de drenaje vertical unidimensional, incluye la posibilidad de simular el drenaje lateral.

El objetivo principal de HELP es servir de herramienta para evaluar de forma sencilla y rápida la producción de lixiviados en vertederos en fase de diseño. Los resultados del modelo permiten comparar para distintas alternativas la producción potencial de lixiviados, permitiendo diseñar los sistemas de captación más apropiados. Además, la estimación de la cantidad de lixiviados generada permite dimensionar de forma más precisa la balsa de lixiviados.

HELP se basa en el ecuación de balance hídrico y para su utilización se requiere conocer datos climatológicos y características y parámetros de diseño del vertedero. El flujo vertical se calcula usando una modificación de la ley de Darcy, asumiendo que la conductividad hidráulica es directamente proporcional al contenido en agua en cada uno de los niveles considerados. Si el contenido en humedad es inferior a la capacidad de campo, la conductividad hidráulica es nula.

A pesar de ser ampliamente utilizado, HELP presenta algunas limitaciones, ya que no tiene en cuenta el llenado progresivo del vertedero, la edad de los residuos ni los procesos de degradación de la materia orgánica. Es decir, el modelo asume parámetros constantes y simula la generación de lixivados considerando que todos los residuos han sido depositados y que las condiciones en el interior del vertedero son estables [184]. De acuerdo con el análisis de los resultados obtenidos en varias aplicaciones prácticas, se ha podido concluir que HELP suele sobreestimar los lixiviados generados [185].

Tras la aparición de HELP, han seguido desarrollándose modelos basados en la ecuación de balance hídrico que tratan de mejorar las carencias de los modelos anteriores [177], [184], [186]–[189]. Sin embargo, la mayoría de estos modelos se han desarrollado para

vertederos concretos, sin haber comprobado su aplicación para otras localizaciones diferentes.

El modelo BIOLEACH desarrollado en el presente trabajo se fundamenta, precisamente, en una adaptación de la ecuación de balance hídrico y tiene como objetivo considerar conjuntamente los procesos de formación de lixiviados y biogás para su aplicación a cualquier vertedero de residuos sólidos urbanos. La descripción detallada del modelo BIOLEACH se incluye en el capítulo 4.

3.2.4.2. Modelos basados en la ecuación del flujo

Los modelos basados en la ecuación del flujo aparecieron para tratar de abordar el problema de la generación de lixiviados desde la perspectiva de conocer el movimiento del fluido en el interior de la masa de residuos, evaluando la evolución temporal del contenido en humedad. Sin embargo, la mayoría de ellos no se han validado en vertederos reales, limitándose a desarrollar sus simulaciones en el campo teórico. Este hecho es consecuencia, entre otros factores, de la dificultad en calibrar los parámetros de los modelos a partir de datos y características de los residuos.

A continuación, se describen brevemente los modelos basados en la ecuación del flujo más relevantes que se han implementado para la evaluación de la producción de lixiviados en vertederos de residuos sólidos. Estos modelos han servido para el desarrollo de los modelos e investigaciones más recientes, también basados en la ecuación del flujo y en los resultados y conclusiones de estos primeros modelos.

Straub y Lynch [190] desarrollaron un modelo matemático para predecir el transporte de contaminantes y el desarrollo del contenido en humedad en vertederos no saturados. A partir de la teoría de flujo no saturado y de la ecuación del transporte en medios porosos, el modelo obtiene una solución explícita de las ecuaciones mediante un planteamiento en diferencias finitas. La conductividad hidráulica se calculaba como una función de la altura de presión. Los residuos se consideraban compuestos, principalmente, por papel y materiales fibrosos. En la investigación realizada, se obtuvieron perfiles verticales de humedad y se evaluó la salida de lixiviados comparando estos resultados con los datos experimentales de producción de lixiviados obtenidos por otros investigadores. La comparación entre los valores simulados y las observaciones experimentales demostró que era posible considerar los residuos sólidos compactados de un vertedero como un medio poroso no saturado, pero los autores sugirieron que se requería trabajo experimental adicional para identificar y mejorar los procesos básicos del flujo de humedad en los vertederos.

Korfiatis *et al.* [133] emplearon la teoría del flujo no saturado a través de medios porosos homogéneos e isótropos para analizar en laboratorio los patrones de flujo de lixiviados en una columna de residuos sólidos. Las características hidráulicas de los residuos sólidos se determinaron experimentalmente. Se midió el volumen de salida de lixiviados y la altura de succión. La ecuación unidimensional para el flujo descendente a través de un medio poroso no saturado se resolvió numéricamente mediante un esquema implícito de

diferencias finitas. El modelo matemático se calibró con los resultados obtenidos experimentalmente. Los autores concluyeron que el modelo respondía bien a los cambios en las tasas de precipitación y estimaba la producción de lixiviados sin retraso de tiempo significativo. Aunque el modelo reprodujo adecuadamente la producción de lixiviados acumulados, se observó una diferencia de hasta el 25% entre los volúmenes de descarga medidos y calculados.

Demetracopoulos *et al.* [191] estudiaron el flujo vertical de un fluido incompresible a través de un medio poroso no saturado, homogéneo y no deformable. Utilizaron la ecuación de Richards modificada para simular el flujo de fluido en un vertedero conceptual. El análisis de sensibilidad realizado evidenció que la variación del tamaño de cuadrícula y el paso de tiempo no tenían un efecto significativo en las simulaciones del perfil de humedad. Por otro lado, los cambios en la conductividad hidráulica y en el parámetro empírico B (ecuación 3.30) tenían una fuerte influencia en los resultados. Los autores concluyeron que el modelo podría usarse para evaluar la producción de lixiviados en un vertedero colmatado y/o sellado. Sin embargo, los resultados simulados no fueron validados con datos experimentales.

Noble y Arnold [192] estudiaron en laboratorio el flujo en columnas de residuos sólidos con el modelo FULFILL, un modelo unidimensional en diferencias finitas basado en la ecuación de Richards para flujo no saturado a través de medios porosos homogéneos. Los autores concluyeron que la ecuación de Richards describía razonablemente bien el transporte de humedad en la columna de laboratorio, siempre que se usaran leyes constitutivas apropiadas y parámetros ajustables. Sin embargo, el uso de trozos de papel para simular los RSU evitó que se formarían canales preferentes, proceso que como se ha comentado anteriormente juega un papel importante en el interior de un vertedero.

Ahmed *et al.* [130] desarrollaron un modelo numérico para simular el flujo no estacionario de lixiviados en vertederos. Como los modelos anteriores, la ecuación de Richards se resolvió por diferencias finitas. La escorrentía, la evapotranspiración y la infiltración se utilizaron como condiciones de contorno. El modelo se usó para simular la producción de lixiviados en el vertedero Fresh Kills de Nueva York. Los datos de salida se compararon con los resultados obtenidos por el modelo HELP [182], mostrando una buena aproximación. Los autores no presentaron una validación rigurosa de la aplicación de la ecuación de Richards al flujo a través de residuos sólidos. Además, la combinación de los muchos modelos y supuestos para calcular la escorrentía, la evapotranspiración y la infiltración atenuó la idoneidad de la ecuación de Richards para simular el flujo transitorio en los RSU.

Khanbilvardi *et al.* [193] desarrollaron un modelo bidimensional no estacionario en diferencias finitas llamado FILL (*Flow Investigation for Landfill Leachate*). Este modelo simula el contenido de humedad en un perfil vertical de un medio poroso. Para verificar la validez del modelo, se compararon los resultados obtenidos por FILL con los de otros modelos basados en la ecuación de balance y en la ley de Darcy. El modelo FILL estimó un flujo de salida de lixiviados más bajo en comparación con el resto de modelos y una

mayor acumulación de lixiviados en la zona saturada. Los resultados simulados no se validaron comparándolos con datos reales de producción de lixiviados en vertederos. Los autores concluyeron que las dificultades para validar la ecuación de Richards provenían de incertidumbres en la estimación de los procesos de evapotranspiración y escorrentía.

Demirekler *et al.* [194] consideraron que los modelos anteriores no tenían en cuenta dos factores importantes: el efecto de la sobrecarga de los residuos y el llenado progresivo del vaso. Ambos factores condicionan las características hidráulicas existentes en el interior del vertedero. Los autores desarrollaron un modelo tridimensional que estimaba las características y los volúmenes de lixiviado generado, teniendo en cuenta los factores mencionados. A partir de investigaciones ya realizadas [142], [195], se determinó la relación entre la conductividad hidráulica y la sobrecarga de presión. El modelo se calibró con datos de concentraciones de cloruros del vertedero Keele Valley en Ontario.

A partir de las investigaciones anteriores, diversos autores han tratado de mejorar los modelos ya existentes, teniendo en cuenta otros procesos que ocurren en el interior del vertedero y tratando de ajustar de la mejor manera posible los parámetros hidráulicos [196]–[199]. No obstante, y como se ha comentado anteriormente, casi la totalidad de los modelos se han desarrollado de forma teórica partiendo de datos de laboratorio y sin poder realizar la validación correspondiente con datos de campo.

Algunos autores han tratado de tener en cuenta la heterogeneidad de la masa de residuos, y han trabajado en modelos de porosidad dual que consideran el interior del vertedero dividido en zonas con diferentes características hidráulicas, tratando de reproducir de forma más adecuada la existencia de caminos preferentes del flujo [150]–[152], [200].

3.3. Aspectos geotécnicos en vertederos de residuos sólidos urbanos

3.3.1. Introducción

Dos de los aspectos más importantes a considerar en el diseño y operación de vertederos de residuos sólidos urbanos son maximizar la capacidad de almacenamiento de residuos garantizando la estabilidad de los taludes en todas las fases de llenado [201]–[203]. Maximización de capacidad de almacenamiento y estabilidad de taludes son, pues, dos conceptos íntimamente relacionados entre sí, tanto más por cuanto, al producirse asentamientos en la masa de residuos, la capacidad de almacenamiento aumenta, modificándose de forma incierta la estabilidad de los taludes conformados [201], [204].

La inestabilidad en vertederos de RSU siempre va acompañada de asentamientos de la masa de residuos [205], [206]. Por tanto, se puede concluir que los factores que afectan a los asientos diferidos están relacionados con los factores que caracterizan la estabilidad de los taludes en vertederos. Estos parámetros se refieren a factores internos, propios de los residuos almacenados, que se describen a partir de los ensayos de caracterización fisicoquímica de los RSU, así como a las propiedades estructurales de la masa de residuos. Por otra parte, los factores externos más determinantes que también actúan sobre

la estabilidad de los taludes de RSU son las condiciones climatológicas y las condiciones bajo las que se desarrollan las operaciones de explotación del vertedero [201], [207]–[210]. Además, es necesario tener en cuenta que la biodegradación de los residuos, a causa de la descomposición de la materia orgánica, modifica las propiedades de los RSU, influyendo en sus características geotécnicas [211]–[213].

Por tanto, para diseñar y operar mejor los vertederos de residuos, resulta fundamental conocer las características de resistencia al corte y compresibilidad de los RSU, que son los parámetros fundamentales que condicionan los procesos geotécnicos de estabilidad de taludes y asentamientos [201], [207], [208].

3.3.2. Estabilidad de taludes

El diseño y operación de vertederos de RSU debe garantizar la estabilidad de los taludes de residuos durante las fases de construcción, explotación y post-clausura. Un potencial fallo en la estabilidad de estas instalaciones puede tener graves consecuencias en el medio ambiente y la salud pública [214]–[216], pudiendo ocasionar incluso la pérdida de vidas humanas [206], [217].

Desde el punto de vista geotécnico, los vertederos pueden considerarse como formaciones geológicas artificiales compuestas por planos estructurales macroscópicos de residuos. Existen ciertas similitudes entre estas formaciones de residuos y el suelo, ya que ambas se ven afectadas por los cambios en el entorno y se configuran como medios porosos habitualmente no saturados. Sin embargo, en el caso de los vertederos, esta interacción con el medio es más sensible debido a la naturaleza altamente heterogénea de los RSU y a la variación de sus propiedades con el tiempo. La figura 3.8 muestra los diferentes factores que pueden afectar a la estabilidad de estas instalaciones [202].

La inestabilidad en la masa de residuos se puede manifestar de diferentes formas [212], [218]:

- Fracturas en el subsuelo causadas por asentamientos
- Rotura circular en el talud de residuos
- Rotura en bloque de la masa de residuos
- Colapso de los diques de contención
- Inestabilidad entre capas, con deslizamiento de residuos
- Deslizamiento de la capa de drenaje de lixiviados
- Fallo en la capa de sellado

Estas inestabilidades tienen como causa principal la variación de la resistencia al corte de los RSU. Por tanto, para poder analizar la estabilidad de los vertederos y garantizar su estabilidad en fase de diseño es necesario caracterizar esta propiedad mecánica en los RSU [219], [220].

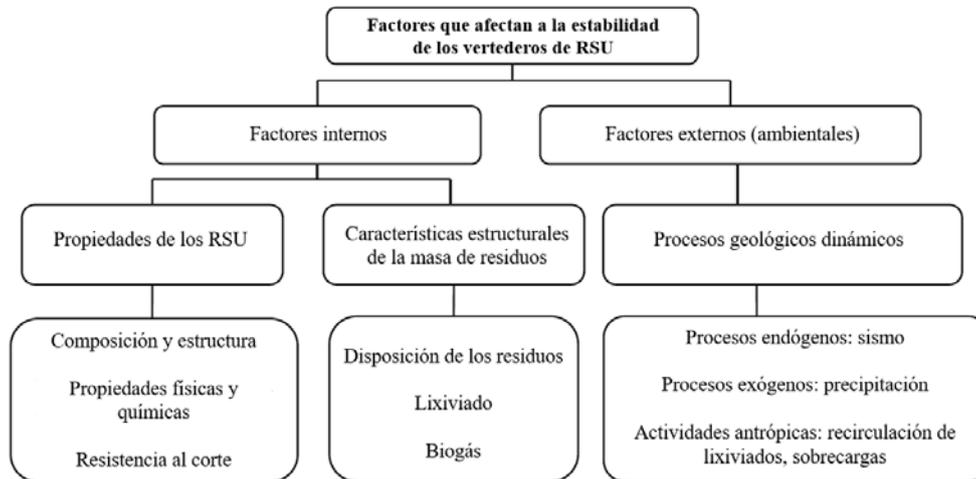


Figura 3.8.- Factores que afectan a la estabilidad de los vertederos
Adaptada de [202]

Para caracterizar la resistencia al corte se utilizan normalmente los parámetros del criterio de rotura de Mohr-Coulomb: el ángulo de rozamiento (ϕ) y la cohesión (c) [134], [140], [221], [222]. Estos parámetros pueden estimarse en laboratorio (ensayos de corte directo o triaxial) [223]–[227], mediante experimentos a escala de campo (ensayos de corte directo) [228] o tras producirse un fallo en los taludes existentes en el vertedero (*back analysis*) [226], [229]–[231].

Los valores de la resistencia al corte presentan un alto rango de variación en los diferentes estudios encontrados en la literatura científica, con ángulos de rozamiento entre 10° y 53° y valores de la cohesión que varían entre 0 y 67 kPa [211], [232]. Esta variabilidad es debida a la heterogeneidad de los residuos (edad, disposición en el vaso, contenido en fibras y materia orgánica), la elección de muestras, el nivel de tensión aplicado y los diferentes métodos empleados en la estimación de estos valores.

Se han identificado varios autores que han revisado y analizado los valores de cohesión y ángulo de rozamiento interno de RSU obtenidos en diferentes ensayos, proponiendo distintos criterios para la selección de estos parámetros en el diseño de vertederos [230], [233]–[236]. Por su sencillez, uno de los criterios de selección de valores de c y ϕ más utilizados en la práctica es el mostrado en la figura 3.9.

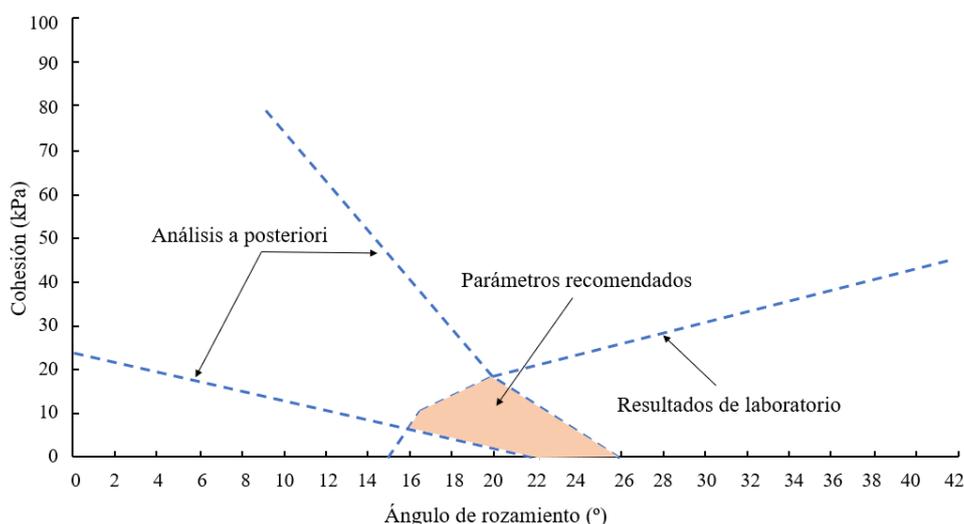


Figura 3.9.- Parámetros geotécnicos recomendados para el diseño de vertederos de RSU
Adaptada de [233]

El análisis de la literatura existente en materia de caracterización de parámetros geotécnicos de RSU deja de manifiesto las siguientes limitaciones en cuanto al estudio de la resistencia al corte de los residuos sólidos urbanos se refiere:

- La influencia del contenido en humedad en los RSU no ha sido suficientemente estudiada, en particular cuando se recirculan lixiviados [237].
- La formación de biogás puede favorecer altas presiones de poro, ocasionando una reducción de la resistencia al corte [238].
- La influencia de la degradación de la materia orgánica en la resistencia al corte no se suele tener en cuenta [220], [222]. Esta evolución temporal del proceso de biodegradación es difícil de estimar por cuanto se necesita evaluar la acción simultánea de múltiples factores como la edad del residuo, su composición, las características climáticas de la zona y el plan de explotación del vertedero.
- Los estudios realizados en laboratorio para estimar los parámetros geotécnicos en residuos no siguen unos procedimientos homogéneos, ocasionando una falta de consistencia entre los diferentes resultados obtenidos [222], [239].

Ante estas dificultades, en la práctica generalmente se emplean los métodos de equilibrio límite y los métodos de cálculo en tensión-deformación para analizar la estabilidad de taludes en vertederos de RSU [239].

Los métodos de equilibrio límite se basan en la comparación de las acciones (fuerzas y momentos) movilizadoras frente a las estabilizadoras para obtener un factor de seguridad. Se trata, pues, de realizar un análisis puramente estático para determinar el estado de equilibrio de la masa de residuos, sin tener en cuenta las deformaciones producidas

sobre la masa de residuos. Los métodos más habituales son los que discretizan la masa de residuos en rebanadas verticales, considerando la estabilidad del talud como un problema bidimensional y analizando su estabilidad únicamente en una sección transversal del mismo [240].

Los métodos de cálculo en tensión-deformación consideran las deformaciones ocasionadas por las tensiones aplicadas en la masa de residuos. Estos métodos realizan un análisis más preciso y resuelven las ecuaciones diferenciales de tensión-deformación utilizando métodos numéricos. Los resultados de estos modelos están sometidos a críticas relacionadas con la calibración de los parámetros necesarios, ya que son más complicados de obtener que los parámetros resistentes empleados en los métodos de equilibrio límite [241].

3.3.3. Asentamientos

Los asientos que se producen en los vertederos de RSU pueden llegar a ser considerables, llegando a superar incluso el 25% de su espesor original [242]–[244]. Durante la fase de llenado del vaso se pueden producir asientos primarios o a corto plazo. Sin embargo, la mayoría de los asentamientos son secundarios y tienen lugar a largo plazo, incluso cuando el vertedero se encuentra ya en fase de control y vigilancia tras la clausura de la instalación. Deformaciones de esta magnitud y duración influyen en el diseño, operación, clausura y uso futuro de los vertederos, pudiendo llegar a comprometer incluso la estabilidad de los taludes formados durante el depósito de los residuos [245].

El asentamiento a corto plazo en vertederos se puede explicar a partir de las técnicas geotécnicas convencionales. Sin embargo, la naturaleza y magnitud de los asientos a largo plazo se observaron por primera vez en 1962 [246]. Posteriormente, se concluyó que estos asentamientos estaban relacionados con el contenido en materia orgánica en los residuos y, por tanto, con los efectos producidos por su biodegradación [247].

Los mecanismos que provocan los asientos en vertederos de RSU son muy complejos, mucho más que aquellos fenómenos que se dan en los suelos. Esta complejidad se explica tanto por la heterogeneidad de los residuos, en composición y tamaño, como por la presencia de grandes huecos en el interior del vaso de vertido. De esta manera, los principales procesos que justifican los asientos en vertederos son los siguientes [242], [247]–[250]:

- Procesos mecánicos: distorsión, flexión, compresión, reordenación de la matriz
- Desgaste: erosión, tamizado de finos
- Procesos fisicoquímicos: corrosión, oxidación, combustión
- Degradación bioquímica: fermentación, descomposición, generación de biogás
- Deslizamientos
- Consolidación

Así pues, se ha observado la existencia de procesos que contribuyen al asentamiento en vertederos que no ocurren en los suelos. De hecho, sólo los deslizamientos y la

consolidación pueden reconocerse como mecanismos convencionales en el asentamiento de suelos. Diversos autores cuestionan la existencia de consolidación en los RSU, ya que los residuos no se encuentran totalmente saturados (especialmente en el momento de vertido) e, incluso en ese caso, presentan una permeabilidad tan elevada que no existe una excesiva presión de agua en los poros [242], [251]. Además, la interacción entre estos procesos puede acelerar o retardar los asentamientos en un ciclo constante de re-alimentación [247], [252].

La figura 3.10 muestra los mecanismos de asentamiento en un vertedero de RSU a lo largo del tiempo. Los asientos debidos a la carga (peso propio de los residuos o sobrecargas) generalmente se completan al mes de haber depositado los residuos. Los deslizamientos ocurren a lo largo del tiempo con una tasa decreciente. Los asentamientos relacionados con la biodegradación de la materia orgánica pueden comenzar a apreciarse un año después del vertido. Los efectos debidos a los procesos fisicoquímicos y al desgaste probablemente son los que menos se conocen.

La parte inferior de la figura 3.10 muestra la clasificación temporal propuesta por diferentes autores, observando que las distintas interpretaciones siguen prácticamente la misma secuencia temporal.

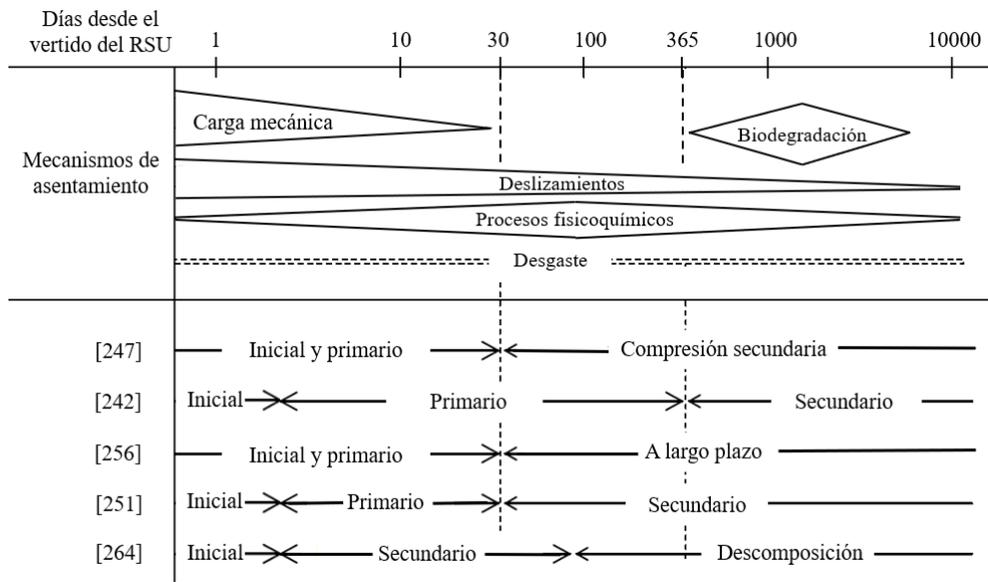


Figura 3.10.- Mecanismos de asentamiento en vertederos de RSU
Adaptada de [245]

La figura 3.11 muestra los factores que pueden influir en el asentamiento de vertederos y la interrelación entre ellos.

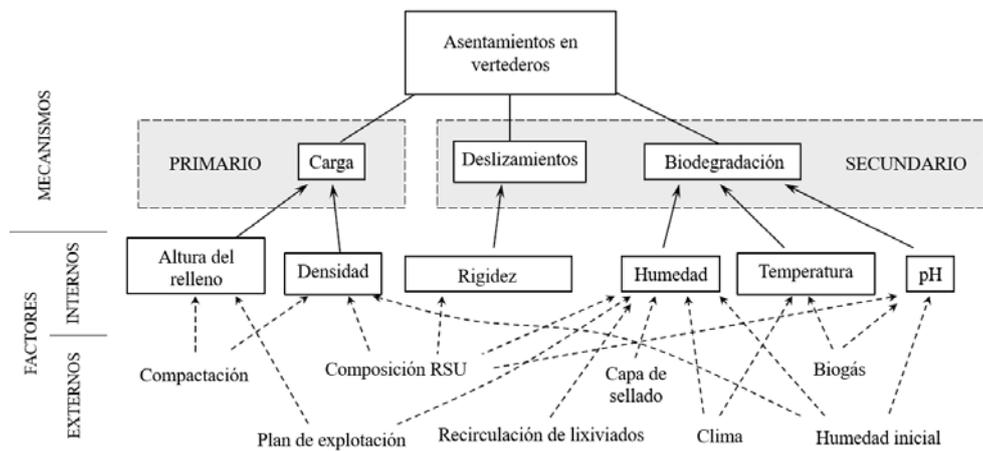


Figura 3.11.- Factores que afectan a los asentamientos en vertederos de RSU
Adaptada de [245]

Algunos de los factores que influyen en la degradación de la materia orgánica, como la humedad o la composición del lixiviado y del biogás, no pueden incorporarse fácilmente en los modelos convencionales que permiten estimar asentamientos. Además, la influencia de estos factores es variable a lo largo del tiempo, siendo difícil predecir cuáles son los efectos de la descomposición de los RSU en la evolución de los asentamientos [253].

Existen numerosos modelos que tratan de estimar los asentamientos en vertederos de residuos sólidos. Estos modelos se pueden clasificar en cuatro grupos:

- Modelos basados en la mecánica de suelos [247], [254]–[256]
- Modelos reológicos para suelos aplicados a residuos [257], [258]
- Modelos empíricos [248], [250], [259], [260]
- Modelos que consideran la biodegradación [249], [261]–[267]. En la actualidad, la investigación se centra en este tipo de modelos, que consideran la descomposición de la materia orgánica.

Los modelos anteriores fueron desarrollados para estimar los asientos bien a partir de muestras de laboratorio, preparadas o tomadas en vertederos, o bien basándose en mediciones de campo. Es difícil establecer si estos modelos predecirían bien los asientos en vertederos diferentes a aquellos en los que se basaron las investigaciones, debido a la heterogeneidad de los residuos y a las condiciones particulares de la ubicación de cada una de estas instalaciones. De esta forma, las investigaciones más recientes se orientan hacia una mejor comprensión de los mecanismos que provocan los asentamientos en los vertederos de RSU, lo cual permitirá mejorar la calibración de los modelos y proporcionará un marco generalizado del comportamiento de los residuos sólidos urbanos.

3.4. El vertedero biorreactor

3.4.1. Introducción

El concepto de explotación tradicional de vertederos de residuos, contemplado en el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, trata de reducir la cantidad de humedad de entrada al vertedero y que pueda quedar retenida en los residuos. De esta forma, se pretende minimizar el riesgo de contaminación del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas limitando la cantidad de lixiviado que puede generarse y provocando que el proceso de producción de biogás se ralentice y demore en el tiempo.

Esta técnica de diseño y gestión de vertederos conlleva, por tanto, una lenta descomposición de los residuos con tasas de degradación de la materia orgánica por debajo de las óptimas, haciendo que estos procesos se prolonguen durante décadas, o incluso durante mucho más tiempo. Como resultado, la persistente generación en el tiempo de lixiviados y biogás requerirá de largos periodos de mantenimiento y control tras la colmatación y sellado del vertedero [268].

Las necesidades de mantenimiento y control del vertedero durante largos periodos de tiempo pueden verse reducidas si la tasa de descomposición de la materia orgánica se acelera, lo cual constituye el principio fundamental del vertedero biorreactor.

Diversos autores han definido de forma concreta el concepto de vertedero biorreactor, destacando:

- Un vertedero biorreactor está diseñado para acelerar la estabilización biológica de los residuos, mediante el aumento de la humedad y otras técnicas de gestión que mejoren la descomposición microbiana de la materia orgánica [44].
- El vertedero biorreactor es un vertedero gestionado de forma que la descomposición y la estabilización de la fracción biodegradable se produce durante los diez primeros años tras del sellado de la instalación, mejorando los procesos biológicos. En el vertedero biorreactor se aumenta significativamente el grado de descomposición de los residuos, la tasa de generación de biogás y la efectividad de los procesos en relación con lo que ocurre en un vertedero convencional [269].
- La normativa de la USEPA establece que un vertedero de RSU es un vertedero biorreactor cuando se añaden líquidos de forma controlada a la masa de residuos (normalmente, junto a lixiviados recirculados) para alcanzar un contenido mínimo de humedad promedio de, al menos, 40% en peso para acelerar o mejorar la biodegradación anaerobia de los residuos [270].
- En comparación con los vertederos tradicionales, los vertederos gestionados como biorreactor proporcionan unas condiciones favorables para la estabilización biológica de los residuos en un periodo de tiempo relativamente corto [271].

- El principio de gestión de un vertedero biorreactor es lograr una rápida y completa degradación de los residuos optimizando las operaciones de control y creando condiciones ambientales propicias en el interior de la masa de residuos (especialmente, el contenido en humedad). De esta forma, se pretende producir un residuo estable en un periodo de tiempo razonable, minimizando el riesgo medioambiental [272].

Así pues, el vertedero biorreactor se diseña y gestiona para mejorar la degradación de la materia orgánica presente en los residuos y lograr la estabilización del vertedero, reduciendo la posibilidad a largo plazo de que el vaso de vertido se convierta en un vertedero “*dry tomb*” (tumba seca), donde los residuos biodegradables no llegan a descomponerse y permanecen en estado similar a la momificación [60].

Los vertederos gestionados de forma tradicional tienen poca capacidad para conseguir la degradación de los residuos depositados. Debido a esta incertidumbre, el tiempo de vigilancia tras la clausura de las instalaciones es elevado [273], [274]. Según la legislación vigente en España, el tiempo de vigilancia durante la fase de post-clausura es de 30 años, teniendo que asumir el operador los correspondientes costes económicos tanto en concepto de gastos de personal como de monitorización.

Por el contrario, la gestión de un vertedero como biorreactor acelera los procesos de biodegradación bajo condiciones predecibles y controladas, maximizando la producción de biogás y reduciendo los tiempos de descomposición de la materia orgánica (figura 3.12).

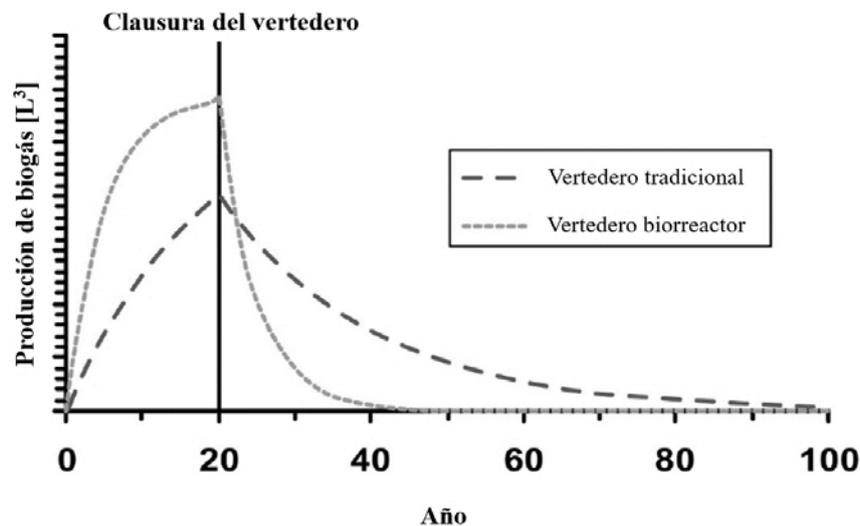


Figura 3.12.- Aceleración del proceso de generación de biogás en vertederos biorreactor frente a los vertederos tradicionales

Adaptada de [275]

Además, la capacidad del vaso puede incrementarse, ya que durante la degradación de los RSU se produce una disminución de volumen ocasionada por los asientos en el vertedero, aumentando la vida útil de las instalaciones [60]. Además, se consigue disponer de unas infraestructuras más sostenibles al reducir en el tiempo el potencial riesgo ambiental que supone la acumulación de residuos en vertedero [276]–[279].

3.4.2. La estabilización de los residuos

El concepto de “estabilización” hace referencia a la reducción de la posible contaminación del vertedero hasta hacerla prácticamente inexistente, lo que implica que en la instalación dejará de ser necesarias las instalaciones de monitorización [279]–[281]. La estabilización de un vertedero pasa, por tanto, por lograr la degradación de la materia orgánica presente en los residuos.

Las fases de estabilización de los residuos han sido descritas en el apartado 3.1, donde se mostraron las diferentes etapas del proceso de degradación de los residuos y de la generación de biogás durante el mismo (figura 3.2).

En un vertedero biorreactor se pretende acelerar la estabilización de los residuos mediante el control total de los procesos que tienen lugar en el interior del vaso. La figura 3.13 muestra el diagrama de flujo del sistema de un vertedero biorreactor.

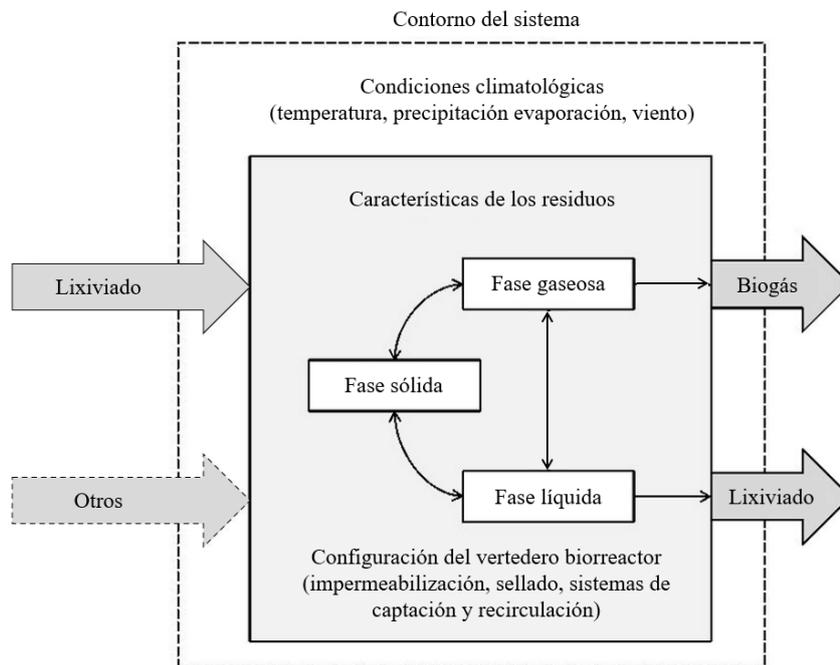


Figura 3.13.- Diagrama de flujo del sistema de un vertedero biorreactor
Adaptada de [282]

A continuación, se describen diferentes formas de mejorar la estabilización de un vertedero, controlando los procesos de descomposición de la materia orgánica.

Trituración de residuos

Diversos estudios han sugerido que el triturado de los residuos depositados en el vertedero puede mejorar la distribución del contenido en humedad en el interior del vaso, aumentar la homogeneidad de la masa de residuos y favorecer la biodegradación al aumentar el área de la superficie específica de los residuos. No obstante, la trituración de residuos también puede inducir como efecto negativo el aumento de la fase ácida, por una hidrólisis inicial excesiva, que inhibe la aparición de la fase metanogénica [55].

Compactación de los residuos

En algunos casos, la compactación puede influir en la degradación anaerobia de la materia orgánica. Si un residuo está relativamente seco, un aumento de la compactación (o de la densidad seca) puede acelerar los procesos de descomposición.

Este efecto puede explicarse por un mayor contenido de humedad (en volumen) en los residuos más compactados, mejorando el contacto entre nutrientes, sustrato y microorganismos. Sin embargo, la compactación de residuos húmedos puede ralentizar la generación de biogás debido a la aparición temprana de la fase ácida [283].

Tamponamiento del pH

Si el interior de la masa de residuos presenta un pH bajo, por presentar un ambiente ácido, el crecimiento de las bacterias metanogénicas se inhibe. La adición de un tampón generalmente mejora la biodegradación, ya que evita la prolongación de la fase ácida y promueve la generación de metano [284].

Adición de lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR)

El depósito en vertedero de lodos de EDAR aumenta la disponibilidad de humedad, nutrientes y microorganismos anaerobios en los residuos. Sin embargo, en situaciones donde las condiciones metanogénicas ya están establecidas, o el ambiente del vertedero es favorable para el desarrollo metanogénico, la adición de lodos de EDAR puede no tener ningún efecto beneficioso.

En algunos casos, esta adición ha inducido efectos negativos, ya que los lodos (procedentes de fosas sépticas) presentaban valores bajos de pH, excediendo la capacidad de amortiguación natural del vertedero [285], [286].

Pre-compostaje de parte de los residuos

Diversas investigaciones han demostrado, mediante ensayos de laboratorio y a escala de celda de vertedero, que el pre-compostaje de parte de los residuos depositados en el vertedero favorece su estabilización. La existencia de material más fácilmente

biodegradable propicia su descomposición aerobia, moderando el desarrollo de la fase ácida, que sería más intensa en condiciones anaerobias [286]–[289].

Adición de enzimas

En la degradación anaerobia de los residuos, el proceso de hidrólisis está gobernado por las enzimas producidas por bacterias fermentativas. Se han llevado a cabo experimentos de laboratorio en los que la adición de enzimas ha permitido controlar las fases ácida y metanogénica de la estabilización [290].

Recirculación de lixiviados

De entre todas las técnicas que tratan de acelerar y mejorar el proceso de estabilización de vertederos, la recirculación de lixiviados ha sido la más investigada e implementada. Hoy en día, al hablar de vertedero biorreactor se entiende que se gestiona de forma controlada mediante la recirculación de lixiviados.

Las principales ventajas de la recirculación de lixiviados son las siguientes [44], [60], [271], [291]–[295]:

- Proporciona una humedad óptima en el interior de la masa de residuos, que favorece la degradación de la materia orgánica
- Induce un flujo de humedad, promoviendo una transferencia de microorganismos, sustratos y nutrientes a través de la masa de residuos
- Mejora la tasa de generación de biogás y el rendimiento total
- Reduce la toxicidad del lixiviado
- Promueve el asentamiento progresivo de la masa de residuos al biodegradarse, disponiendo de espacio adicional para el vertido
- Permite el tratamiento *in situ* de los lixiviados, reduciendo los costes de tratamiento externo en estaciones depuradoras de aguas residuales
- Reduce el tiempo de mantenimiento y control post-clausura, así como los costes asociados a dicho control.
- Reduce los impactos medioambientales

Llegados a este punto, conviene aclarar la diferencia entre un vertedero biorreactor y un vertedero en el cual se recirculan los lixiviados [292]. En general, si la recirculación de lixiviados es parte del proceso de control para mejorar la estabilización de los residuos y la maximización de la producción de biogás, el vertedero está siendo operado como biorreactor. Si la práctica de recircular lixiviados sólo obedece a una forma de gestionar los lixiviados, buscando ahorrar en el coste del tratamiento externo de los mismos, no se puede considerar la instalación como un vertedero biorreactor. De acuerdo con este planteamiento, el porcentaje de vertederos biorreactores es todavía pequeño (5-10% del total), mientras que el número de vertederos que recirculan lixiviados aumenta. La reticencia a gestionar los vertederos como biorreactores puede estar motivada por la percepción

de que es una tecnología no desarrollada por completo, con impedimentos técnicos, costes elevados y, sobre todo, restricciones normativas [294].

En la década de 1970 se llevaron a cabo los primeros experimentos de laboratorio que simulaban un vertedero biorreactor [296], [297]. Las pruebas piloto iniciales a escala real se realizaron en la década de 1980 [271], [298]. Desde entonces, la gestión de los vertederos como biorreactor ha ido aumentando, con instalaciones en Estados Unidos (más de 100 biorreactores), Alemania, Reino Unido y Suecia [294].

Por tanto, se constata que el vertedero biorreactor como tecnología se ha desarrollado en las últimas décadas, pasando de ser un concepto de laboratorio a una alternativa de gestión perfectamente viable en la actualidad.

3.4.3. Tipos de vertedero biorreactor

El vertedero biorreactor no presenta un único diseño, ya que existen diferentes formas de gestionarlo. En general, se pueden distinguir cuatro tipos de instalaciones, que se corresponden con cuatro patentes distintas: anaerobio, aerobio, facultativo e híbrido [299], [300].

Vertedero biorreactor anaerobio

La mayor parte de los vertederos biorreactores se gestionan mediante esta técnica, consistente en conseguir que la humedad de los residuos alcance niveles óptimos para acelerar su biodegradación, mediante la recirculación de lixiviados y/u otros líquidos y manteniendo condiciones anaerobias en la masa de residuos [279], [299].

Adicionalmente, se mejora la producción de biogás, ya que la tasa de generación de metano aumenta con la adición de bacterias y nutrientes por medio de la recirculación de lixiviados. El volumen total de biogás también se ve incrementado al acelerarse los procesos de biodegradación de la materia orgánica en comparación con lo que ocurre en un vertedero gestionado de manera tradicional. La generación de biogás está fuertemente ligada al contenido de humedad de los residuos. Este comportamiento ha quedado demostrado tanto en estudios de laboratorio como en experiencias piloto y resultados a escala real [289], [296], [299], [301]–[303].

Los vertederos biorreactores anaerobios presentan una mayor efectividad en la degradación de los residuos que los vertederos convencionales. Sin embargo, en comparación con otros tipos de biorreactores, presentan tasas más lentas de degradación y menores temperaturas en el interior de la masa de residuos [304].

Un inconveniente a la hora de operar un biorreactor anaerobio es la acumulación de amoníaco ya que, al estar presente en los lixiviados, se reintroduce continuamente en el interior del vertedero y no consigue degradarse en condiciones anaerobias. Una ventaja de este tipo de gestión es el menor coste económico que supone, al no ser necesario añadir aire como en otros biorreactores, y la posibilidad de capturar el metano producido para su aprovechamiento energético [299].

La recirculación de lixiviados en vertedero anaerobio ha sido la técnica de gestión de vertedero biorreactor finalmente implementada en el modelo BIOLEACH, tal cual se describe en el capítulo 4.

Vertedero biorreactor aerobio

Al inyectar aire en el interior del vertedero se aumenta el oxígeno presente en los residuos. De esta forma, se consigue la degradación aerobia de la materia orgánica, que es más rápida que la anaerobia [279], [304]–[308].

Las principales ventajas de este biorreactor frente al anaerobio son [299], [308]:

- Aceleración de la degradación de la materia orgánica
- Menor producción de lixiviados
- Aumento de los asientos
- Se favorece la eliminación del amoníaco

Los procesos internos que se generan son similares a los del compostaje tradicional, con gran producción de calor, llegando a alcanzarse en el interior de la masa de residuos temperaturas superiores a los 66°C. La elevada temperatura incrementa la evaporación, con la consecuente disminución en la producción de lixiviados [299], [304], [309]. La combinación de altas temperaturas con la presencia de aire puede favorecer la aparición de combustiones incontroladas en la masa de residuos. Para reducir el potencial riesgo que esto implica, deben controlarse de forma estricta las condiciones de humedad y minimizarse la producción de metano [279].

En la actualidad, la técnica de vertedero biorreactor aerobio se emplea para estabilizar vertederos que han agotado la etapa de aprovechamiento potencial del metano. Diversos estudios de laboratorio y experiencias de campo han demostrado la efectividad del sistema de vertedero biorreactor aerobio [306], [310], [311].

Vertedero biorreactor híbrido

Este tipo de vertedero combina las dos técnicas anteriores para maximizar el potencial del vertedero biorreactor aprovechando las ventajas asociadas a cada sistema de gestión [299]. Por un lado, los residuos más recientes se airean de forma intermitente para acelerar la descomposición aerobia de la materia orgánica. Por otro lado, se aprovecha la capacidad de generación de biogás de los residuos más antiguos, que se encuentran en condiciones anaerobias.

Esta forma de gestión puede llevarse a cabo en vertederos de nueva creación, facilitando la implantación de la tecnología de biorreactor; o como mejora de instalaciones ya existentes, en fase de operación o de clausura [279].

Se han llevado a cabo diversos estudios acerca del funcionamiento de este tipo de instalaciones, estando aún en fase de conseguir el desarrollo óptimo [299].

Vertedero biorreactor facultativo

Los vertederos biorreactores facultativos se diseñan y gestionan con la intención de acelerar la degradación de la masa de residuos y, al mismo tiempo, controlar las altas concentraciones de amoníaco que presentan los lixiviados producidos. En estos vertederos, el lixiviado se extrae del biorreactor y se nitrifica en una planta de tratamiento externo antes de recircularlo e introducirlo de nuevo en el interior del vaso [299].

El lixiviado tratado y recirculado es rico en nitratos. Al percolar a través de los residuos se produce la desnitrificación, ya que diversos microorganismos presentes en la materia orgánica, incluyendo microorganismos facultativos, consumen nitrato en su respiración.

Este sistema de gestión no está muy implementado a escala de campo, pero existen estudios de laboratorio que avalan el funcionamiento del biorreactor facultativo [312], [313]. Sin embargo, la mayor desventaja que puede presentar este sistema de gestión son los costes económicos que supone la implantación de una planta de tratamiento de lixiviados con altas concentraciones de amoníaco.

Otros tipos de vertederos biorreactores

En los apartados anteriores se han descrito las tecnologías principales para gestionar los vertederos como biorreactores. Además de las cuatro alternativas comentadas, en la literatura científica especializada se han identificado otras tres formas menos frecuentes que permiten operar los vertederos como biorreactor:

- Vertedero biorreactor semiaerobio: en él se acelera la descomposición de la materia orgánica, en condiciones aerobias, mediante la aireación natural de la masa de residuos a través de las tuberías que forman el sistema de captación de lixiviados. Al no forzar la introducción del aire no se consiguen las concentraciones óptimas de oxígeno en los residuos, pero los costes de explotación son menores que un vertedero biorreactor aerobio [279].
Esta tecnología se ha desarrollado principalmente en países asiáticos, con experiencias que se remontan a hace más de dos décadas [314], [315].
- Vertedero biorreactor “*flushing*”: en este vertedero se busca, además de la estabilización de los residuos, la eliminación de los contaminantes presentes en el lixiviado mediante la adición de grandes volúmenes de agua [316].
Por ello, los costes de este vertedero son entre dos y cuatro veces los costes de un vertedero tradicional [317].
- Vertedero biorreactor “*retrofit*” o reacondicionado: se trata de la modificación de un vertedero tradicional para convertirlo en un biorreactor, con el consiguiente aumento de los costes asociados a las infraestructuras necesarias para adaptar las instalaciones de recirculación a un vertedero que ya está en operación y que no había sido diseñado para tal efecto [318].

3.4.4. Métodos de recirculación de lixiviados

La elección del método de recirculación de lixiviados es un aspecto crucial a la hora de diseñar un vertedero biorreactor y requiere entender los movimientos del fluido y la distribución de la humedad a través de la masa de residuos [319]. Un sistema ideal de recirculación de lixiviados debería conseguir [320]:

- Distribución homogénea de la humedad en el interior del vertedero
- Mínimo incremento de las presiones en los poros
- Facilidad de implementación
- Costes económicos asumibles

La elección del método más adecuado depende de diversos factores [319]:

- Estado del vertedero: nuevo o reacondicionado
- Fluido que va a ser recirculado (agua y/o lixiviado)
- Disponibilidad técnica
- Operaciones de mantenimiento necesarias
- Costes económicos
- Normativa vigente

La tabla 3.11 muestra los métodos de recirculación de lixiviados existentes.

Tabla 3.11.- Métodos de recirculación de lixiviados

<i>Métodos de recirculación de lixiviados</i>	
Superficiales	Pre-humectación
	Riego superficial
	Balsas de infiltración
Subsuperficiales	Pozos verticales de inyección
	Capas de drenaje (<i>drainage blankets</i>)
	Zanjas horizontales

[44], [300], [319]

Pre-humectación de los residuos

Humedecer los residuos con lixiviado antes de depositarlos en el vaso es un método sencillo de reintroducir lixiviados en el vertedero, garantizando una distribución uniforme y eficiente del contenido de humedad en la masa de residuos. Sin embargo, rara vez se emplea este método en vertederos a gran escala por el gran trabajo que supone. Además, una vez sellado el vertedero no es posible seguir usando esta técnica [44], [300].

Riego superficial

Mediante esta técnica se rocía la superficie del vertedero con lixiviados procedentes de la balsa de almacenamiento. Se trata de un método muy flexible, pero puede ocasionar problemas de olores y de gestión [321], [322]. La recirculación superficial de lixiviados

no se puede realizar en periodos de lluvias y es incompatible con la fase de sellado del vertedero.

Balsas de infiltración

La construcción de estas balsas se realiza en la propia masa de residuos, excavando entre uno y dos metros en el nivel superficial del vertedero. Proporciona una humectación adecuada de los residuos situados justo debajo de las balsas, proporciona capacidad de almacenamiento de lixiviados y pueden recircularse grandes volúmenes. Sin embargo, reduce la capacidad del vertedero, puede ocasionar problemas de estabilidad de taludes, almacenar agua de lluvia, provocar fuertes olores y es incompatible con el sellado del vertedero [44], [300]. En un estudio a escala real en el vertedero de Alachua (EEUU) se optó por abandonar esta técnica en favor de un sistema horizontal de recirculación de lixiviados [323].

Pozos verticales de inyección

Mediante tuberías o pozos verticales los lixiviados se reintroducen en la masa de residuos. Esta técnica permite recircular grandes volúmenes de lixiviados a un coste relativamente bajo en comparación con otros métodos. Además, una vez clausurado el vertedero los pozos de inyección siguen estando operativos.

Las principales desventajas que presentan es que pueden ocasionar problemas de subsistencia, el área de recarga es limitada y pueden interferir con las operaciones de vertido de residuos [44], [300]. Durante un tiempo, este método fue el más popular a la hora de reintroducir lixiviados en el interior del vertedero porque permitía reacondicionar un vertedero tradicional que ya estaba en explotación [44], [324].

Investigaciones recientes sobre la recirculación de lixiviados en pozos verticales de inyección son [325]–[329].

Capas de drenaje

Las capas de drenaje (*drainage blankets*) consisten en material permeable colocado sobre una gran área del vertedero (a diferencia de las zanjas) con la tubería de inyección de lixiviado incrustada en ubicaciones específicas. Estas capas normalmente se instalan a diferentes niveles de profundidad durante el llenado del vertedero, al igual que las zanjas. Investigaciones recientes sobre la recirculación de lixiviados mediante capas de drenaje son [330]–[332].

Zanjas horizontales

Las zanjas horizontales de recirculación de lixiviados consisten en trincheras dispuestas en la superficie del vertedero a diferentes niveles rellenas de grava [319] o con tuberías raburadas de PVC o polietileno de alta densidad [44]. Es la técnica de recirculación más empleada actualmente en los vertederos biorreactores [333]–[337].

Diversos estudios han indicado que este método es más efectivo que la recirculación mediante pozos verticales [333], pero es necesario tener precaución a la hora de construir las zanjas y coordinar las operaciones de vertido, ya que éstas últimas pueden causar el hundimiento de las trincheras [300].

Investigaciones recientes sobre la recirculación de lixiviados mediante zanjas horizontales son [338]–[340].

La figura 3.14 muestra un esquema de un vertedero biorreactor con recirculación de lixiviados mediante zanjas horizontales.

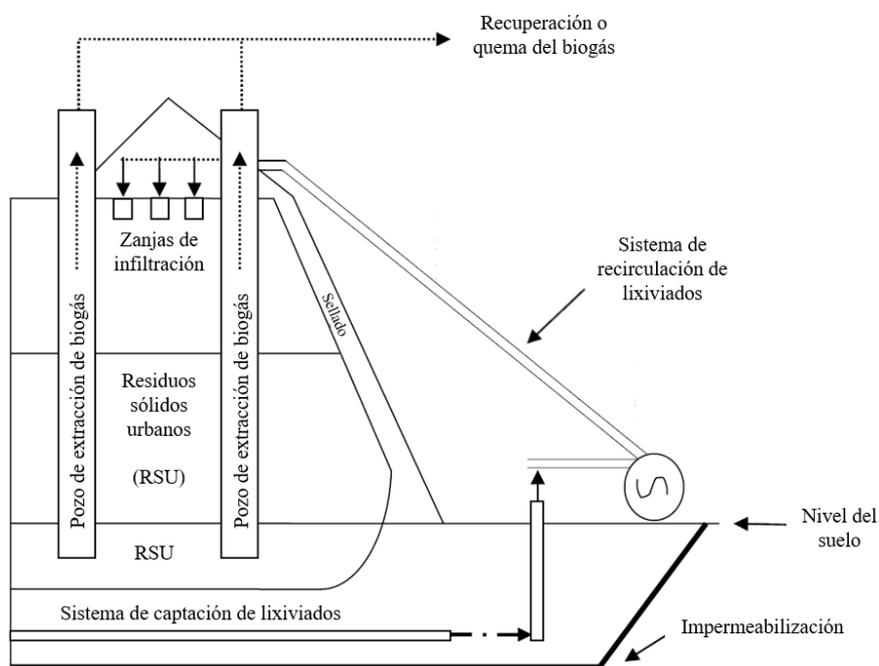


Figura 3.14.- Esquema de un vertedero biorreactor con recirculación de lixiviados
Adaptada de [17]

De todas las técnicas de recirculación comentadas, BIOLEACH lleva implementada la recirculación superficial mediante riego y las zanjas horizontales.

3.4.5. Modelación de la producción de lixiviados y biogás como procesos acoplados

Un vertedero biorreactor es un sistema complejo en el que confluyen diferentes procesos acoplados entre sí. Para poder evaluar el comportamiento de un vertedero biorreactor mediante técnicas de modelación matemática resulta necesario comprender todos estos procesos y su interrelación.

La figura 3.15 muestra un esquema de los procesos acoplados que habría que considerar para modelar de forma completa un vertedero biorreactor. Se representan los procesos térmicos (T), hidráulicos (H) y mecánicos (M), acoplados con los cambios asociados en las propiedades de los RSU, la biodegradación de los residuos (B), la generación de biogás (G) y la recirculación de lixiviados.

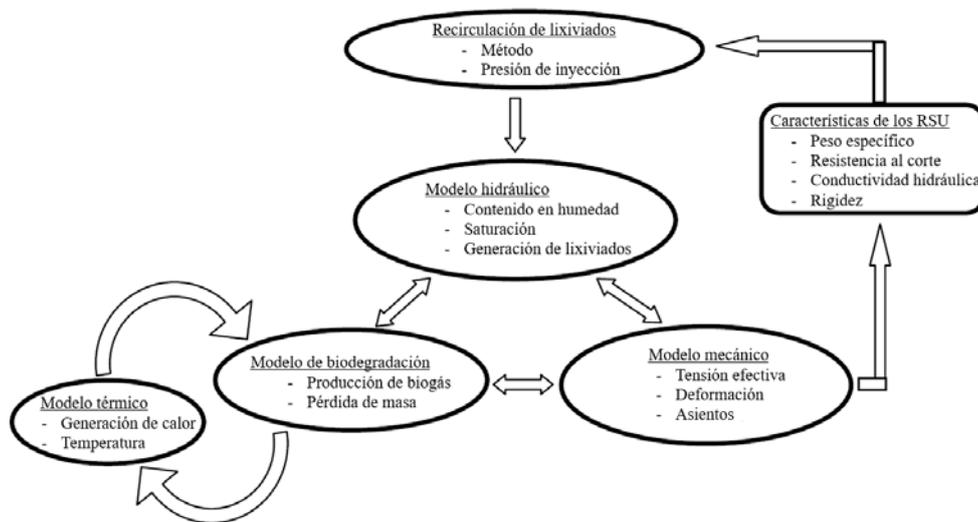


Figura 3.15.- Procesos acoplados en un vertedero biorreactor
Adaptada de [341]

Comparado con modelos que evalúan un único proceso, como los modelos de lixiviados o los modelos de biogás que se han descrito en los apartados 3.1 y 3.2, un modelo acoplado puede ayudar a comprender y a evaluar mejor el comportamiento de un vertedero biorreactor a lo largo del tiempo. En cualquier caso, ni siquiera los complejos modelos THM disponibles en la modelación de procesos hidrogeológicos habituales, orientados en su mayoría a analizar las interacciones entre los procesos hidrológicos, hidráulicos y geotécnicos del suelo, consiguen incorporar en su formulación la totalidad de los procesos que se dan en el interior del vertedero de RSU.

Existe un número reducido de estudios que han investigado de forma experimental el comportamiento del vertedero biorreactor desde el punto de vista de todos los procesos acoplados [342]–[344]. Esto es debido a la dificultad y elevado coste económico que supone la recogida simultánea de datos de numerosas variables.

En la literatura especializada se han identificado diferentes investigaciones que han desarrollado modelos numéricos que tenían en cuenta dos o más procesos de forma acoplada, considerando o no la recirculación de lixiviados.

La tabla 3.12 muestra una relación no exhaustiva de estudios identificados en los que se han desarrollado modelos de procesos acoplados en vertederos de RSU.

Tabla 3.12.-Modelos identificados en la literatura para el análisis de procesos acoplados en vertederos

<i>Modelo y referencia</i>	<i>Procesos acoplados presentes en la modelación</i>				
	<i>Modelo térmico</i>	<i>Modelo hidráulico</i>	<i>Modelo mecánico</i>	<i>Modelo biológico</i>	<i>Biogás</i>
MODUELO [174]		x	x	x	x
LDAT [345]		x	x	x	x
[266]		x	x	x	x
[346]		x	x	x	x
[347]		x	x	x	x
[348]		x	x	x	x
[349]		x	x	x	x
[350]		x	x	x	
[351]		x	x	x	
[352]		x	x	x	
[353]			x	x	x
[267]			x	x	x
[354]			x	x	
CODE_BRIGHT [355]	x	x	x		x
[356]	x	x		x	
BIOKEMOD-3P [357]	x	x		x	
[358]	x	x		x	
[359]	x	x			x
[360]		x			x
LAST [361]		x			x
[362]	x			x	x
T2LBM [363]		x		x	x
[364]		x		x	x
[365]		x		x	x
FLS [366]		x		x	x
BIOLEACH		x		x	x

Varios de estos modelos han sido desarrollados de forma teórica basándose en experimentaciones realizadas en laboratorio, pero no han sido aplicados a vertederos a escala real. Otros modelos se han desarrollado a partir de datos obtenidos en vertederos específicos y deben ser adaptados antes de poder ser utilizados en otros vertederos o con carácter general.

4. BIOLEACH: un modelo de gestión de vertederos biorreactor

4.1. Introducción

En este capítulo se presenta BIOLEACH [367], un nuevo modelo matemático para la gestión a tiempo real de vertederos de residuos sólidos urbanos. El modelo permite realizar estimaciones conjuntas de la producción de lixiviados y biogás e incorpora la posibilidad de simular la recirculación de lixiviados, tanto en la superficie del vertedero como en el interior de la masa de residuos, siendo por tanto adecuado también para la simulación del comportamiento de vertederos biorreactor.

El modelo BIOLEACH se ha concebido desde su origen para ser una herramienta de apoyo a la gestión del vertedero que pueda ser utilizada por el operador del mismo. Conceptualmente, el modelo se fundamenta en la ecuación de balance hídrico como herramienta fundamental para el cálculo de la producción de lixiviados. Mediante esta formulación, el modelo trata de evitar, en la medida de lo posible, la utilización de parámetros que puedan ser complejos de obtener, lo cual es característico de otras formulaciones basadas en la teoría general del flujo en medios porosos no saturados que utilicen adaptaciones de la Ley de Darcy o de la Ecuación de Richards (tal cual se describió en el apartado 3.2.3).

Por tanto, en el modelo BIOLEACH, la producción de lixiviados se estima utilizando una particularización de la ecuación de balance hídrico que incluye todas las componentes hidrológicas, así como los volúmenes de agua consumidos por la degradación de la

materia orgánica durante el proceso de producción de biogás. Además, los flujos de recirculación de lixiviados que sean bombeados desde la balsa de almacenamiento son considerados de forma independiente, adaptando la formulación del balance al sistema de gestión del biorreactor.

La producción del gas de vertedero y la generación de lixiviados son considerados por el modelo como procesos acoplados a través de los balances hídricos correspondientes. Los cálculos de generación de biogás se realizan a la vez que los cálculos de producción de lixiviados considerando las condiciones fisicoquímicas realmente existentes en el interior de la masa de residuos.

El modelo utiliza como variable principal el contenido en humedad existente en los residuos, obteniendo a partir de él los volúmenes mensuales de biogás y lixiviado, ajustando convenientemente la reacción estequiométrica que describe el proceso de degradación de la materia orgánica contenida en los residuos.

BIOLEACH utiliza datos de producción de residuos a escala mensual, lo cual le aporta flexibilidad suficiente para adaptarse a las posibles variaciones derivadas de las necesidades reales de gestión de las instalaciones de tratamiento de residuos. Asimismo, el modelo utiliza valores de los parámetros climatológicos a escala mensual obtenidos de estaciones meteorológicas locales, de forma que las simulaciones realizadas incorporen la mayor cantidad posible de información.

BIOLEACH se presenta, por tanto, como una herramienta de gestión de vertederos que permite, además, justificar cuáles son los volúmenes de recirculación de lixiviado que aseguran condiciones de humedad óptimas en el interior del vertedero, garantizando la máxima producción de biogás.

El modelo desarrollado sirve de apoyo para la toma de decisiones en la gestión diaria del vertedero, respondiendo a las necesidades reales a las que debe enfrentarse el operador, considerando que recibe una cantidad conocida de residuos previamente caracterizados bajo unas determinadas condiciones meteorológicas y que dispone de un volumen limitado de almacenamiento de lixiviados en la balsa. El modelo debe ser capaz de responder a aspectos tales como:

- ¿Cuál es la producción de lixiviados esperable cada mes?
- ¿Cuál es la producción real de biogás?
- ¿Cómo puede maximizarse la producción de biogás recirculando de forma óptima el volumen de lixiviados almacenado en la balsa?
- En el caso en el que sea conveniente recircular el lixiviado, ¿cómo debe distribuirse tal volumen en el interior de la masa del vertedero?

Todas las cuestiones anteriores son de gran relevancia, tanto desde el punto de vista medioambiental como económico. Junto con la estabilidad de taludes y la evaluación de asentamientos (aspectos geotécnicos no incorporados en esta versión del modelo BIOLEACH), la producción de lixiviados y biogás se plantean como los problemas medioambientales

más relevantes asociados a la eliminación de residuos mediante su depósito en vertedero controlado.

La fuga de lixiviados desde un vertedero de RSU constituye una de las fuentes principales de contaminación de suelos y aguas subterráneas. Por su parte, las emisiones difusas de biogás desde vertederos de RSU han sido identificadas como una de las fuentes más importantes de gases de efecto invernadero.

Desde el punto de vista económico, la gestión de lixiviados se realiza habitualmente mediante su captación, almacenamiento en balsa y traslado en camiones cuba hasta una estación de tratamiento de aguas residuales que suele estar localizada lejos del vertedero. Los costes de esta gestión externa de lixiviados suponen, de hecho, uno de los mayores costes asociados a las instalaciones de eliminación de residuos.

Disponer de un modelo de gestión de vertedero que informe acerca de las reglas de operación óptimas, que garanticen a la vez que la producción de biogás sea máxima mientras se minimizan los costes de tratamiento de lixiviados, resulta de capital importancia para cumplir los objetivos planteados por la legislación vigente en materia de protección medioambiental.

4.2. Descripción del modelo conceptual

Como se ha dicho anteriormente, BIOLEACH es un modelo matemático fundamentado en la ecuación de balance hídrico que permite realizar la evaluación conjunta de la producción de lixiviados y biogás en vertederos de RSU. Además, BIOLEACH está planteado de forma que estos dos procesos físicos se consideran de forma acoplada, tratando así de responder de la mejor forma posible a la realidad que ocurre en el interior de la masa de residuos.

La figura 4.1 muestra el modelo conceptual implementado en BIOLEACH.

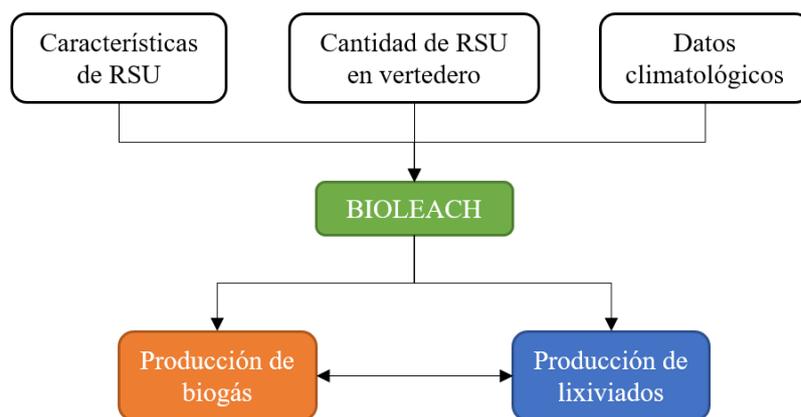


Figura 4.1.- Modelo conceptual de BIOLEACH

Los datos de entrada al modelo que deben ser proporcionados por el usuario son:

- Los resultados de los ensayos de caracterización química realizados sobre los residuos a gestionar
- Las cantidades mensuales de residuos depositadas en el vertedero
- Valores de precipitación y evaporación real a escala mensual procedentes, a ser posible, de estaciones meteorológicas cercanas

A partir de los datos anteriores, el modelo calcula la producción de lixiviados y biogás al final de cada mes y realiza las sugerencias de recirculación de lixiviado hacia el interior del vertedero para garantizar que las condiciones de contenido en humedad en los residuos se acercan, en la medida de lo posible, a las condiciones óptimas que permiten maximizar la producción de biogás.

Una de las características principales de BIOLEACH es la posibilidad de analizar el comportamiento del vertedero como biorreactor (figura 4.2). El módulo de cálculo compara la producción mensual de biogás (CH_4+CO_2) con la máxima cantidad de biogás, bajo condiciones óptimas, que es posible obtener para la tipología de residuos depositados en el vaso. El modelo determina cuál es el volumen de lixiviado a recircular desde la balsa de almacenamiento y cuáles son las posiciones óptimas en el interior del vaso de vertido en las que es más conveniente realizar tal recirculación, llevando en todo momento el control del volumen de lixiviados almacenado en la balsa y considerando las condiciones climatológicas locales.

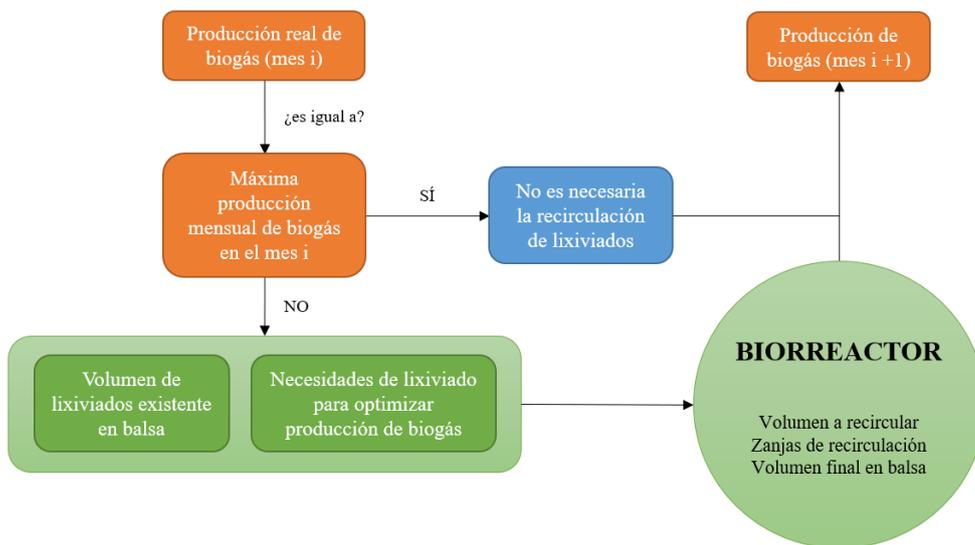


Figura 4.2.- Esquema de vertedero biorreactor implementado en BIOLEACH

Cada mes, el modelo compara la producción real de biogás (que, o bien es medida directamente por el operador del vertedero, o bien es calculada por el modelo) con la máxima producción de biogás que ha sido calculada previamente por el modelo, bajo condiciones óptimas. Si estos dos valores son iguales no se necesita recircular lixiviados, dado que el contenido en humedad de los residuos es óptimo. Sin embargo, si la producción real de biogás es menor que la producción óptima, el modelo calcula cuál es el volumen de lixiviados que es necesario recircular y lo compara con el volumen de lixiviado almacenado en la balsa, siguiendo la metodología descrita más adelante. El modelo informa al usuario de cuál es la profundidad óptima en la que deben ser reintroducidos los lixiviados en el vaso, así como el volumen final de lixiviados almacenados en la balsa tras la recirculación.

El vertedero se discretiza mediante una serie de niveles horizontales de potencia y superficie variables (figura 4.3). La infiltración neta actúa exclusivamente sobre el nivel superior y sus valores se calculan mensualmente como la diferencia entre la precipitación y la evaporación real. El modelo considera lixiviado al volumen de fluido drenado por el nivel inferior más profundo, dando por supuesto que el sistema de captación de lixiviados es totalmente eficiente y que, por tanto, en ningún caso se almacenan lixiviados en el fondo de vaso.

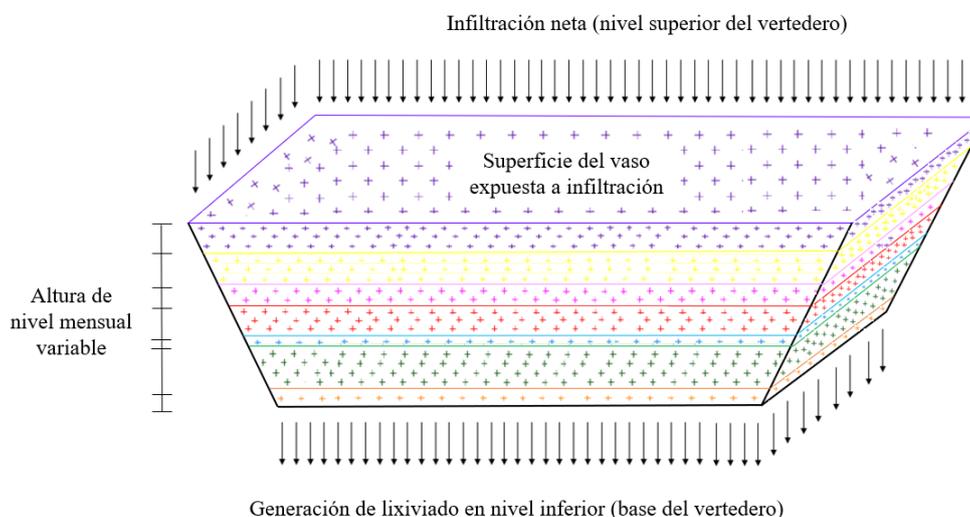


Figura 4.3.- Discretización espacial del vertedero biorreactor

4.2.1. Términos de la ecuación de balance hídrico en cada nivel

La figura 4.4 presenta los distintos términos considerados por BIOLEACH para construir la ecuación de balance hídrico en cada nivel. En dicha figura se muestran en blanco los datos a introducir por el usuario, en gris los parámetros del modelo a calibrar, en azul los términos relacionados con la producción de lixiviados y en naranja los términos

relacionados con la producción de biogás. En lo sucesivo, se muestra en verde todos aquellos parámetros internos, cálculos elaborados o resultados obtenidos por el modelo.

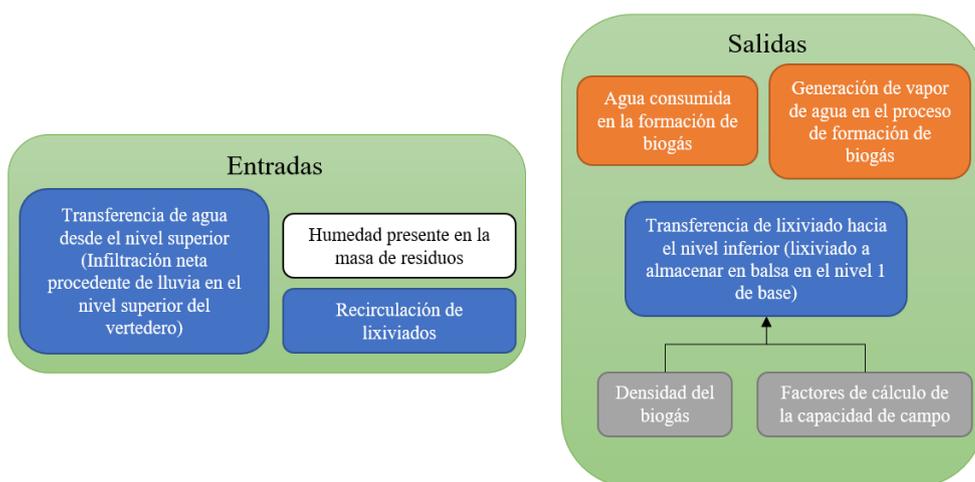


Figura 4.4.- Términos de la ecuación de balance hídrico en BIOLEACH

En cada capa de la discretización, la ecuación de balance hídrico se calcula mensualmente de la forma mostrada por la ecuación 4.1:

$$\Delta S_{RSU} = W_{RSU} + W_{MC} + W_{UP} + W_{RL} - W_B - W_{VA} - W_{LO} \quad (4.1)$$

donde ΔS_{RSU} (kg agua/m² de vertedero en explotación en cada nivel) es la variación de humedad dentro de la masa de residuos (figura 4.5). Se consideran entradas en cada nivel:

- W_{RSU} : humedad presente en la masa de residuos, cuyo valor depende de los ensayos de caracterización de los RSU. Típicamente, este valor será superior en el caso en que los RSU provengan de un sistema de recogida “todo uno” e inferior en el caso en que provengan de una planta de tratamiento en la cual los residuos hayan sido sometidos a un proceso de tratamiento mecánico-biológico.
- W_{MC} : humedad presente en el material de cobertura utilizado para facilitar las operaciones de extendido de los residuos.
- W_{UP} : transferencia de agua desde el nivel inmediatamente superior. En el caso del nivel topográficamente más elevado este término se corresponde con la infiltración neta (precipitación – evaporación real).
- W_{RL} : volumen de lixiviados que provenga de la balsa de almacenamiento por recirculación (en el caso en que se realice la gestión del vertedero como biorreactor). BIOLEACH permite la simulación tradicional de la gestión del vertedero, haciendo nulo este valor.

Se consideran salidas en cada nivel:

- W_B : agua consumida en el proceso de formación de biogás.
- W_{VA} : generación de vapor de agua durante el proceso de formación de biogás, evaluada a partir de la ecuación de los gases perfectos.
- W_{LO} : transferencia de lixiviado hacia el nivel inferior. En el caso en que se esté realizando el balance en el nivel más profundo del vertedero, este término es la producción mensual de lixiviados (que se considera que se almacena por completo en la balsa existente).

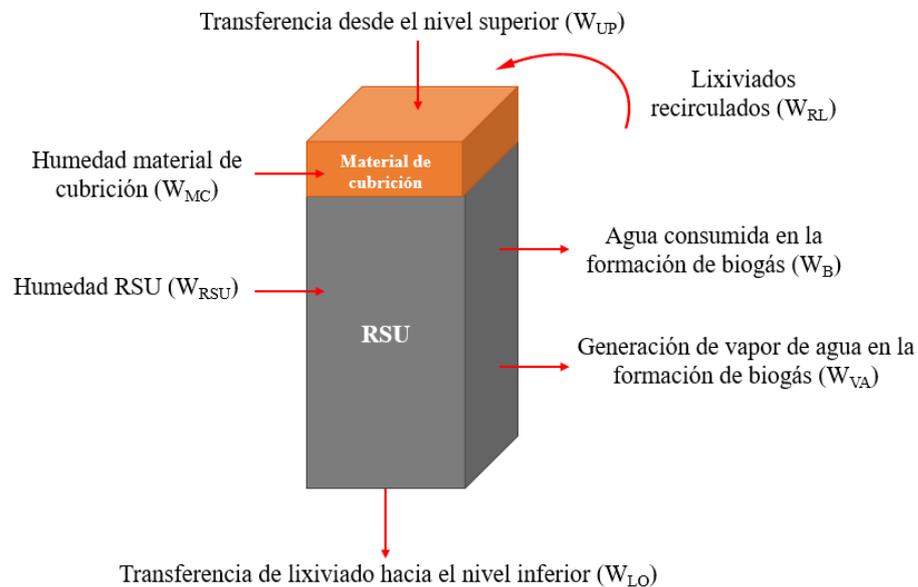


Figura 4.5.- Términos de entrada y salida en la ecuación de balance hídrico

El modelo BIOLEACH evalúa la producción de lixiviados considerando que el sistema de recogida de los mismos (constituido habitualmente por una red de colectores en forma de espina de pez, protegidos por una capa de gravas de fondo) funciona perfectamente y está totalmente operativo durante todo el tiempo en el cual el vertedero produce lixiviados, o al menos durante las fases de explotación, sellado, clausura y vigilancia ambiental.

Para la evaluación de todos los términos de la ecuación de balance hídrico, es necesario calibrar además los siguientes dos parámetros:

- Densidad del biogás (cuyo valor se encuentra habitualmente entre 1,1 y 1,6 kg/m^3) [368]

- Factor de capacidad de campo (FCC) de los RSU [11], [369]:

$$FCC = A - B \cdot \left(\frac{W}{C + W} \right) \quad (4.2)$$

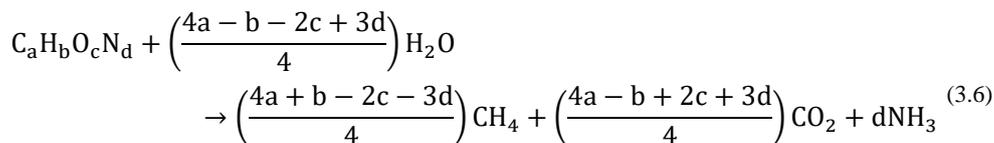
donde A, B y C son tres coeficientes a calibrar y W es el peso total en base seca (kg) sobre el nivel considerado. FCC está relacionado con la capacidad de campo (CC) que expresa el máximo contenido en humedad que pueden albergar los residuos hasta comenzar a lixiviar expresado en kg de agua por kg de RSU en base húmeda.

El contenido en humedad de los residuos se calcula a partir de los ensayos de caracterización proporcionados por el usuario. Si el vertedero ya se encuentra en operación, se pueden aplicar métodos geofísicos para estimar este parámetro [370].

4.2.2. Cálculo de la producción óptima mensual de biogás

Como resultado de los ensayos de caracterización de residuos, que deben ser conocidos por el usuario antes de la realización de las simulaciones, se obtienen el peso total de cada uno de los componentes del residuo, su contenido en humedad y las masas de C, H, O y N incluidas en la fracción orgánica de los residuos. Para el cálculo de la producción de biogás, el modelo considera tanto la fracción de los residuos rápidamente biodegradable (RRB) como la lentamente biodegradable (RLB), así como la fracción del residuo no biodegradable (RNB) que habitualmente resulta de las ineficiencias del proceso de separación previo en el caso de que los residuos procedan de una planta de tratamiento.

Tal y como se ha comentado en el apartado 3.1, de entre todas las formulaciones estequiométricas que describen el proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica incluida en un vertedero de RSU, se ha escogido la mostrada en la ecuación 3.6, que permite estimar la producción de biogás bajo condiciones óptimas (aquellas que producen la biodegradación total de la materia orgánica contenida en los residuos), en función de la composición química del RSU y despreciando los efectos de la presencia de azufre [11]:



El término $C_aH_bO_cN_d$ representa en base molar la composición de la materia orgánica al inicio del proceso. Los coeficientes a, b, c y d son las proporciones molares de carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno, respectivamente. Estos coeficientes son calibrados automáticamente por el modelo para una mezcla dada de residuos almacenados en el vertedero. Su valor depende de las proporciones de los diferentes componentes presentes en la mezcla de residuos. La metodología anterior asume que la fracción orgánica biodegradable del residuo se estabiliza completamente y, finalmente, se degrada para formar

metano, dióxido de carbono y amoníaco. La velocidad de esta conversión depende del contenido de RRB y RLB dentro de la masa de residuos y de la disponibilidad de agua, la cual es un factor limitante cuya ausencia puede inhibir el proceso de formación del biogás.

Así pues, BIOLEACH calcula la máxima producción de biogás de forma independiente para la fracción rápidamente biodegradable y para la lentamente biodegradable. El modelo considera que la cinética de la reacción de la degradación de la materia orgánica sigue un patrón triangular. El usuario debe calibrar cuál es el porcentaje de RSU que está efectivamente disponible para ser degradado y, además, debe especificar los parámetros de dicho modelo triangular. Estos parámetros son los siguientes:

- Tiempos empleados hasta alcanzar la degradación total de las fracciones RRB y RLB.
- Tiempo en los que se alcanza la tasa máxima de biodegradación para las fracciones RRB y RLB.

En conclusión, la máxima producción mensual de biogás se obtiene a partir de los siguientes tres factores que deben ser conocidos por el usuario:

- Composición de los RSU en el mes i : procedente habitualmente de los ensayos de caracterización realizados en las plantas de tratamiento, en los cuales se determina el porcentaje de humedad de cada uno de los componentes de RSU, tanto orgánicos como inorgánicos.
- Análisis químico elemental de los RSU depositados en el vertedero en el mes i , en el cual se determinan las proporciones molares de C, H, O y N presentes en cada una de las fracciones que componen el residuo, tanto de la fracción rápidamente biodegradable (RRB) como de la fracción lentamente biodegradable (RLB).
- Masa total de RSU (kg) depositados en el vertedero en el mes i , la cual será distribuida en la superficie total expuesta a infiltración neta indicada por el usuario.

El usuario dispone de la posibilidad de establecer el porcentaje de los residuos que se encuentra efectivamente disponible para su degradación total, distinguiendo entre el porcentaje correspondiente a la fracción RRB y a la RLB. De acuerdo con la bibliografía consultada [11], [47], estos valores son inferiores a un 75% para los RRB y un 50% para los RLB, lo cual deja de manifiesto que, incluso tras la finalización del proceso de formación de biogás, todavía quedará almacenado un alto contenido de materia orgánica en el interior del vertedero.

La figura 4.6 muestra el diagrama de flujo para el cálculo de la máxima producción mensual de biogás en función de los valores de los tres factores anteriormente descritos.

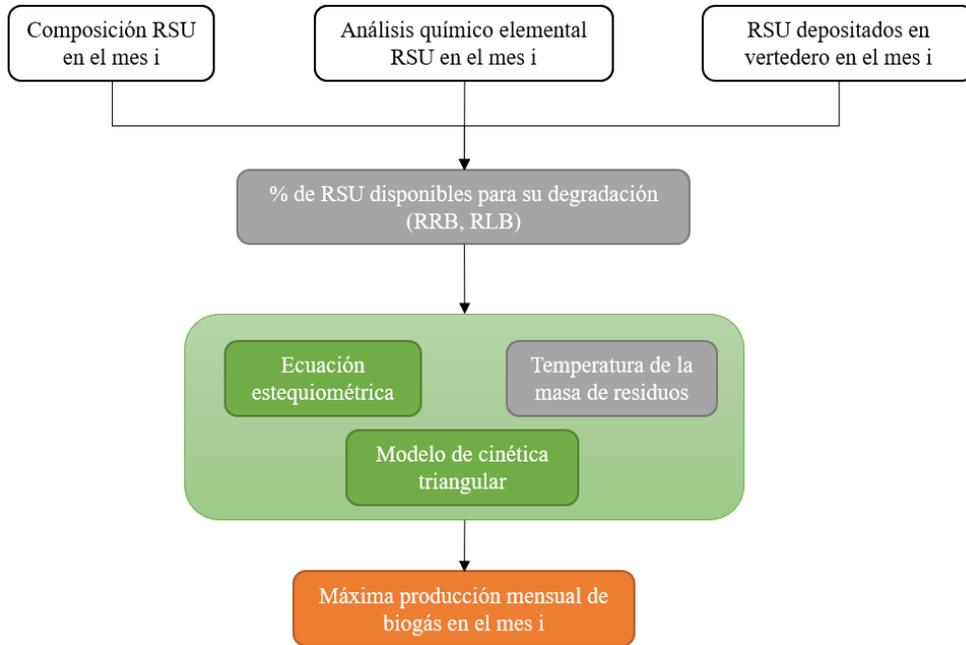


Figura 4.6.- Diagrama de flujo para el cálculo de la máxima producción mensual de biogás en cada nivel

A continuación, se describe en mayor detalle el modelo de cinética de reacción considerado para poder establecer la tasa unitaria de formación de biogás (m^3 biogás/kg RSU en cada mes) correspondiente a cada una de las fracciones de RSU (RRB y RLB). En el apartado 3.1 se han descrito varios modelos de cinética de reacción, todos ellos existentes en la literatura científica consultada. De entre todos ellos, por su sencillez, el modelo de descomposición triangular ha sido el finalmente implementado en BIOLEACH. Este modelo triangular se ha definido de forma independiente para describir los procesos de degradación de las fracciones RRB y RLB, presentando las siguientes características:

- Para la fracción rápidamente biodegradable (figura 4.7):
 - Periodo total de descomposición = 5 años
 - La tasa máxima de formación de biogás se produce 1 año después del vertido de los RRB en el vaso.

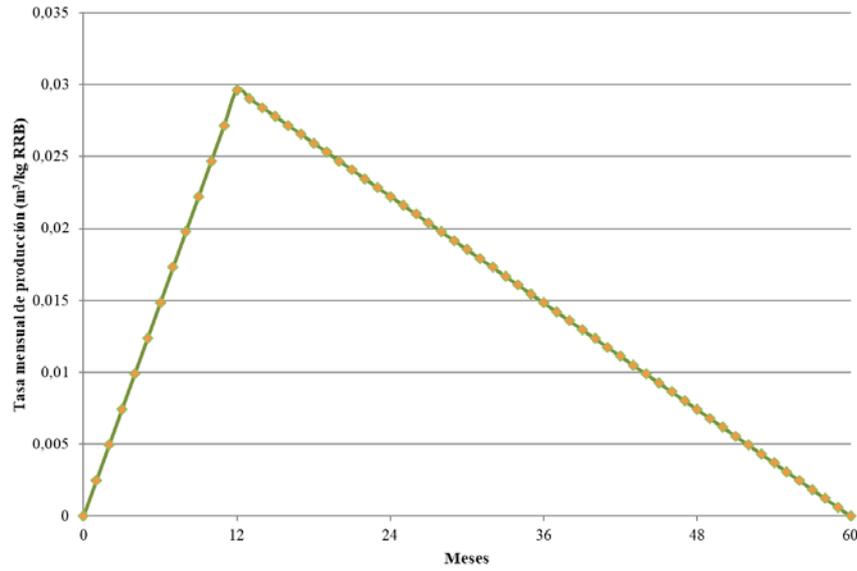


Figura 4.7.- Tasa mensual de producción de biogás por kg de RRB. Modelo de cinética triangular

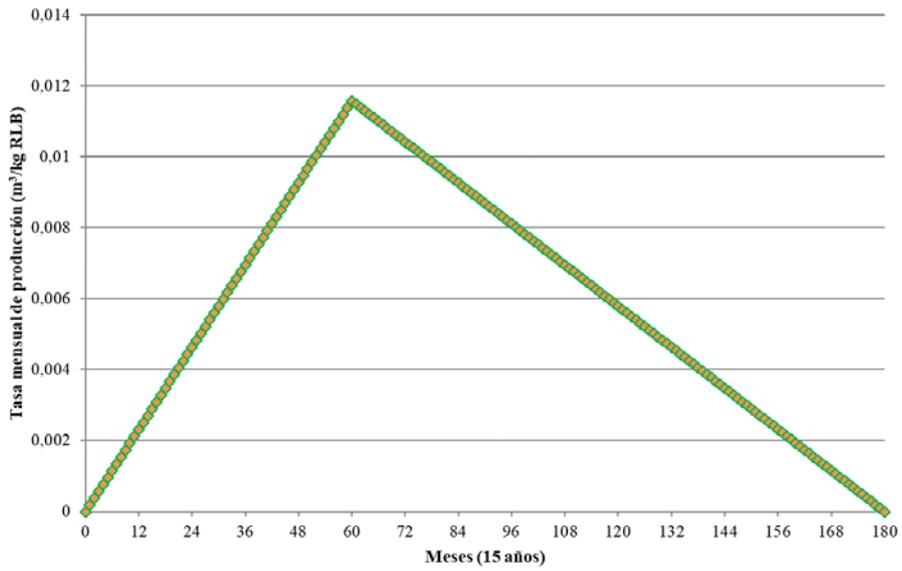


Figura 4.8.- Tasa mensual de producción de biogás por kg de RLB. Modelo de cinética triangular

- Para la fracción lentamente biodegradable (figura 4.8):
 - Periodo total de descomposición = 15 años
 - La tasa máxima de formación de biogás se produce 5 años después del vertido de los RLB en el vaso.

Las figuras 4.7 y 4.8 muestran de qué forma se degrada un kg de RRB y de RLB a lo largo del tiempo. El modelo triangular considera que la tasa de degradación (velocidad con la que ocurre el proceso de descomposición anaerobia) no es constante. Para el caso de la fracción RRB, esta tasa es linealmente creciente durante los primeros doce meses desde que el residuo fue depositado en el vertedero, alcanzando su valor máximo al final del mes 12, y desciende también linealmente hasta anularse al final del mes 60. Para el caso de la fracción RLB, el comportamiento es similar, alcanzando el valor máximo al final del mes 60 y anulándose al final del mes 180, es decir, quince años después de haber sido depositado el residuo en el vertedero.

De esta manera, para calcular la producción de biogás en un determinado instante debe atenderse a la edad de los residuos que han sido depositados en el vaso con anterioridad, puesto que las tasas de producción de biogás son distintas en función del tiempo transcurrido desde el vertido hasta el instante de cálculo. De acuerdo con todo lo comentado anteriormente, la máxima producción de biogás en un determinado instante se obtiene como convolución de todas las producciones de ambas fracciones de residuo (RRB y RLB) que hubieran sido depositadas en el vertedero, desde su puesta en funcionamiento hasta la fecha de cálculo.

La figura 4.9 ilustra este proceso de convolución, considerando una discretización temporal anual. Sin embargo, BIOLEACH considera una discretización temporal mensual y lleva un control estricto de estas tasas de producción de biogás a través de un proceso de convolución, que es mucho más detallado que el mostrado en la figura 4.9. Esta discretización temporal mensual es una de las características principales del modelo, por cuanto le aporta una mayor flexibilidad en comparación con los modelos de cálculo de producción de lixiviados y biogás a escala anual habitualmente empleados.

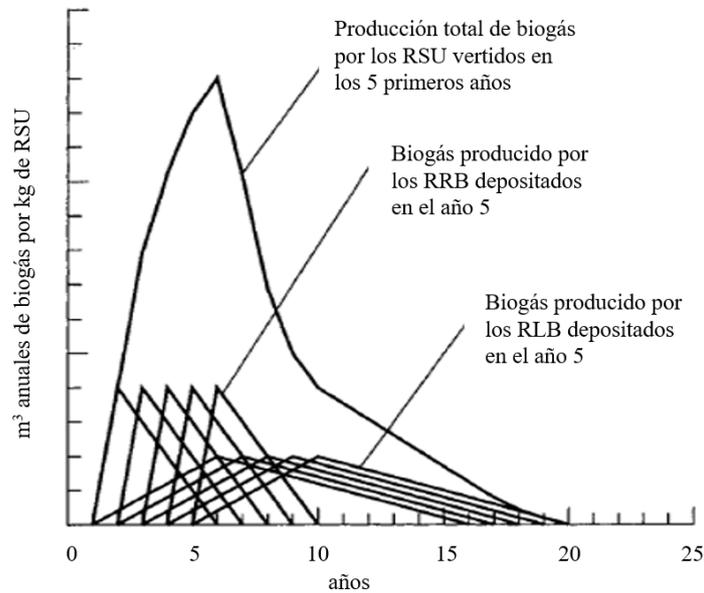


Figura 4.9.- Producción máxima de biogás según el modelo de cinética triangular
Adaptada de [11]

4.2.3. Modelo conceptual del biorreactor implementado en BIOLEACH

Una vez que se ha calculado la producción óptima mensual de biogás a partir de la totalidad de datos disponibles y de la metodología descrita en el apartado anterior, BIOLEACH permite simular la operación mensual del vertedero calculando los lixiviados producidos en cada mes y comparando la producción mensual de biogás con la producción óptima.

El modelo conceptual implementado en BIOLEACH considera que las desviaciones en la producción de biogás respecto de la producción óptima se deben a la ausencia de condiciones óptimas de humedad en la masa de residuos. La recirculación de lixiviados se plantea, por tanto, como una alternativa eficaz para mejorar las condiciones de humedad en el interior del vertedero, tratando de alcanzar, en la medida de lo posible, condiciones más próximas a aquellas que producen la cantidad óptima de biogás. Este es el fundamento principal de la operación del vertedero como biorreactor.

Por ello, BIOLEACH ha sido diseñado como un modelo de gestión mensual de vertedero biorreactor, que proporciona al usuario información suficiente que le permite tomar decisiones acerca de los volúmenes de lixiviado procedentes de la balsa de almacenamiento que conviene reintroducir en la masa de residuos, indicando asimismo a qué profundidad en el interior del vertedero biorreactor es más conveniente realizar tal recirculación.

Todo este proceso de cálculo se realiza en el denominado “Módulo biorreactor”, que es en realidad el núcleo del modelo BIOEACH. La figura 4.10 muestra el diagrama de flujo del módulo biorreactor.

Como se ha comentado anteriormente, el modelo de biorreactor se fundamenta en la ecuación de balance hídrico. BIOEACH lleva un control del volumen de lixiviados almacenados en la balsa en cada mes y calcula los lixiviados existentes en el mes siguiente (considerando o no la recirculación de lixiviados al vaso) en función del consumo de agua en el proceso de formación de biogás, de las aportaciones externas de agua por infiltración y de la humedad presente en los residuos depositados en el vaso.

El usuario debe aportar como datos de entrada:

- La superficie de la balsa de lixiviados y su máxima capacidad de almacenamiento. La superficie de la balsa de lixiviados es necesaria para evaluar la evaporación de los lixiviados en la balsa, así como el incremento de volumen de lixiviados por precipitación directa sobre ella. El máximo volumen de almacenamiento de la balsa se utiliza para informar al usuario de posibles desbordamientos.
- Los datos climatológicos mensuales (precipitación y evaporación real).

Para tener en cuenta los efectos de lluvias torrenciales, que proporcionan valores de precipitación anormalmente elevados respecto del valor medio mensual (P_{av}), se define el factor de torrencialidad ($FT > 1$). Si la precipitación mensual es mayor que ($FT \cdot P_{av}$), entonces toda esta precipitación mensual se infiltra en el vertedero, obviando los efectos de la evaporación. La consideración de este factor de torrencialidad permite tener en cuenta las aportaciones de agua de infiltración producidas por estos eventos extremos, que son recurrentes en cuencas mediterráneas y que, de otro modo, no serían tenidos en cuenta dado que la evaporación real puede ser superior a la precipitación si únicamente se consideran sus valores medios mensuales.

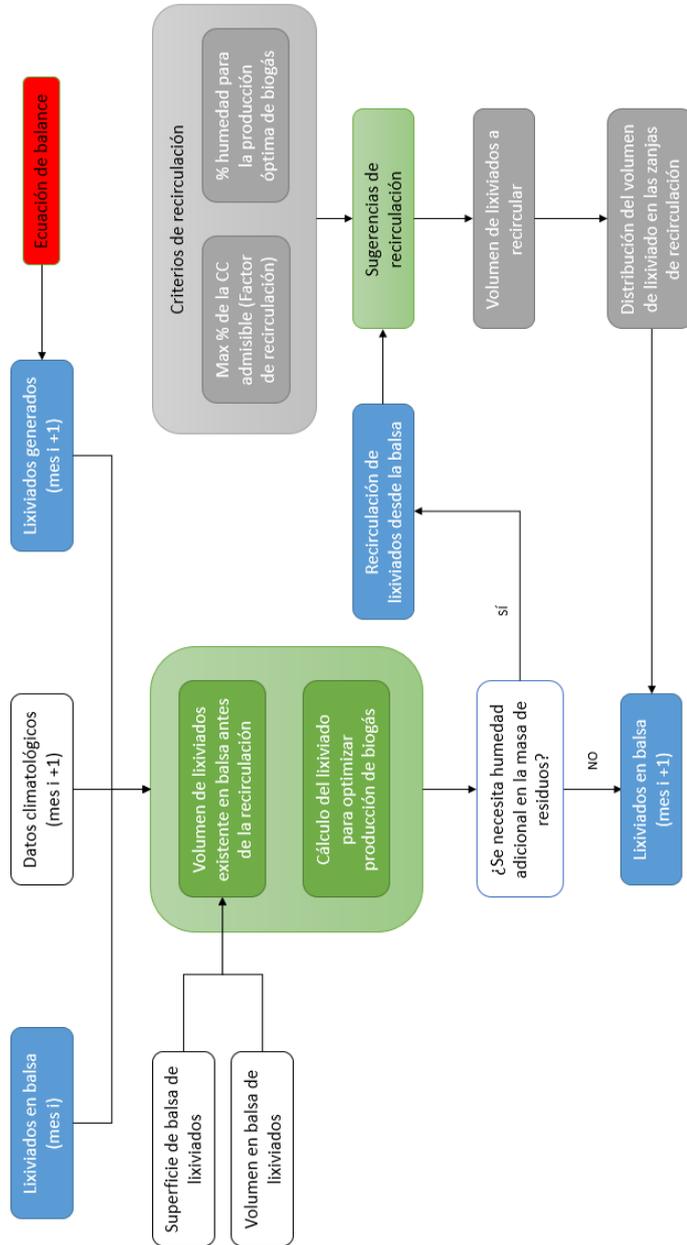


Figura 4.10.- Diagrama de flujo del módulo biorreactor implementado en BIOLEACH

4.2.4. Criterios de recirculación

Si, una vez realizado el cálculo de la producción mensual de biogás de acuerdo con lo especificado en el apartado anterior, se identifica que es necesario aportar humedad adicional a la masa de residuos, el modelo sugiere como resultado intermedio la realización de una recirculación en base a dos criterios distintos que deben ser definidos por el usuario y que pueden ser modificados durante el proceso de modelación:

- Criterio 1: verificar que existe un contenido de humedad en los residuos que garantice la producción óptima de biogás.
- Criterio 2: verificar que el contenido en humedad de los residuos alcanza un valor previamente definido relacionado con su capacidad de campo.

Los resultados proporcionados por BIOLEACH dependen de la definición de estos dos criterios.

Criterio 1 - Criterio de formación de biogás

Respecto del criterio 1, y de acuerdo con la información recabada en el estado del arte, podemos considerar que el proceso de producción de biogás se realiza cuando el contenido en humedad de los residuos está en el rango entre el 40% y 60%. Valores inferiores de humedad inhiben el proceso de degradación bacteriana de la materia orgánica, mientras que valores superiores pueden comprometer la estabilidad de los taludes de residuos, limitando asimismo el proceso de formación de biogás. Todos estos procesos son controlados definiendo un factor α como el contenido de humedad objetivo de la masa de residuos.

De este modo, el criterio 1 puede escribirse en función de α para maximizar la producción de biogás, tal cual se muestra en la ecuación 4.3:

$$W_{RL} = \frac{\alpha}{1 - \alpha} \cdot W_{RSU,seco} \quad 0 < \alpha < 1 \quad (4.3)$$

donde

W_{RL} : peso del lixiviado recirculado
 $W_{RSU,seco}$: peso seco de los RSU

Criterio 2 - Criterio hidrológico

El criterio 2 está considerado en BIOLEACH de forma que se asegure la existencia de un nivel de humedad suficientemente alto en la masa de residuos, pero evitando condiciones de saturación. El modelo permite que el contenido en humedad tras la recirculación de lixiviados sea hasta un 30% superior al contenido en humedad correspondiente a la capacidad de campo (CC), que es la humedad de los RSU a partir de la cual se comienzan a generar lixiviados.

Para controlar este proceso se define el factor β , de forma que el criterio 2 se escribe en términos del contenido de humedad objetivo dentro de la masa de residuos, por encima de la CC, de la forma mostrada en la ecuación 4.4:

$$W_{RL} = \frac{\beta \cdot CC}{1 - \beta \cdot CC} \cdot W_{RSU,seco} \quad 1 \leq \beta \leq 1,3 \quad (4.4)$$

De esta forma, BIOLEACH sugiere al operador la realización o no de acciones de recirculación de lixiviados localizadas en distintos niveles del vertedero biorreactor. El modelo considera que es posible realizar la recirculación de lixiviado en zanjas horizontales de infiltración construidas al efecto cada doce niveles mensuales, y que estas zanjas se encuentran perfectamente operativas durante todo el periodo de vida del vertedero (incluyendo las fases de operación, sellado, restauración ambiental y vigilancia post-clausura).

Las sugerencias de recirculación proporcionadas por el modelo BIOLEACH están diseñadas de forma que se mantenga un nivel de humedad homogéneamente distribuido en el interior de la masa de residuos, atendiendo a la ocurrencia de eventos de lluvia localizados que pudieran aumentar el contenido de humedad en los niveles superiores, dirigiendo en tal caso el volumen de lixiviado recirculado hacia niveles inferiores del vertedero biorreactor.

En todo caso, la decisión acerca de la aceptación o no de las sugerencias de recirculación proporcionadas por BIOLEACH debe ser tomada por el operador, quien puede controlar manualmente tanto el volumen de lixiviado realmente recirculado como la(s) zanja(s) de infiltración hacia la(s) que se dirige tal volumen.

Si el valor de la recirculación se mantiene nulo en el tiempo, se estaría realizando una gestión clásica del vertedero, en la cual todo el volumen de lixiviado debe ser gestionado externamente.

4.3. Descripción del modelo numérico

La formulación numérica para la implementación del modelo conceptual descrito anteriormente se ha programado en Visual Basic en una serie de hojas de cálculo en tres módulos independientes:

- Módulo 1 - Módulo de cálculo de la producción mensual de biogás óptima
- Módulo 2 - Módulo de gestión del vertedero biorreactor
- Módulo 3 - Módulo de reglas de operación

Para la ejecución completa del modelo, deben ejecutarse secuencialmente los tres módulos anteriores.

A continuación, se describe de forma detallada las características de cada uno de los tres módulos mencionados. En las figuras correspondientes a pantallas de introducción de

datos y resultados, se resaltan las celdas cuyos valores deben ser proporcionados por el usuario. Los valores mostrados en todas las figuras del presente apartado se corresponden con los utilizados en la aplicación práctica del modelo, que se describirá en el capítulo siguiente.

4.3.1. Módulo 1 - Módulo de cálculo de la producción mensual de biogás óptima

Para la ejecución del módulo 1, es necesario conocer en cada mes la siguiente información, que debe ser proporcionada por el usuario:

- Composición porcentual de las distintas fracciones presentes en los RSU
- Análisis químico elemental de las fracciones RRB y RLB
- Cantidad de RSU depositados mensualmente en el vaso de vertido

La composición porcentual de las distintas fracciones presentes en los RSU debe proceder de los correspondientes ensayos de caracterización, cuyo objetivo es determinar el peso seco y el contenido en humedad de cada uno de los componentes presentes en la mezcla de RSU. En el modelo se consideran los siguientes componentes, que pueden o no estar presentes en los residuos considerados en función de los datos proporcionados por el usuario:

- Residuos rápidamente biodegradables (RRB):
 - Restos de comida
 - Papel y cartón
 - 60% Residuos de jardín
- Residuos lentamente biodegradables (RLB):
 - 40% Residuos jardín
 - Madera
 - Textiles
 - Goma
 - Cuero
- Residuos no biodegradables (RNB):
 - Plásticos
 - Vidrio
 - Metales férricos
 - Metales no férricos
 - Otros

De cada uno de los componentes anteriores, el usuario debe introducir los valores correspondientes a su peso húmedo y al contenido en humedad. En el modelo se asume que el peso total de la muestra de residuos es de 100 kg. En el caso en que la muestra analizada tuviera un peso distinto, el usuario debe realizar la correspondiente conversión.

Además, el usuario debe informar acerca del porcentaje de RRB y RLB que están efectivamente disponibles para degradarse y formar biogás. Estos valores deben ser objeto de calibración específica.

La figura 4.11 muestra un ejemplo de pantalla de introducción de datos de caracterización de residuos en el módulo 1 de BIOLEACH.

MUESTRA INICIAL (100 kg)			
Componente	% peso húmedo	Humedad (%)	Peso seco (kg)
Restos comida	17,4	70,0	5,2
Papel – cartón	23,8	50,0	11,9
Residuos jardín	3,9	60,0	1,6
Madera	1,1	30,0	0,8
Textiles	22,9	10,0	20,6
Goma	0,0	2,0	0,0
Cuero	0,0	10,0	0,0
Plásticos	17,1	4,0	16,4
Vidrio	7,4	2,0	7,2
Metales férricos	1,6	3,0	1,6
No férricos	0,2	3,0	0,2
Otros	4,7	30,0	3,3
TOTAL	100,0	31,29	68,7

% de RRB disponibles para degradación	50,00%
% de RLB disponibles para degradación	30,00%

Figura 4.11.- Módulo 1. Datos de composición de RSU

Una vez se han introducido los datos correspondientes a los ensayos de caracterización de residuos, debe introducirse la información correspondiente al análisis químico elemental de la fracción orgánica de los residuos. El modelo considera únicamente el contenido en carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, azufre y cenizas de cada uno de los componentes biodegradables, expresadas como porcentaje en peso en base seca.

A partir de esta información, el modelo calcula automáticamente el peso húmedo (kg), el peso seco (kg) y el peso de cada uno de los componentes químicos elementales (C, H, O, N, S y cenizas).

La figura 4.12 muestra un ejemplo de introducción de datos procedentes del análisis químico elemental de una muestra de residuos.

Análisis elemental								
Porcentaje en peso (base seca)								
Componente	C	H	O	N	S	Cenizas		
Restos comida	48,0	6,4	37,6	2,6	0,4	5,0		
Papel – cartón	43,5	6,0	44,0	0,3	0,2	6,0		
Residuos jardín	47,8	6,0	38,0	3,4	0,3	4,5		
Madera	49,5	6,0	42,7	0,2	0,1	1,5		
Textiles	55,0	6,6	31,2	4,6	0,2	2,5		
Goma	78,0	10,0	0,0	2,0	0,0	10,0		
Cuero	60,0	8,0	11,6	10,0	0,4	10,0		

RRB	Peso húmedo (kg)	Peso seco (kg)	C	H	O	N	S	Cenizas
Restos comida	17,4	5,21	2,50	0,33	1,96	0,14	0,02	0,26
Papel – cartón	23,8	11,89	5,17	0,71	5,23	0,04	0,02	0,71
Res. jardín (60%)	2,33	0,93	0,45	0,06	0,35	0,03	0,00	0,04
TOTAL	43,5	18,04	8,12	1,10	7,55	0,20	0,05	1,02

RLB	Peso húmedo (kg)	Peso seco (kg)	C	H	O	N	S	Cenizas
Res. jardín (40%)	1,56	0,62	0,30	0,04	0,24	0,02	0,00	0,03
Madera	1,1	0,78	0,38	0,05	0,33	0,00	0,00	0,01
Textiles	22,9	20,58	11,32	1,36	6,42	0,95	0,03	0,51
Goma	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cuero	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	25,53	21,98	12,00	1,44	6,99	0,97	0,03	0,55
RNB	30,99							

	Composición molar (sin cenizas)				
	C	H	O	N	S
g/mol	12	1	16	14	32
Moles totales					
RRB	0,6761	1,0920	0,4716	0,0145	0,0015
RLB	0,9992	1,4278	0,4368	0,0692	0,0010

Figura 4.12.- Módulo 1. Datos del análisis químico elemental de RSU

BIOLEACH lleva implementada por defecto la ecuación estequiométrica de degradación completa de la fracción orgánica contenida en los residuos (ecuación 3.6), cuyos coeficientes son ajustados automáticamente por el modelo a partir de la masa de cada uno de los componentes químicos elementales calculados anteriormente.

La figura 4.13 muestra el detalle del proceso de ajuste de la ecuación estequiométrica que rige la formación del biogás, el cual va a ser considerado por el modelo como una mezcla de metano, dióxido de carbono y amoníaco exclusivamente. Este proceso de ajuste concluye con la determinación de los valores de los coeficientes a, b, c y d, que son las proporciones molares de C, H, O y N, respectivamente. Este proceso de determinación de las proporciones molares se realiza de forma independiente para las fracciones RRB y RLB.

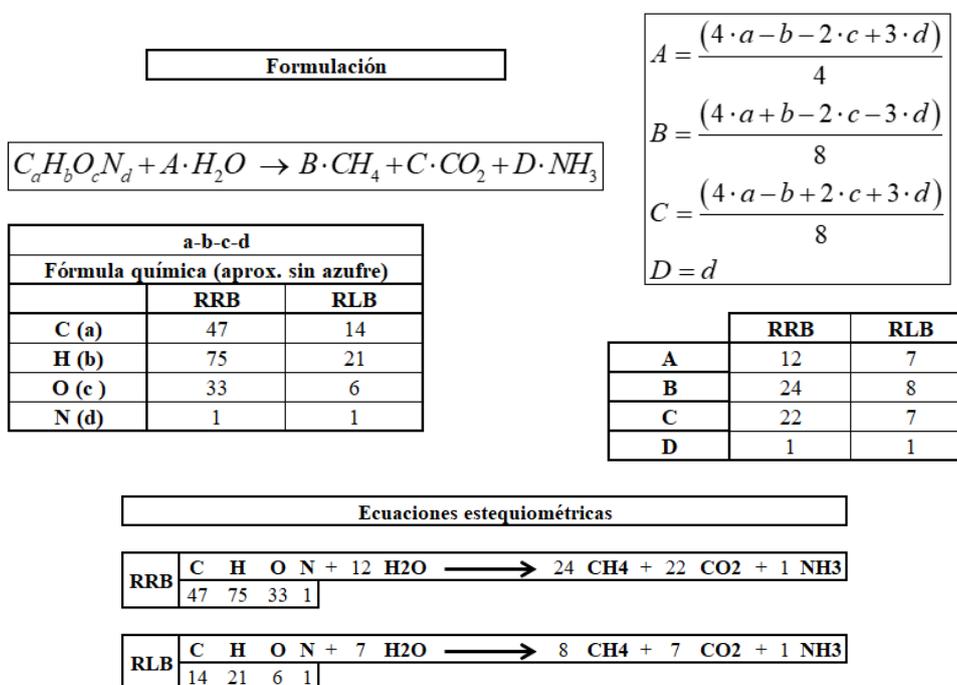


Figura 4.13.- Módulo 1. Cálculo de la ecuación estequiométrica

A partir de todos los datos anteriores, BIOLEACH realiza internamente los cálculos necesarios para obtener los siguientes valores:

- Volumen de CH₄ producido por la fracción RRB contenida en la muestra de residuos (m³N)
- Volumen de CH₄ producido por la fracción RLB contenida en la muestra de residuos (m³N)
- Volumen de CO₂ producido por la fracción RRB contenida en la muestra de residuos (m³N)
- Volumen de CO₂ producido por la fracción RLB contenida en la muestra de residuos (m³N)
- Volumen de biogás (CH₄ + CO₂) producido por cada kg de RRB (m³/kg RRB)
- Volumen de biogás (CH₄ + CO₂) producido por cada kg de RLB (m³/kg RLB)

Los valores de los volúmenes de biogás (CH₄ + CO₂) producidos por cada kg de RRB y RLB serán utilizados posteriormente por el modelo para construir los diagramas triangulares que definen la cinética de las reacciones de degradación.

La figura 4.14 muestra un ejemplo de los cálculos anteriormente descritos. En todos ellos, el peso específico del CH₄ y del CO₂ se consideran constantes e iguales a 0,717 kg/m³ y 1,978 kg/m³, respectivamente.

V (m ³) Metano y Dióxido de carbono					
RRB	C	H	O	N + 12 H ₂ O	→ 24 CH ₄ + 22 CO ₂ + 1 NH ₃
	47	75	33	1	
		1171,99		221,67	
				389,26	987,35
					17,03
RRB	CH₄				
	8,35				m ³ N
RRB	CO₂				
	7,68				m ³ N
RLB	C	H	O	N + 7 H ₂ O	→ 8 CH ₄ + 7 CO ₂ + 1 NH ₃
	14	21	6	1	
		309,31		123,90	
				125,95	290,22
					17,03
RLB	CH₄				
	12,48				m ³ N
RLB	CO₂				
	10,43				m ³ N
Peso específico Metano (kg/m ³)		0,717			
Peso específico Dióxido carbono (kg/m ³)		1,978			
Biogás por unidad de peso seco					
RRB	0,89	m ³ /kg RRB			
RLB	1,04	m ³ /kg RLB			

Figura 4.14.- Módulo 1. Cálculo de la producción de CH₄ y CO₂ por kg de RSU

A continuación, el modelo procede a calcular la masa de agua consumida durante el proceso de formación de biogás. La cantidad de agua consumida se obtiene a partir de la ecuación estequiométrica, del mismo modo como se obtuvo la cantidad de biogás generado. Los cálculos realizados por el modelo permiten evaluar los siguientes valores:

- Agua consumida en la generación de biogás por cada kg de RRB (kg/kg RRB)
- Agua consumida en la generación de biogás por cada kg de RLB (kg/kg RLB)
- Agua consumida en la generación de biogás por cada m³ de biogás generado por la fracción RRB (kg/m³ biogás)
- Agua consumida en la generación de biogás por cada m³ de biogás generado por la fracción RLB (kg/m³ biogás)
- Agua consumida por cada m³ de biogás generado (kg/m³ biogás)

La figura 4.15 muestra un ejemplo de los cálculos realizados por el modelo para evaluar el agua consumida durante el proceso de formación de biogás.

Agua consumida en la generación de biogas		
RRB	0,19	kg/kg RRB
RLB	0,40	kg/kg RLB
RRB	0,21	kg/m3 biogás
RLB	0,38	kg/m3 biogás

	kg RSU seco/ kg RSU	m3 biogás/ kg RSU	kg H2O/ kg RSU
RRB	0,18	0,16	0,03
RLB	0,22	0,23	0,09
RNB	0,29	0,00	0,00
Total	0,69	0,39	0,12

kg H2O/ m3 biogás
TOTAL
0,31

Figura 4.15.- Módulo 1. Cálculo del agua consumida en la formación de biogás por kg de RSU

La degradación de la materia orgánica contenida en los residuos consume agua para formar biogás de la forma descrita anteriormente, pero también transforma agua en fase líquida para formar vapor de agua debido al aumento de temperatura que se produce en el interior de la masa de residuos durante este proceso. Ello hace que, en definitiva, los residuos pierdan humedad. BIOLEACH realiza una estimación del vapor de agua producido durante la formación del biogás utilizando la ley de los gases perfectos:

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T \quad (4.5)$$

donde

- P: presión absoluta (Pa)
- V: volumen (m³),
- n: n.º moles gas,
- R: constante universal de los gases ideales igual a 8,314472 J/(mol K),
- T: temperatura absoluta (K)

En la formulación implementada en el modelo, se considera una temperatura constante en el interior de la masa de residuos que debe ser proporcionada por el usuario, admitiéndose por defecto el valor de 42 °C [11].

El detalle de los cálculos realizados para evaluar el vapor de agua producido durante el proceso de generación del biogás (kg agua/ m³ biogás) se muestra en la figura 4.16.

Vapor de agua producido			
pv V=n R T			
pv	4,82	KN/m2	= 0,048 atm
V	1	l	
n	n° moles		
R	0,082	atm l/°K mol	
T(K)	315	42	°C
n	0,00184165	mol	
	0,03318645		kg agua/m3 biogás

Figura 4.16.- Módulo 1. Vapor de agua producido en función de la temperatura de la masa de residuos

El módulo de cálculo de la producción mensual óptima de biogás se completa con la implementación del modelo de cinética triangular, de forma independiente para los residuos rápida y lentamente biodegradables, tal cual se ha descrito en el apartado 4.2.2.

A partir de los valores de los volúmenes de biogás (CH₄ + CO₂) producidos por cada kg de RRB y RLB, que han sido calculados a partir de la ecuación estequiométrica de degradación completa de la materia orgánica contenida en los RSU, BIOLEACH ajusta automáticamente los parámetros del modelo triangular de forma que determina la tasa mensual de producción de biogás por cada kg de RRB y RLB para cada mes (m³/kg). De esta forma, el modelo calcula 60 valores mensuales (cinco años) de estas tasas para el caso de la fracción RRB y 180 valores mensuales (quince años) para el caso de la fracción RLB (figuras 4.17 y 4.18).

Siguiendo este modelo de cinética, los valores de los volúmenes de biogás (CH₄ + CO₂) producidos por cada kg de RRB y RLB se corresponden precisamente con los valores de las áreas de los triángulos definidos. El modelo identifica las dos tasas máximas instantáneas mensuales como los valores de las tasas correspondientes al mes 12 (RRB) y al mes 60 (RLB).

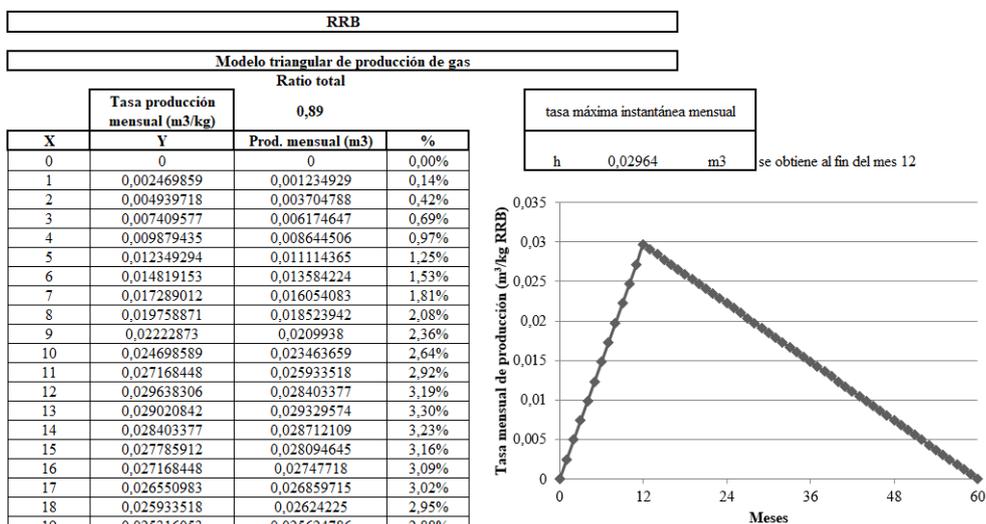


Figura 4.17.- Módulo 1. Modelo cinético triangular para los RRB

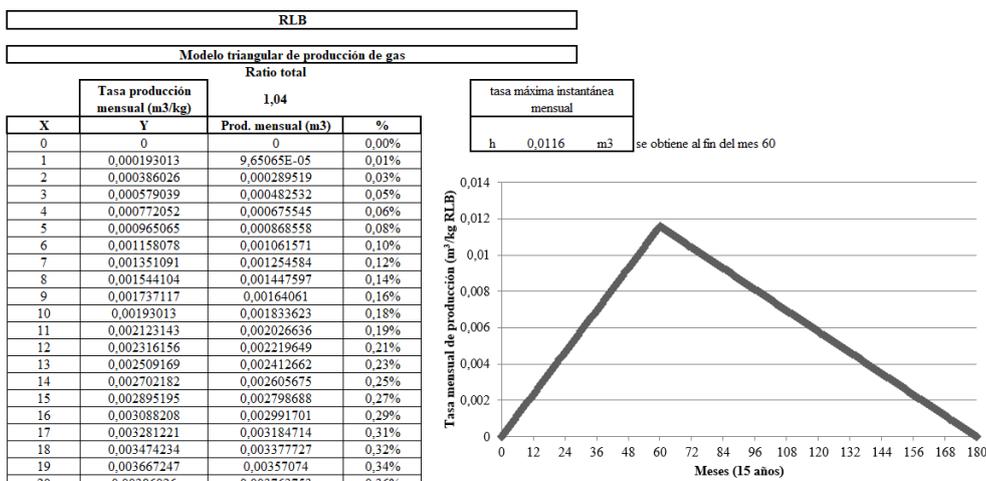


Figura 4.18.- Módulo 1. Modelo cinético triangular para los RLB

Una vez se han obtenido las tasas mensuales de biogás por kg de RSU, el modelo procede a calcular el volumen de biogás generado en condiciones óptimas por la degradación completa de los residuos.

Los volúmenes de biogás generados al final de cada mes en condiciones óptimas se obtienen, por tanto, considerando:

- Las masas de residuos depositadas al final de cada mes en el vertedero (kg), proporcionadas por el usuario.
- Las tasas de generación de biogás correspondientes a cada mes (m^3/kg), calculadas a partir del modelo de cinética triangular.
- La edad de los residuos (meses transcurridos desde que fueron depositados en el vaso hasta el momento de cálculo de la producción de biogás)
- La naturaleza de los residuos (RRB o RLB)
- Los porcentajes de RRB y RLB que están efectivamente disponibles para ser degradados (valores que, como se ha dicho anteriormente, deben ser objeto de calibración específica)

A partir de toda esta información, BIOLEACH realiza la convolución correspondiente para estimar finalmente la tasa de generación óptima de biogás en el periodo simulado (m^3 biogás/mes). La figura 4.19 muestra los valores obtenidos para un periodo de explotación del vertedero igual a diez años. Como era de esperar, se puede observar que la máxima producción de biogás se obtiene precisamente al concluir el proceso de llenado del vertedero, diez años después del inicio de las operaciones de vertido. La producción de biogás se prolonga durante quince años más, ya durante la fase de vigilancia post-clausura.

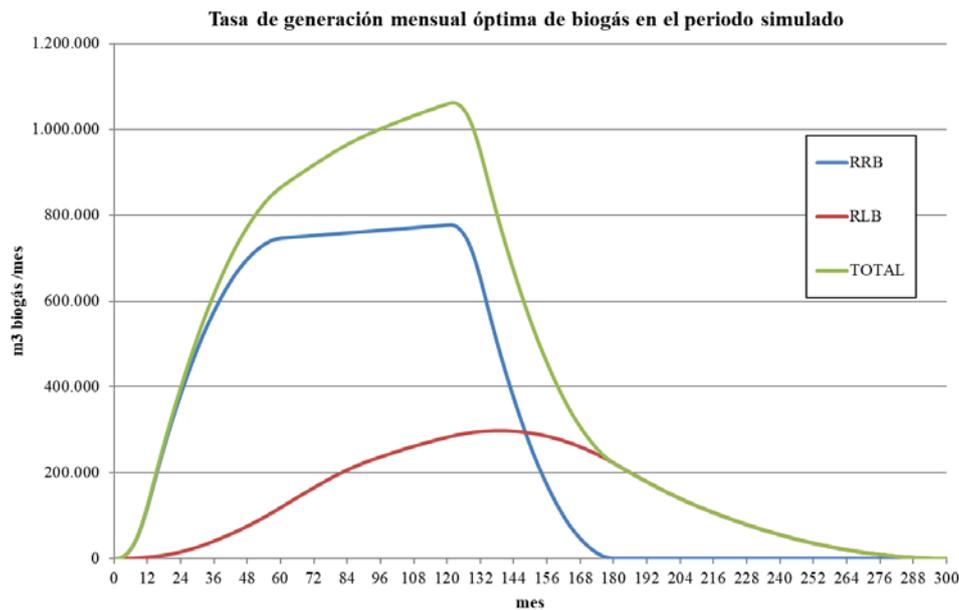


Figura 4.19.- Módulo 1. Máxima producción de biogás

4.3.2. Módulo 2 - Módulo de gestión del vertedero biorreactor

El módulo de gestión del vertedero biorreactor tiene como objetivo calcular la producción mensual de lixiviados para, finalmente, proponer unas sugerencias de recirculación de los mismos hacia el interior de la masa de residuos.

Para poder ejecutar el módulo 2, deben conocerse los resultados del módulo de cálculo de la producción óptima de biogás obtenidos a partir de la ejecución del módulo 1, que debe haberse realizado previamente. El modelo incorpora de forma automática los resultados obtenidos por el módulo 1 en sus cálculos internos.

BIOLEACH es un modelo de gestión de vertederos, concebido para ser utilizado de forma habitual durante las operaciones de llenado del vaso. Aunque el modelo permite realizar simulaciones a largo plazo (mediante la consideración de las correspondientes series de datos meteorológicos, datos de producción de residuos, etc.), la virtud principal del modelo radica, precisamente, en que permite obtener información relevante desde el punto de vista del operador, por cuanto calcula el volumen mensual disponible para ser recirculado así como la profundidad en la masa de residuos hacia donde conviene dirigir tales volúmenes de lixiviados recirculados. Estos cálculos son realizados por el módulo 2 de BIOLEACH.

El módulo 2 está diseñado para ser utilizado durante la fase de explotación del vertedero (desde el inicio del llenado hasta la colmatación del vaso) y para su ejecución es necesario conocer la siguiente información:

- Datos climatológicos mensuales de precipitación y evaporación real (mm)
- Superficie de la balsa de lixiviados expuesta a evaporación (m^2)
- Capacidad máxima de almacenamiento de lixiviados en la balsa (m^3)
- Espesor de cada nivel de RSU depositado mensualmente (m)
- Espesor de la capa de cubrición depositada mensualmente (m)
- Densidad de los RSU (kg/m^3 en base húmeda)
- Densidad del material de cubrición (kg/m^3 en base húmeda)

La figura 4.20 muestra un ejemplo de la pantalla de introducción de datos climatológicos mensuales (precipitación y evaporación real) para los dos primeros años de simulación.

			Precipitación (mm)	Evaporación (mm)	Infiltración (mm)
1	1	ene.-01	0,1	50,92	0
	2	feb.-01	0,49	60,72	0
	3	mar.-01	9,9	88,28	0
	4	abr.-01	59,88	99,07	59,88
	5	may.-01	14,31	156,94	0
	6	jun.-01	5,98	189,85	0
	7	jul.-01	8,32	208,56	0
	8	ago.-01	0,59	185,41	0
	9	sep.-01	91,37	108,75	91,37
	10	oct.-01	33,36	86,57	0
	11	nov.-01	16,24	47,42	0
	12	dic.-01	7,8	32,31	0
2	13	ene.-02	18,2	40,15	0
	14	feb.-02	7,8	50,36	0
	15	mar.-02	82,4	84,46	82,4
	16	abr.-02	33,2	108,39	0
	17	may.-02	27	154,7	0
	18	jun.-02	0,4	198,58	0
	19	jul.-02	1,2	161,22	0
	20	ago.-02	4,4	181,84	0
	21	sep.-02	112,6	104,06	112,6
	22	oct.-02	3,8	87,96	0
	23	nov.-02	3,4	63,26	0
	24	dic.-02	80	42,45	80

Figura 4.20.- Módulo 2. Datos climatológicos mensuales para los años 1 y 2

El módulo de gestión del vertedero biorreactor se ha programado en una hoja de cálculo conformada por cuatro bloques interrelacionados entre sí, que describen todas las características del vertedero para cada nivel en cada mes:

- Bloque 1 - Características generales de cada nivel de RSU
- Bloque 2 - Cálculo de las componentes de la ecuación de balance hídrico sin recirculación de lixiviados
- Bloque 3 - Criterios de recirculación
- Bloque 4 - Control de la balsa de lixiviados y sugerencias de recirculación

A continuación, se describen las características de cada uno de los cuatro bloques que componen el módulo 2, indicando los parámetros incluidos en cada uno de ellos.

4.3.2.1. Bloque 1 - Características generales de cada nivel de RSU

En el bloque 1, el usuario introduce la información correspondiente a los espesores mensuales de las capas de residuos y de material de cubrición y sus correspondientes densidades. El modelo considera que los residuos más antiguos están depositados en las capas inferiores. El usuario puede escoger si desea fijar valores del espesor de cada nivel de

residuos, en cuyo caso el modelo ajustaría el correspondiente valor de la superficie expuesta a infiltración, o bien si desea ajustar el valor de los espesores a partir de unas superficies conocidas. Además, el usuario debe informar sobre el valor de la densidad del biogás generado, que habitualmente será considerado un valor constante [368].

De esta forma, el usuario debe facilitar la siguiente información:

- Espesor de nivel de RSU (m)
- Espesor de la capa de cubrición (m)
- Densidad de RSU (kg/m^3 en base húmeda)
- Densidad del material de cubrición (kg/m^3 en base húmeda)
- Densidad del biogás (kg/Nm^3)

A partir de la información anterior, el modelo calcula los valores de los siguientes parámetros por cada m^2 de superficie de vertedero en explotación:

- Humedad de RSU (kg agua/kg RSU en base húmeda)
- Peso de la capa de cubrición (kg)
- Peso de los RSU depositados en el nivel (kg)
- Peso del agua contenida en los RSU (kg)
- Peso seco de los RSU (kg)
- Infiltración neta o recirculación (mm)
- Peso de la infiltración neta o recirculación (kg)

La figura 4.21 muestra un ejemplo de pantalla de resultados del bloque 1 para los dos primeros meses del año 2 de simulación.

4.3.2.2. Bloque 2 - Cálculo de las componentes de la ecuación de balance hídrico sin recirculación de lixiviados

En el bloque 2, el modelo utiliza toda la información disponible (que ha sido calculada en el módulo 1 y en el bloque 1 del módulo 2) para obtener los valores de diversos parámetros, a partir de los cuales se calcularán las componentes del balance hídrico en cada nivel por cada m^2 de vertedero en explotación sin considerar la recirculación de lixiviados.

De esta forma, en el bloque 2 se realizan los cálculos necesarios a partir de los cuales se obtienen secuencialmente, para cada nivel considerado, los valores de los siguientes parámetros y componentes de la ecuación de balance (ecuación 4.1):

- Volumen de biogás producido (m^3)
- Peso del biogás producido (kg)
- Peso del agua disponible para la formación de biogás (kg)
- Peso del vapor de agua producido tras la formación del biogás (kg)
- Peso del agua presente en los RSU tras la formación de biogás antes de su posible lixiviación (kg)
- Peso seco de los RSU tras la formación de biogás antes de su posible lixiviación (kg)
- Humedad de los RSU tras la formación del biogás (kg agua/kg RSU en base húmeda)
- Peso de los RSU existentes en los niveles superiores medido desde el centro del nivel considerado (kg)
- FCC: Factor de capacidad de campo (kg agua/kg RSU en base seca)
- Peso máximo de agua que puede ser retenido por los RSU hasta comenzar a lixiviar (kg)
- CC: Capacidad de campo (kg agua/kg RSU en base húmeda)
- Factor β : exceso admitido de humedad sobre la capacidad de campo ($1 < \beta \leq 1,3$)
- Criterio 2: máxima humedad admitida sobre la capacidad de campo (kg agua/kg RSU en base húmeda)
- Peso final total (kg) = Peso del material de cubrición + Peso seco de los RSU + Peso del agua presente en los RSU tras la formación de biogás después de su lixiviación
- Peso de los lixiviados producidos por unidad de superficie (kg/m^2) = (Peso del agua presente en los RSU tras la formación de biogás antes de su posible lixiviación) – (Peso máximo de agua que puede ser retenido por los RSU hasta comenzar a lixiviar)

Finalmente, una vez se han obtenido todas las componentes del balance hídrico por cada m^2 de vertedero, el modelo considera la totalidad de la superficie en planta en explotación de cada nivel para determinar el volumen de lixiviado producido que se transfiere

al nivel inferior (m^3). En el caso en que los cálculos del balance se refieran al nivel inferior del vertedero, este volumen de lixiviado (V_{Lix}) producido se transfiere directamente a la balsa de lixiviados, sumándose al volumen almacenado en ella (V_{Lfin}) para conformar finalmente el volumen de lixiviado considerado por el bloque 4 antes de los efectos de la precipitación y la evaporación (V_{Lini}). De esta forma, el cálculo del volumen de lixiviados almacenados en la balsa antes de considerar los efectos de la precipitación y la evaporación se realiza según se muestra en la ecuación 4.6:

$$V_{Lini} = V_{Lix} + V_{Lfin} \quad (4.6)$$

La figura 4.22 muestra un ejemplo del bloque de cálculo de la ecuación de balance hídrico de cada nivel para los dos primeros meses de simulación del año 2.

Mes	Nivel	m ³	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
		Biogás producido	Peso biogás producido	Peso agua disponible	Peso vapor agua producido	Peso agua en RSU tras formación biogás	Peso seco RSU tras formación biogás	Humedad formación de biogás	Peso medio sobre RSU		
Enero	13	13	0,00	0,00	0,00	44,20	97,04	31,29%	91,96		
	13	12	0,02	0,02	0,00	58,91	129,34	31,29%	285,15		
	13	11	0,04	0,05	0,01	59,14	129,81	31,30%	502,31		
	13	10	0,06	0,07	0,01	43,82	96,15	31,31%	687,94		
	13	9	0,13	0,16	0,03	82,51	158,04	34,30%	913,03		
	13	8	0,18	0,22	0,04	87,06	170,38	33,82%	1197,38		
	13	7	0,25	0,30	0,06	98,90	199,58	33,13%	1515,05		
	13	6	0,20	0,24	0,05	67,89	134,75	33,50%	1788,82		
	13	5	0,24	0,28	0,06	67,36	134,81	33,32%	2013,14		
	13	4	0,25	0,30	0,06	59,11	116,40	33,68%	2218,61		
	13	3	0,31	0,37	0,08	63,46	127,51	33,23%	2420,01		
	13	2	0,35	0,42	0,08	63,16	127,61	33,11%	2628,10		
	13	1	0,29	0,35	0,07	49,78	94,23	34,57%	2804,31		
	14	14	0,00	0,00	0,00	59,63	130,92	31,29%	124,07		
14	13	0,01	0,01	0,00	44,19	97,02	31,29%	311,29			
14	12	0,04	0,05	0,01	58,90	129,29	31,30%	504,44			
14	11	0,08	0,09	0,02	59,12	129,72	31,31%	721,51			
14	10	0,08	0,10	0,02	43,80	96,05	31,32%	907,03			
14	9	0,17	0,20	0,04	80,21	157,84	33,70%	1130,81			
14	8	0,21	0,26	0,05	85,43	170,12	33,43%	1412,38			
14	7	0,30	0,35	0,07	97,76	199,23	32,92%	1727,19			
14	6	0,24	0,28	0,06	68,26	134,47	33,67%	1998,45			
14	5	0,28	0,34	0,07	68,21	134,47	33,66%	2220,87			
14	4	0,28	0,34	0,07	60,58	116,07	34,29%	2424,59			
14	3	0,35	0,42	0,08	65,18	127,10	33,90%	2624,33			
14	2	0,40	0,47	0,10	65,25	127,13	33,92%	2830,68			
14	1	0,32	0,38	0,08	52,49	93,85	35,87%	3005,37			

Figura 4.22.- Módulo 2. Bloque 2 - Cálculo de la ecuación de balance hídrico en cada nivel

Mes	Nivel	FCC (Factor CC)	kg Max agua q pueden retener RSU	CC (Capacidad de campo)	Criterio 2 β CC	kg CC: Peso del agua retenida tras la formación de biogas	kg Peso final nivel	kg Lixiviados por m2	m2 Superficie en planta	d=1 t/m3 Lixiviados totales (m3)
Enero	13	0,59	57,16	37,07%	48,19%	44,20	162,57	0,00	27869	0,00
	13	0,57	73,40	36,20%	47,06%	58,91	216,70	0,00	27869	0,00
	13	0,55	70,77	35,28%	45,87%	59,14	217,51	0,00	27869	0,00
	13	0,53	50,72	34,54%	44,90%	43,82	161,13	0,00	27869	0,00
	13	0,51	80,26	33,68%	43,78%	80,26	273,14	2,24	27869	62,55
	13	0,49	82,66	32,67%	42,47%	82,66	290,64	4,40	27869	122,66
	13	0,46	92,27	31,61%	41,10%	92,27	335,96	6,63	27869	184,89
	13	0,44	59,89	30,77%	40,00%	59,89	224,48	8,00	27869	222,95
	13	0,43	58,10	30,12%	39,15%	58,10	222,82	9,27	27869	258,25
	13	0,42	48,81	29,55%	38,41%	48,81	191,11	10,29	27869	286,85
	13	0,41	52,11	29,01%	37,71%	52,11	208,07	11,35	27869	316,30
	13	0,40	50,82	28,48%	37,03%	50,82	206,99	12,34	27869	343,98
	13	0,39	36,74	28,05%	36,47%	36,74	152,14	13,04	27869	363,45
	14	14	0,59	76,63	36,92%	48,00%	59,63	219,34	0,00	27869
Feb	14	0,56	54,79	36,09%	46,92%	44,19	162,55	0,00	27869	0,00
	14	0,54	70,46	35,27%	45,86%	58,90	216,64	0,00	27869	0,00
	14	0,52	68,04	34,41%	44,73%	59,12	217,40	0,00	27869	0,00
	14	0,51	48,83	33,70%	43,81%	43,80	161,02	0,00	27869	0,00
	14	0,49	77,38	32,90%	42,77%	77,38	270,05	2,83	27869	78,97
	14	0,47	79,86	31,95%	41,53%	79,86	287,58	5,57	27869	155,33
	14	0,45	89,32	30,95%	40,24%	89,32	332,66	8,44	27869	235,12
	14	0,43	58,06	30,16%	39,20%	58,06	222,37	10,20	27869	284,21
	14	0,42	56,37	29,54%	38,40%	56,37	220,76	11,84	27869	329,98
	14	0,41	47,40	29,00%	37,70%	47,40	189,36	13,17	27869	367,09
	14	0,40	50,64	28,49%	37,04%	50,64	206,18	14,55	27869	405,39
	14	0,39	49,41	27,99%	36,38%	49,41	205,11	15,84	27869	441,50
	14	0,38	35,74	27,58%	35,85%	35,74	150,76	16,75	27869	466,87

Figura 4.22.- Módulo 2. Bloque 2 - Cálculo de la ecuación de balance hídrico en cada nivel (cont.)

4.3.2.3. Bloque 3 - Criterios de recirculación

En el bloque 3, se realizan los cálculos referentes a los volúmenes de lixiviado que pueden ser reintroducidos en el vaso mediante la aplicación de los dos criterios de recirculación definidos en el apartado 4.2.4:

- Criterio 1 (C1 - Criterio biogás): verificar que existe un contenido de humedad en los residuos que garantice la producción óptima de biogás.
- Criterio 2 (C2 - Criterio hidrológico): verificar que el contenido en humedad de los residuos alcanza un valor previamente definido relacionado con su capacidad de campo.

El criterio 1 se establece en función de la definición del parámetro α (ver ecuación 4.3). Como se ha dicho anteriormente, la producción óptima de metano se alcanza con un contenido en humedad en el interior del vertedero entre el 40% y el 60% [39], [64], [66]. Otros estudios elevan ese valor hasta el 80% [58], [67], o hasta alcanzar la capacidad de campo [68]. Pueden adoptarse estos valores como referencias para asignar valores iniciales de α que debe ser, en todo caso, objeto de calibración específica.

El criterio 2 se establece en función de la definición del parámetro β (ver ecuación 4.4), que limita el contenido máximo de humedad admitido en los residuos tras la recirculación de lixiviado respecto de la humedad correspondiente a la capacidad de campo. Este valor debe establecerse directamente por el operador, en función de las características particulares del emplazamiento y la tipología de los residuos. A falta de mayor información específica, se recomienda utilizar un rango $1 \leq \beta \leq 1,3$.

De esta forma, a diferencia de los valores obtenidos en el bloque 2 (que se calcularon en cada nivel por cada m^2 de vertedero en explotación), en el bloque 3 se obtienen los valores de los siguientes parámetros referidos a la totalidad de la superficie en explotación en cada nivel del vertedero:

- Relación porcentual entre el contenido de humedad disponible para la formación de biogás y el contenido en humedad necesario en condiciones óptimas (%)
- Volumen total de biogás producido en condiciones óptimas, calculado en el módulo 1 (m^3)
- Volumen total de biogás producido (m^3)
- Potencial de producción de biogás (m^3): valor agregado de las diferencias entre la producción real de biogás y la producción óptima para los doce niveles inferiores a cada zanja de recirculación. El potencial de producción de biogás es, por tanto, una medida de la eficiencia del proceso de producción del gas de vertedero. Cuanto menor sea su valor, más cercana estará la producción real a la producción óptima.
- Volumen de lixiviado que sería necesario recircular en cada nivel calculado según el criterio 1 – criterio biogás (m^3)

- Volumen de lixiviado que sería necesario recircular en cada nivel calculado según el criterio 2 – criterio hidrológico (m^3)
- $NR1_{Z_i}$ - Necesidad de recirculación en cada zanja según el criterio 1 (m^3): valor agregado de los volúmenes de lixiviado que sería necesario recircular para obtener condiciones óptimas que garanticen que la producción de biogás es la máxima posible considerando los doce niveles inferiores a cada zanja de recirculación.
- $NR2_{Z_i}$ - Necesidad de recirculación en cada zanja según el criterio 2 (m^3): valor agregado de los volúmenes de lixiviado que podrían recircularse sin exceder el valor máximo de contenido en humedad considerado por el criterio 2, garantizando condiciones de no saturación para los doce niveles inferiores a cada zanja de recirculación.
- El modelo considera que el valor de la máxima recirculación admitida en la superficie del vertedero es igual al valor $NR2_{Z_{sup}}$, es decir, el valor de la necesidad de recirculación de la zanja superior existente en el mes de cálculo.

La figura 4.23 muestra un ejemplo de la pantalla de control del bloque 3 para el segundo mes de simulación del año 3. Obsérvese la existencia de dos zanjas de recirculación situadas en los niveles 12 y 24, que se corresponden con el final del primer y segundo año de explotación, respectivamente.

Mes	Nivel	%	m ³	m ³	m ³	m ³	m ³	m ³	m ³	m ³	m ³
		Eficiencia (agua disponible / agua necesaria)	Biogás producido	Max producción de biogás	Potencial de producción de biogás	Lixiviado necesario Criterio 1	Lixiviado necesario Criterio 2	Necesidad de recirculación - Criterio 1	Necesidad de recirculación - Criterio 2		
Feb	26	26	-	0	-	-	-	-	-	-	-
	26	25	712	765	-	202	893	-	-	-	-
	26	24	2799	3061	30744	327	1123	7251	8918	-	-
	26	23	4599	5123	-	388	1025	-	-	-	-
	26	22	4744	5316	-	301	682	-	-	-	-
	26	21	9730	11246	-	609	1076	-	-	-	-
	26	20	12539	14837	-	745	1057	-	-	-	-
	26	19	16887	20571	-	995	1137	-	-	-	-
	26	18	13202	16054	-	667	647	-	-	-	-
	26	17	14814	18241	-	701	594	-	-	-	-
	26	16	14101	17338	-	601	446	-	-	-	-
	26	15	16823	21053	-	703	469	-	-	-	-
	26	14	18321	23151	-	727	431	-	-	-	-
	26	13	14432	17744	-	486	232	-	-	-	-
	26	12	18132	23224	67722	744	359	10467	-	-	2954
	26	11	17723	22885	-	762	328	-	-	-	-
	26	10	13351	16642	-	501	180	-	-	-	-
	26	9	19898	26855	-	1036	411	-	-	-	-
	26	8	20667	28419	-	1163	424	-	-	-	-
	26	7	23084	32673	-	1444	499	-	-	-	-
	26	6	15892	21647	-	894	214	-	-	-	-
	26	5	15500	21250	-	905	192	-	-	-	-
	26	4	13375	18003	-	746	106	-	-	-	-
	26	3	14083	19348	-	855	129	-	-	-	-
	26	2	13750	18994	-	864	112	-	-	-	-
	26	1	10521	13757	-	555	0	-	-	-	-

Figura 4.23.- Módulo 2. Bloque 3 - Criterios de recirculación

4.3.2.4. Bloque 4 - Control de la balsa de lixiviados y sugerencias de recirculación

El bloque 4 tiene como objetivo calcular el volumen de lixiviado almacenado en la balsa al final de cada mes y obtener los valores de las sugerencias de recirculación de lixiviado.

La ecuación de balance hídrico en la balsa se escribe como muestra la ecuación 4.7:

$$V_{Lfin} = V_{Lini} + V_P - V_E - \sum_i V_{LRzi} \quad i = 0, \dots, n.^\circ \text{ de zanjas} \quad (4.7)$$

donde

V_{Lfin} : Volumen de lixiviado almacenado en la balsa al final de cada mes tras la recirculación

V_{Lini} : Volumen de lixiviado almacenado en la balsa al inicio de cada mes, obtenido como resultado de los cálculos realizados en el bloque 3

V_P : Volumen de precipitación mensual sobre la balsa

V_E : Volumen de evaporación real mensual sobre la balsa

V_{LRzi} : Volumen de lixiviado realmente recirculado en cada zanja

Los valores de V_P y V_E se obtienen a partir de los datos meteorológicos locales, aportados por el usuario, y del valor de la superficie de la balsa expuesta a la precipitación y a la evaporación. Dado que ambas superficies son muy similares, el usuario debe introducir un único valor para ambos parámetros.

El valor de V_{LRz0} se corresponde con el volumen de lixiviado recirculado a la superficie del vertedero.

Además, el usuario debe introducir la información referente a la máxima capacidad de almacenamiento de la balsa (V_{Lmax}) y cuál es el volumen de lixiviados que se permite que sea almacenado en ella contando con los resguardos pertinentes (V_{Lres}).

El proceso de determinación de las sugerencias de recirculación en cada zanja SR_{zi} se realiza del siguiente modo:

- El modelo comprueba si las condiciones de humedad en el interior del vertedero que han sido calculadas en el bloque 3 justifican la necesidad de recircular lixiviados o no. Este análisis se realiza de forma independiente considerando el criterio C1 - criterio biogás y el criterio C2 - criterio hidrológico.
- El modelo calcula en cada zanja el valor de $NR1_{zi}$ y el valor de $NR2_{zi}$.
- La sugerencia de recirculación en cada zanja SR_{zi} se define de forma secuencial, aplicando el criterio 1 en primer lugar. De este modo, el volumen de lixiviado disponible en la balsa se dirige, preferentemente, hacia las zanjas con mayor potencial de formación de biogás.
- El criterio 2 modifica a la baja los valores de SR_{zi} calculadas a partir del criterio 1, limitando el volumen de lixiviado a recircular en cada una de las zanjas para garantizar que en ningún caso se alcanzan condiciones próximas a saturación.

Como resultado final de este proceso, se obtienen las sugerencias de recirculación de lixiviados SR_{Zi} en cada zanja. Estas sugerencias de recirculación son calculadas de forma automática por el modelo, pero es el usuario el que debe decidir cuál es el volumen de lixiviado recirculado hacia cada una de las zanjas de recirculación existentes en ese mes concreto de forma manual (V_{LRzi}), utilizando para ello la metodología descrita en el módulo 3. De esta manera, el usuario tiene el control final sobre los volúmenes de lixiviado recirculados en cada zanja, pudiendo aceptar o no cada una de las sugerencias de recirculación planteadas por el modelo.

Una vez se ha realizado la recirculación de lixiviados, o bien si esta recirculación no estaba justificada, el modelo recalcula el volumen de lixiviados almacenados en la balsa (V_{Lfin}) utilizando la ecuación de balance (ecuación 4.6) y comprueba si este volumen es superior o no a V_{Lres} .

En el caso en que $V_{Lfin} < V_{Lres}$, no es necesario realizar gestión externa de lixiviados y V_{Lfin} es el valor considerado como inicio de los cálculos del volumen de lixiviados almacenados en la balsa en el bloque 3 (ecuación 4.7).

En el caso en que $V_{Lfin} > V_{Lres}$, es necesario gestionar lixiviados de forma externa, puesto que el volumen almacenado en la balsa tras la recirculación es superior al máximo volumen admitido. El usuario debe decidir cuál es volumen final de lixiviados que desea que esté almacenado en la balsa (V_{Lmin}) tras haber extraído de ella el volumen a gestionar externamente. El valor de V_{Lmin} es un parámetro de diseño que debe ser definido por el usuario a priori y que se considera constante a lo largo de toda la simulación. De esta forma, el volumen de lixiviados a gestionar externamente es $V_{Lext} = V_{Lfin} - V_{Lmin}$.

Habitualmente, esta gestión se realiza trasladándolos a una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) que haya emitido previamente una autorización para admitirlos. Esta EDAR no suele estar localizada en las inmediaciones del vertedero, de forma que los costes económicos correspondientes al transporte del lixiviado hasta la EDAR y a su tratamiento deben ser asumidos por el responsable de la gestión del vertedero. El modelo incorpora la posibilidad de que el usuario introduzca el valor de estos costes de gestión (€m^3), permitiendo de esta forma estimar los costes mensuales asociados a la gestión externa del lixiviado.

4.3.3. Módulo 3 – Módulo de reglas de operación del vertedero biorreactor

El objetivo del módulo 3 es proporcionar al usuario toda la información necesaria para que finalmente escoja de forma justificada los valores de los volúmenes de lixiviado que van a ser recirculados desde la balsa hacia la superficie del vertedero y hacia cada una de las zanjas de recirculación existente en el mes de cálculo (V_{LRzi}). Este proceso de justificación de los volúmenes de recirculación de lixiviados se denomina “reglas de operación del vertedero biorreactor”.

A la vista de los valores de las sugerencias de recirculación proporcionadas por el modelo para cada una de las zanjas, el usuario debe tomar la decisión de aceptarlas total o

parcialmente. Respecto de la recirculación superficial de lixiviados, el modelo informa acerca de su valor máximo y de nuevo es el usuario el que debe confirmar el volumen a recircular.

La figura 4.24 muestra un ejemplo de las reglas de operación para el tercer año de explotación del vertedero biorreactor en el cual existen dos zanjas de recirculación.

m3		Recirculación en superficie	Recirculación real por zanja		V existente en balsa (a gestionar)	Sugerencias		Máxima recirculación en superficie	Recirculación real total
			R1	R2		S1	S2		
3	25	Enero			2531	0	0	12	0
	26	Febrero	2830		2832	2832	0	8918	2830
	27	Marzo			1000	0	0	0	0
	28	Abril	1040		1045	1045	0	8519	1040
	29	Mayo		1210	1219	0	1219	7360	1210
	30	Junio			1442	0	0	0	0
	31	Julio	830	730	1576	837	739	6292	1560
	32	Agosto			1000	0	0	0	0
	33	Septiembre	1050		1056	1056	0	6546	1050
	34	Octubre		1240	1247	0	1247	6473	1240
	35	Noviembre			2717	0	0	0	0
	36	Diciembre	1950	1050	3014	1958	1056	5884	3000

Figura 4.24.- Módulo 3 - Reglas de operación del vertedero biorreactor para el año 3

4.4. Datos de entrada y resultados obtenidos por el modelo

Como conclusión de todo lo anteriormente expuesto, se enumeran a continuación los principales datos de entrada que deben ser aportados por el usuario y la relación de resultados obtenidos por el modelo tras una simulación estándar. Además, se indica la relación de parámetros a evaluar durante el proceso de calibración.

Principales datos de entrada

- Caracterización y análisis químico elemental de los rechazos
- Serie mensual de cantidades de residuos depositados en el vertedero
- Serie mensual de precipitación
- Serie mensual de evaporación real

Parámetros a calibrar

- Las proporciones de RRB y RLB realmente disponibles para la degradación
- El valor de los parámetros α y β
- El valor del factor de torrencialidad (FT)

Resultados del modelo

- Biodegradabilidad potencial de los RSU
- Reacción estequiométrica de degradación completa de la fracción RRB

- Reacción estequiométrica de degradación completa de la fracción RLB
- Tasa máxima mensual de producción de biogás para cada año
- Tasas óptimas de producción de biogás para cada mes
- Tasas simuladas de producción de biogás para cada mes
- Producción acumulada de biogás en condiciones óptimas
- Producción mensual de lixiviados
- Producción total acumulada de lixiviados
- Coste de la gestión externa del lixiviado

4.5. Calibración de parámetros y validación del modelo

El proceso de calibración de parámetros y de validación del modelo BIOLEACH debe realizarse atendiendo a los valores realmente observados de alguna de las dos variables principales obtenidas tras la simulación: la producción de lixiviados o la producción de biogás. Habitualmente, en casos reales, no suele disponerse de información suficientemente detallada referente a la producción mensual de biogás. De hecho, la falta de información adquirida en campo sobre la producción real de biogás es uno de los problemas más frecuentes en la gestión de vertederos.

Sin embargo, la producción mensual de lixiviados es mucho más fácilmente observable y cuantificable mediante métodos estándar (caudalímetros, aforos, etc.). En la actualidad, estos dispositivos suelen estar ya instalados en los vertederos de residuos sólidos. Alternativamente, también puede estimarse la producción mensual de lixiviados conociendo el volumen gestionado en instalaciones de tratamiento de aguas residuales externas y realizando el correspondiente balance hídrico en la balsa de almacenamiento.

Por ello, se recomienda utilizar los valores de producción mensual de lixiviados como valores de referencia a la hora de realizar la calibración de parámetros. El proceso de validación del modelo se realizará comprobando que las predicciones obtenidas tras la calibración reproducen las observaciones disponibles.

Un ejemplo detallado de aplicación del modelo BIOLEACH utilizando estas metodologías de calibración y validación se presenta a continuación en el capítulo 5.

5. Aplicación práctica

5.1. Introducción

Como demostración de la utilización de BIOLEACH en un caso real, se presentan a continuación los resultados obtenidos al aplicar el modelo para calcular la producción de lixiviados y biogás en un vertedero de RSU situado en la Región de Murcia. Para ello se ha diseñado un conjunto de simulaciones en tres escenarios distintos de gestión:

- Escenario 1: gestión del vertedero mediante técnicas clásicas sin recirculación de lixiviados
- Escenario 2: gestión del vertedero considerando la posibilidad de recircular los lixiviados hacia la superficie del mismo
- Escenario 3: gestión del vertedero como biorreactor, considerando la posibilidad de recircular los lixiviados hacia el interior de la masa de residuos y hacia la superficie del mismo

5.2. Datos disponibles utilizados en la modelación

El vertedero simulado comenzó sus operaciones en enero de 2019 y almacena los rechazos procedentes de la planta de tratamiento mecánico-biológico situada en las inmediaciones. Esta planta de tratamiento de residuos da servicio a una población de 246.823 habitantes de ocho municipios distintos.

Las características principales del sistema de gestión de RSU son:

- La producción anual de rechazo almacenada en el vaso es de 66.132 t/año
- La tasa de crecimiento anual de la producción de rechazo es del 0,8%
- El volumen disponible de vertido garantiza capacidad para 10 años de operación
- Las instalaciones anexas al vertedero incluyen una balsa de almacenamiento de lixiviados con capacidad máxima igual a 4.500 m³

Se dispone de los resultados de un ensayo de caracterización realizado sobre los rechazos de planta. Ante la ausencia de ensayos de composición química elemental, se admiten en la modelación las recomendaciones incluidas en [11]. La tabla 5.1 y las figuras 5.1 a 5.4 presentan toda esta información de forma gráfica.

De acuerdo con la información disponible, los rechazos almacenados en el vertedero incluyen un alto porcentaje de textil (22,86%) y papel-cartón (23,78%), mientras que los restos de comida y plásticos se encuentran en proporciones inferiores (17,40% y 17,10%, respectivamente). Esta mezcla de residuos se considera invariable a lo largo de todo el periodo de simulación. El contenido en humedad de la muestra de residuos es del 31,29%. Este valor es elevado, lo cual tendrá consecuencias a la hora de evaluar los efectos de la recirculación de lixiviados como se verá al analizar los escenarios 2 y 3.

La figura 5.2 muestra el porcentaje en peso de cada fracción de RSU considerada en función de su potencial de biodegradación. La fracción RRB supone el 43,48% del total, la fracción RLB supone el 25,53% y la fracción RNB el 30,99%.

Tabla 5.1.- Caracterización de rechazos y análisis químico elemental utilizados en la modelación

Tipo	Componente	Peso total (kg)	Humedad (%)	C	H	O	N	S	Cenizas
RRB	Restos de comida	17,4	70	48,0	6,4	37,6	2,6	0,4	5,0
RRB	Papel-cartón	23,8	50	43,5	6,0	44,0	0,3	0,2	6,0
RRB	60% Residuos de jardín	3,9	60	47,8	6,0	38,0	3,4	0,3	4,5
RLB	40% Residuos de jardín	3,9	30	47,8	6,0	38,0	3,4	0,3	4,5
RLB	Madera	1,1	30	49,5	6,0	42,7	0,2	0,1	1,5
RLB	Textil	22,9	10	55,0	6,6	31,2	4,6	0,2	2,5
RNB	Plástico	17,1	4	-	-	-	-	-	-
RNB	Vidrio	7,4	2	-	-	-	-	-	-
RNB	Metales	1,8	3	-	-	-	-	-	-
RNB	Otros	4,7	30	-	-	-	-	-	-

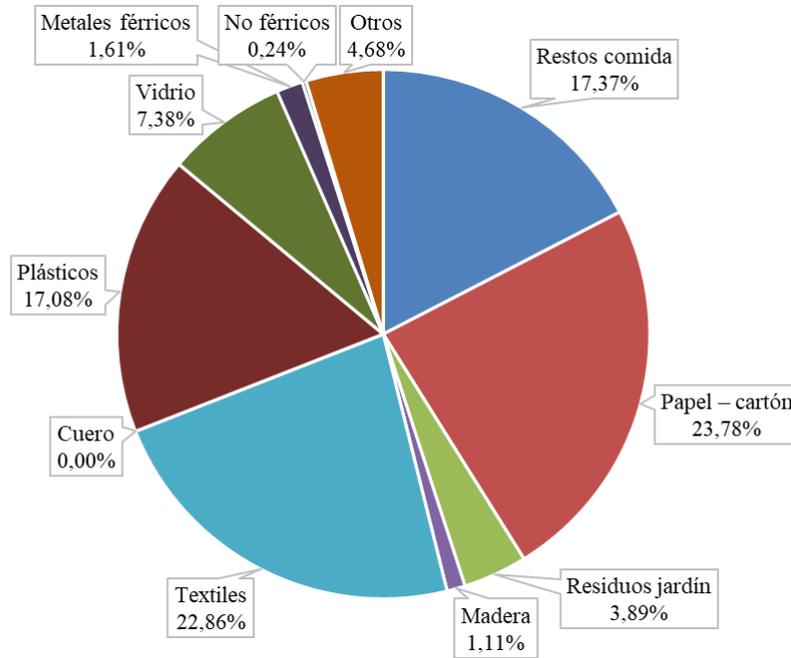


Figura 5.1.- Caracterización de los rechazos de vertedero

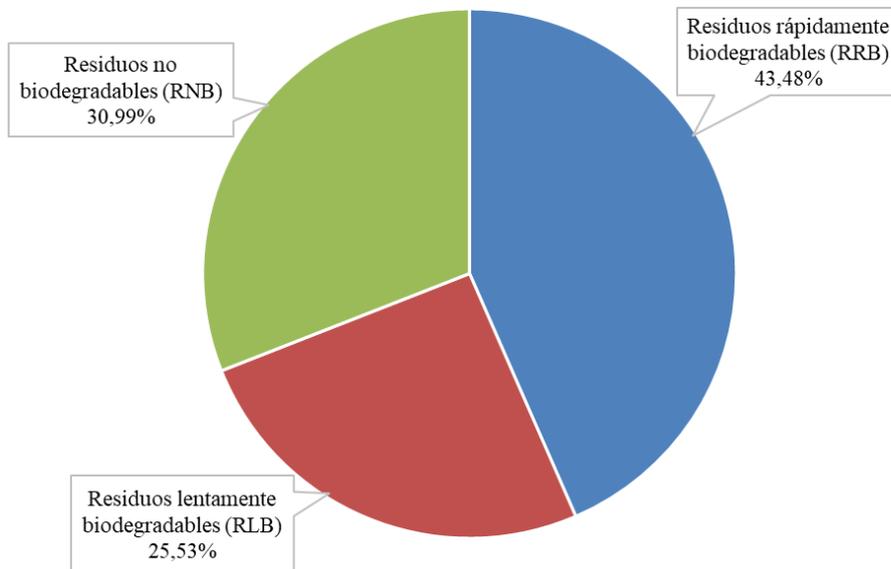


Figura 5.2.- Biodegradabilidad potencial de los RSU

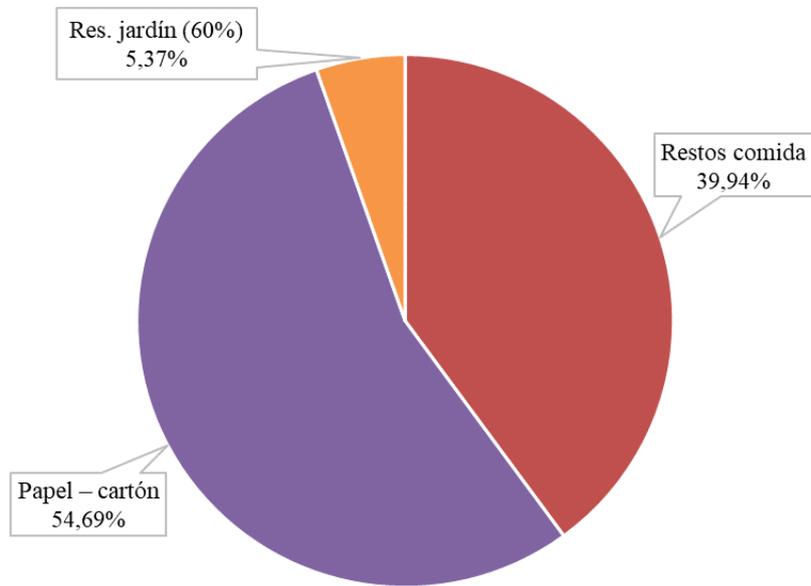


Figura 5.3.- Residuos rápidamente biodegradables (RRB)

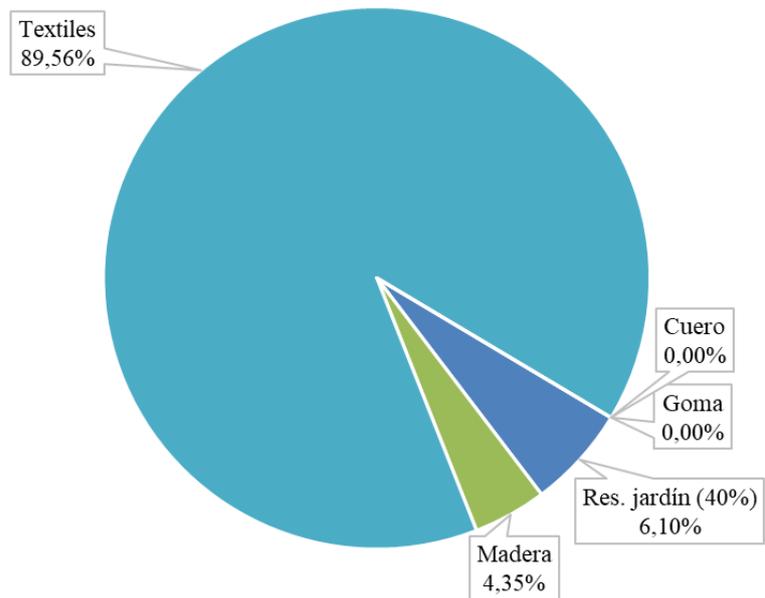
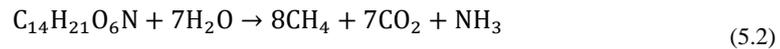
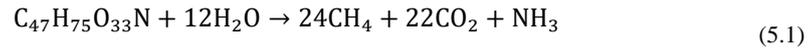


Figura 5.4.- Residuos lentamente biodegradables (RLB)

Las ecuaciones 5.1 y 5.2 muestran las reacciones estequiométricas de degradación completa de la fracción orgánica de los RRB y RLB, respectivamente, utilizando la formulación mostrada en la ecuación 3.6:



Se dispone de la información referente a las entradas en vertedero durante el periodo enero-septiembre 2019. La producción en los meses de octubre, noviembre y diciembre de 2019 se ha considerado igual a la correspondiente producción de los meses de enero, febrero y marzo de 2019. Comenzando con estos datos, la figura 5.5 muestra la evolución de entradas en el vertedero para un periodo de diez años de simulación, considerando la tasa de crecimiento del 0,8% anteriormente mencionada.

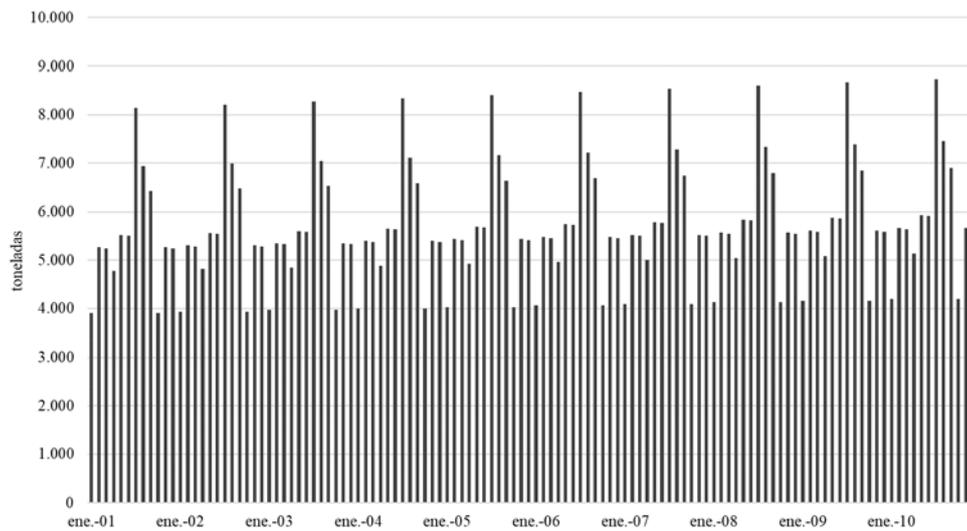


Figura 5.5.- Residuos mensuales depositados en el vertedero

Los datos mensuales de precipitación y evaporación real correspondientes a los meses de enero a noviembre de 2019 se han obtenido de la estación meteorológica local. Para completar la serie de diez años necesaria para realizar las simulaciones, se han utilizado los valores registrados desde 2008 a 2017, de forma que, finalmente, se dispone de los 120 valores mensuales de precipitación mostrados en la figura 5.6. Igualmente, se dispone de una serie de valores de evaporación real para los mismos meses.

Las series de precipitación y evaporación real muestran un comportamiento típico de una cuenca mediterránea, registrándose bajos valores de precipitación y altos valores de evaporación, concentrándose las lluvias fuertes en los meses de septiembre y octubre.

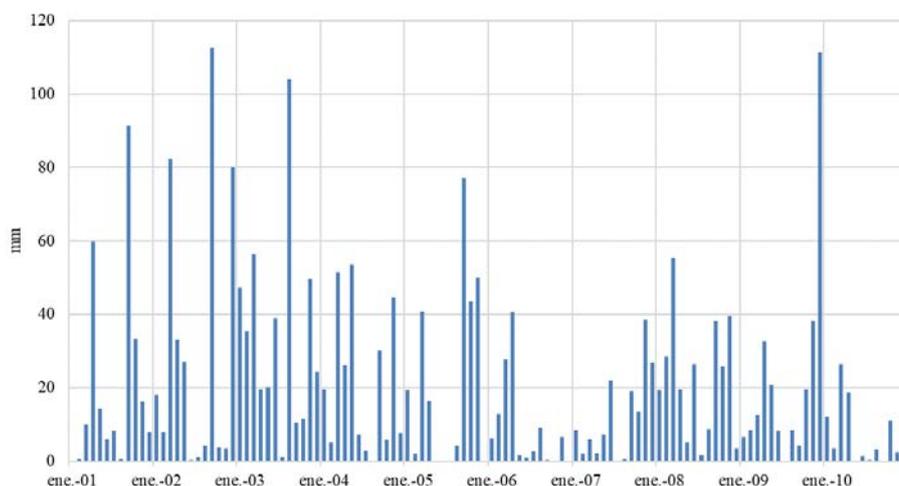


Figura 5.6.- Datos de precipitación para un periodo de simulación de 10 años

5.3. Calibración del modelo

El proceso de calibración de parámetros asegura que el modelo es capaz de reproducir las observaciones procedentes del estado de operación real del vertedero. No se dispone de información referente a la producción real de biogás. Sin embargo, se conoce la producción mensual de lixiviado en el periodo enero-septiembre 2019. En estos primeros nueve meses de operación, se extrajeron del interior del vertedero mediante el sistema de extracción de lixiviados instalado un total de 2.794 m³ de lixiviado. Este valor se ha utilizado como valor de referencia en el proceso de calibración.

El proceso de calibración se realizó de forma iterativa para determinar:

- i. Las proporciones de RRB y RLB realmente disponibles para la degradación
- ii. El valor de los parámetros α y β
- iii. El valor del factor de torrencialidad (FT)

Los resultados de la calibración son los siguientes:

- i. El 50% de los RRB y el 30% de los RLB están disponibles para la degradación
- ii. $\alpha = 0,4$ y $\beta = 1,3$
- iii. FT = 2,0

Las figuras 5.7 y 5.8 muestran la comparación entre la producción real de lixiviados y la producción simulada. La reproducción del volumen total de lixiviados durante los primeros nueve meses de simulación es excelente. El volumen total de lixiviados observado es de 2.794 m³ mientras que el volumen total simulado es de 2.858 m³, reproduciéndose además los valores pico mensuales, mostrando que el modelo es capaz de reproducir las observaciones tras el proceso de calibración.

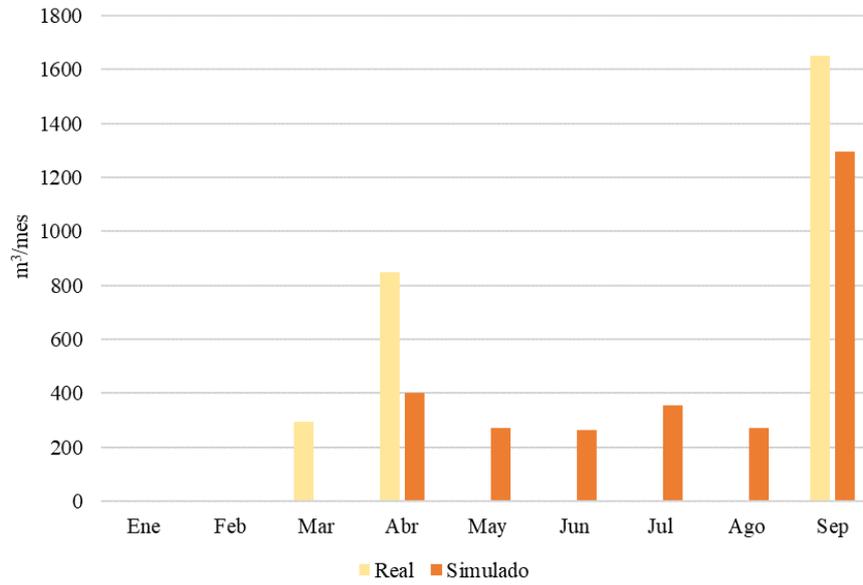


Figura 5.7.- Comparación de la producción de lixiviados real y simulada durante los primeros nueve meses. Producción mensual de lixiviados

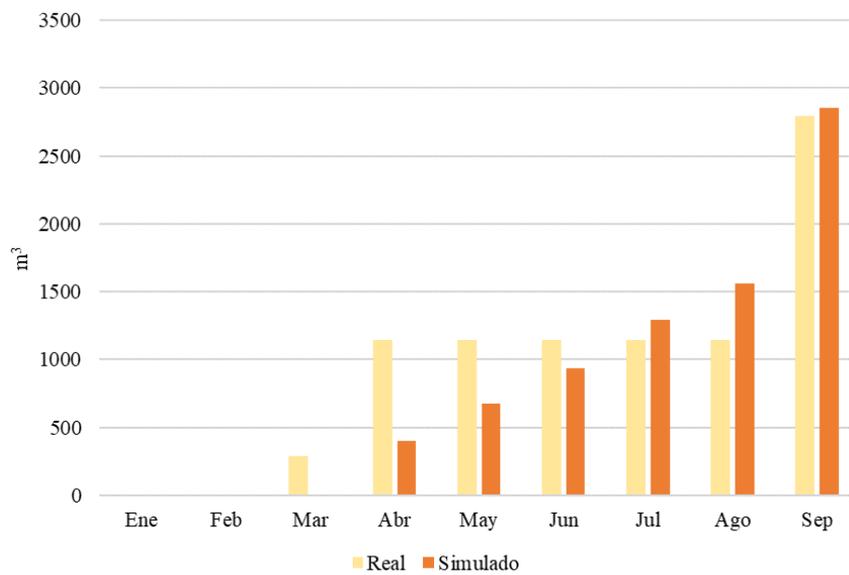


Figura 5.8.- Comparación de la producción de lixiviados real y simulada durante los primeros nueve meses. Producción acumulada de lixiviados

Tras el proceso de calibración, los valores de los parámetros correspondientes se consideran constantes durante todos los escenarios de simulación. A partir de ellos, el módulo 1 de BIOLEACH permite calcular las tasas óptimas de generación de biogás para cada uno de los diez años incluidos en el periodo de simulación (figura 5.9). Estas tasas se han obtenido a partir del proceso de convolución característico del modelo de cinética triangular descrito en el apartado 4.3.1. La figura 5.10 muestra la producción acumulada de biogás en condiciones óptimas a lo largo del tiempo.

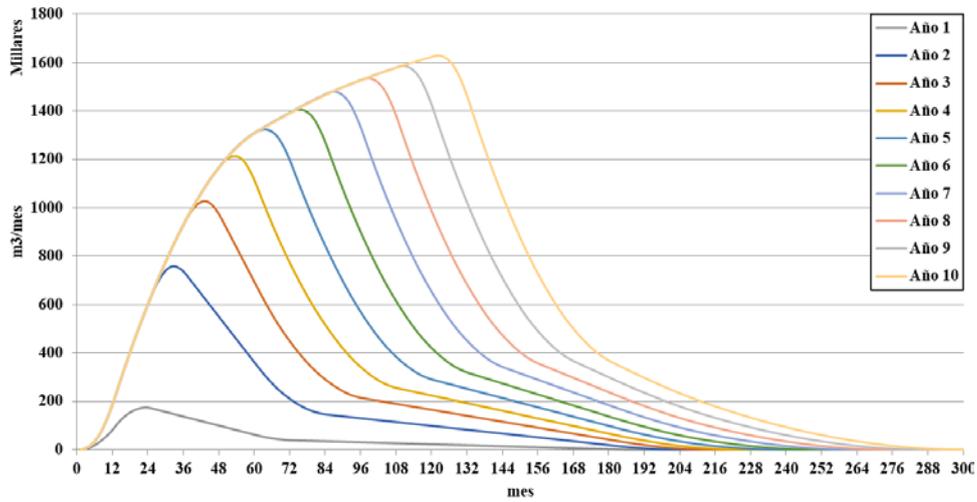


Figura 5.9.- Tasa máxima mensual de la producción de biogás para cada año

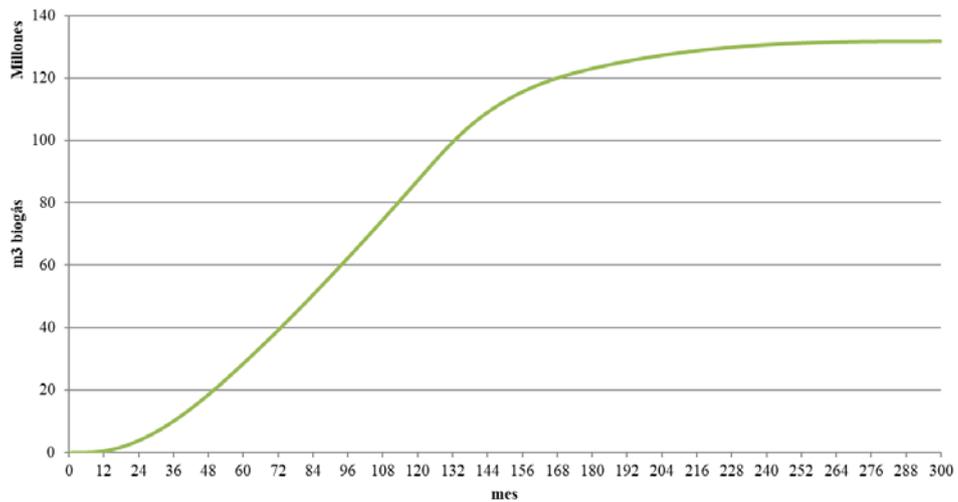


Figura 5.10.- Producción acumulada de biogás en condiciones óptimas

5.4. Resultados

5.4.1. Escenario 1 - Gestión del vertedero mediante técnicas clásicas

La gestión del vertedero mediante técnicas clásicas no considera la recirculación de lixiviados. Éstos son extraídos del vaso, almacenados en la balsa y trasladados a una estación depuradora de aguas residuales externa, asumiendo el operador la totalidad de costes asociados a estas operaciones de gestión.

La figura 5.11 muestra el volumen mensual de lixiviado generado en el escenario 1. En este escenario se observa que el volumen mensual de lixiviado producido supera los 2.000 m³/mes solamente en cuatro ocasiones. El volumen total de lixiviados generados en el escenario 1 durante el periodo de simulación es de 70.766 m³.

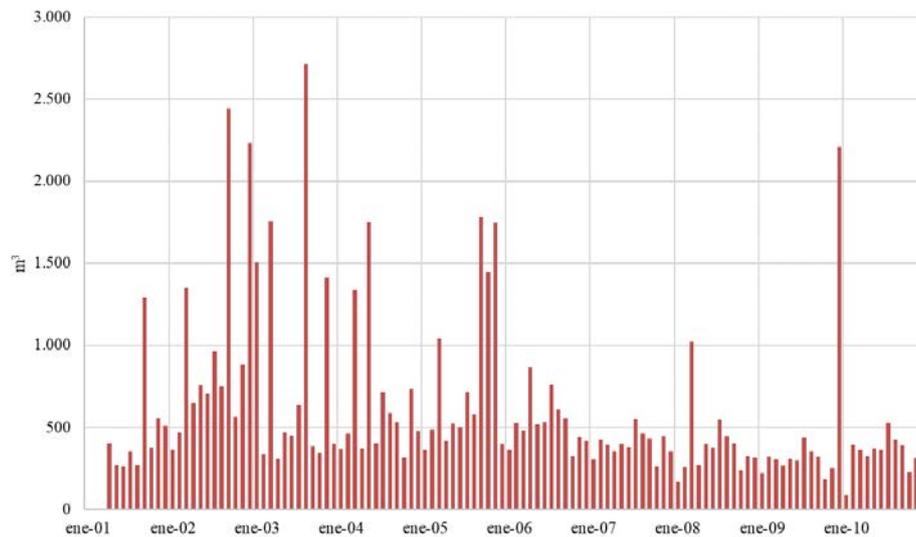


Figura 5.11.- Escenario 1. Producción mensual de lixiviados

Al comparar la producción de lixiviados con las tasas de infiltración neta (precipitación – evaporación real), se observa que los valores pico de la serie de lixiviados coinciden con los correspondientes valores pico en la serie de infiltración neta. Sin embargo, el vertedero sigue produciendo lixiviados incluso si la infiltración neta es nula. Este resultado tiene sentido, por cuanto la producción de lixiviados no depende tanto del valor de la infiltración sino del estado de humedad de los residuos. Por ello, la respuesta del vertedero ante un episodio de lluvia puede ser más o menos visible, en función del contenido en humedad en el momento en que se produce la precipitación.

En la mayoría de ocasiones se ha observado que, efectivamente, la producción de lixiviados aumenta si en el mes anterior se producen episodios de lluvia intensa. Este hecho

queda de manifiesto en la figura 5.12, que muestra la comparación entre la infiltración neta y el volumen de lixiviado acumulado durante el periodo de simulación. En ella se puede observar que la pendiente de la curva de producción acumulada de lixiviado aumenta tras el episodio de lluvias.

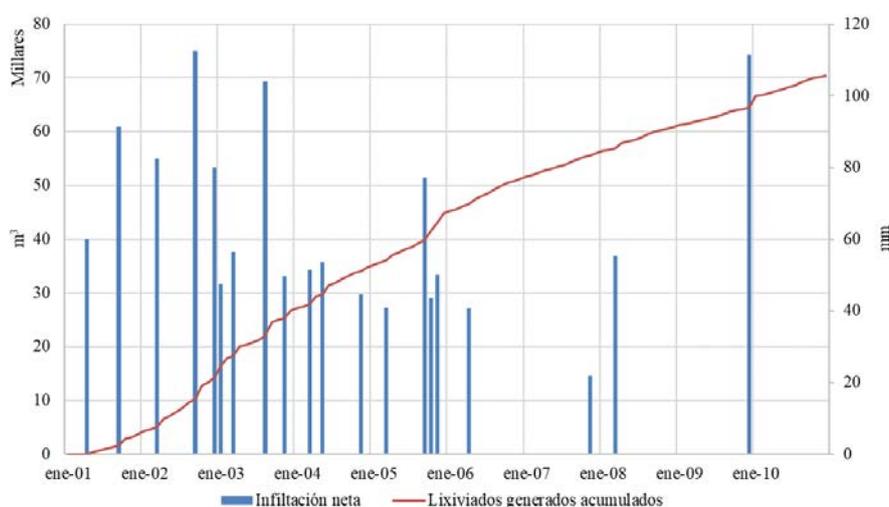


Figura 5.12.- Escenario 1. Infiltración neta vs producción acumulada de lixiviados

Durante el análisis se admitió el siguiente criterio de gestión de los lixiviados almacenados en la balsa: si el volumen de lixiviado almacenado superaba 3.000 m^3 , se transferiría a una EDAR externa el volumen de lixiviado necesario para que el volumen finalmente almacenado en balsa fuera de 1.000 m^3 . Este criterio trata de aportar seguridad frente a posibles episodios de lluvias fuertes que pudieran darse en condiciones de balsa próxima al llenado.

Respecto de la producción de biogás, el modelo permite obtener la comparación entre las tasas de generación mensual simuladas y las óptimas (figura 5.13). Tal cual era de esperar, las tasas simuladas son inferiores a las obtenidas en condiciones óptimas. En el escenario 1, el volumen total de biogás generado durante el periodo de simulación es de $75.175.172 \text{ m}^3$.

Adicionalmente, el modelo permite calcular el volumen de agua consumido en el proceso de formación de biogás y el volumen de vapor de agua generado durante el proceso de degradación de la materia orgánica.

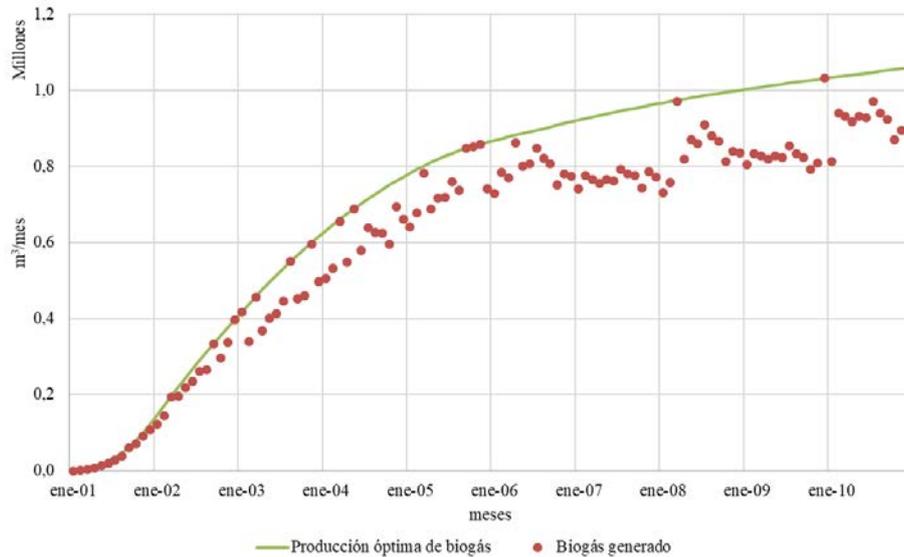


Figura 5.13.- Escenario 1. Tasas simuladas de generación mensual de biogás vs tasas óptimas

5.4.2. Escenario 2 - Gestión del vertedero con recirculación superficial de lixiviados

En el escenario 2 se considera la posibilidad de que cada mes un determinado volumen de lixiviados sea recirculado desde la balsa hacia la superficie del vertedero. Esto se realiza con un doble objetivo: conseguir unas mejores condiciones de humedad en el interior del vertedero y disminuir el volumen de lixiviados a gestionar externamente.

La figura 5.14 muestra el volumen mensual de lixiviado generado en el escenario 2. El volumen total de lixiviados generados durante el periodo de simulación en el escenario 2 es de 98.620 m³. Los efectos de la recirculación de lixiviados quedan claramente de manifiesto al comparar las figuras 5.11 y 5.14. Mientras que para el escenario 1 el volumen mensual de lixiviado producido supera los 2.000 m³/mes solamente en cuatro ocasiones, en el escenario 2 este efecto se produjo en nueve ocasiones. Esto era previsible, por cuanto la recirculación superficial de lixiviados tiene el mismo efecto que un aumento de la precipitación.

En términos de la comparación entre la producción de lixiviados con las tasas de infiltración neta (incorporando los efectos de la recirculación superficial de lixiviados), los resultados obtenidos para el escenario 2 (figura 5.15) son similares a los obtenidos para el escenario 1. De nuevo, la producción de lixiviados aumenta si en el mes anterior se producen episodios de lluvia intensa.

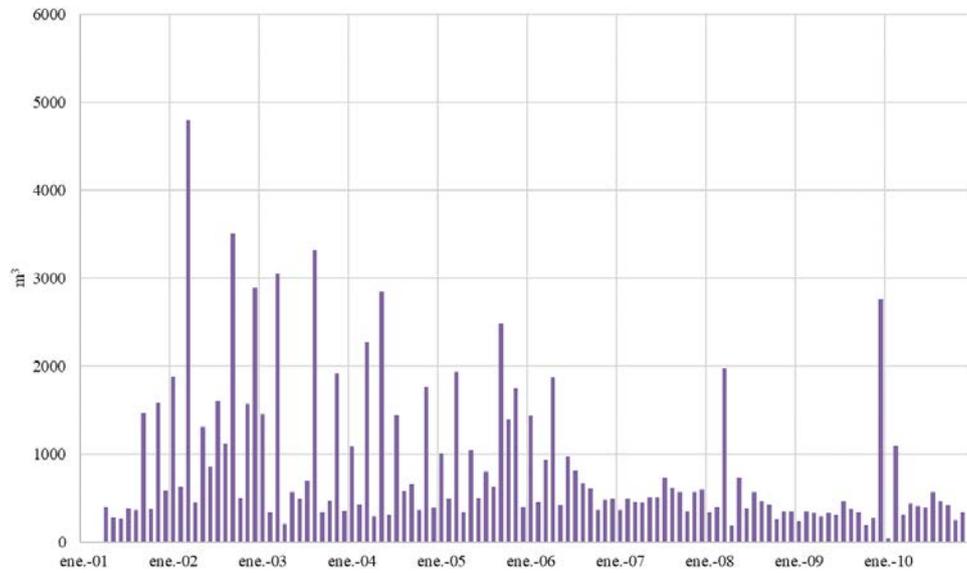


Figura 5.14.- Escenario 2. Producción mensual de lixiviados

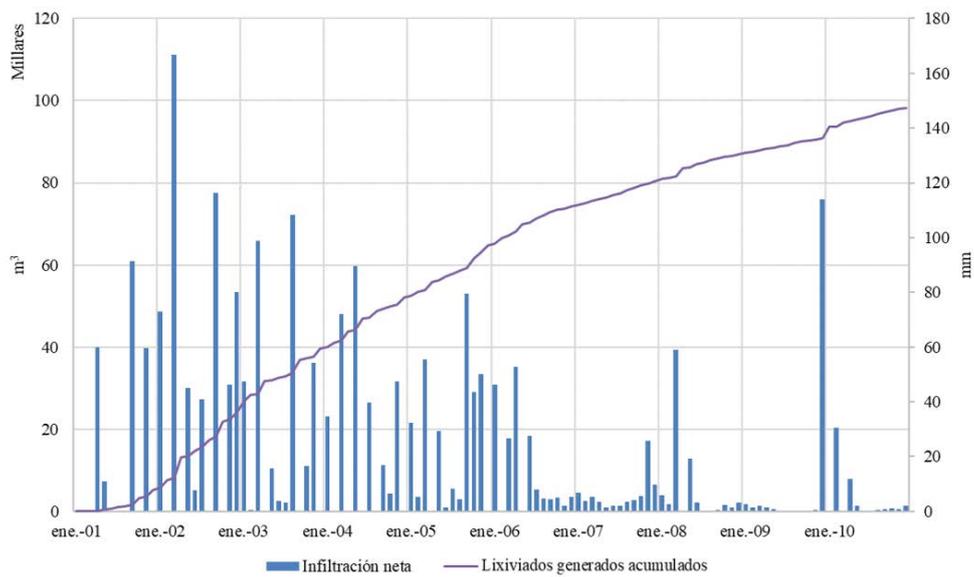


Figura 5.15.- Escenario 2. Infiltración neta vs producción acumulada de lixiviados

La figura 5.16 muestra el volumen mensual de lixiviado recirculado cada mes. En total, a lo largo de los diez años de simulación, en el escenario 2 se han recirculado 55.561 m^3 desde la balsa hacia la superficie del vertedero. Este volumen recirculado permite reducir el volumen de lixiviado almacenado en la balsa. Además, el volumen de lixiviado a gestionar de forma externa se ve reducido drásticamente, permitiendo una reducción importante de los costes económicos de gestión de lixiviados. Una estimación de esta reducción de costes puede realizarse considerando que el coste unitario (transporte + tratamiento) de gestión en EDAR externa está en el entorno de 60 €/m^3 . Con este valor, para el escenario 1, en el cual se gestionan externamente 43.536 m^3 , el coste total de gestión externa de lixiviados durante los diez años de simulación ascendería a $2.600.000 \text{ €}$. Bajo las mismas condiciones, en el escenario 2, en el cual se gestionan 18.353 m^3 , este coste se reduce a $1.100.000 \text{ €}$. Esta es una de las grandes ventajas de la recirculación de lixiviados.

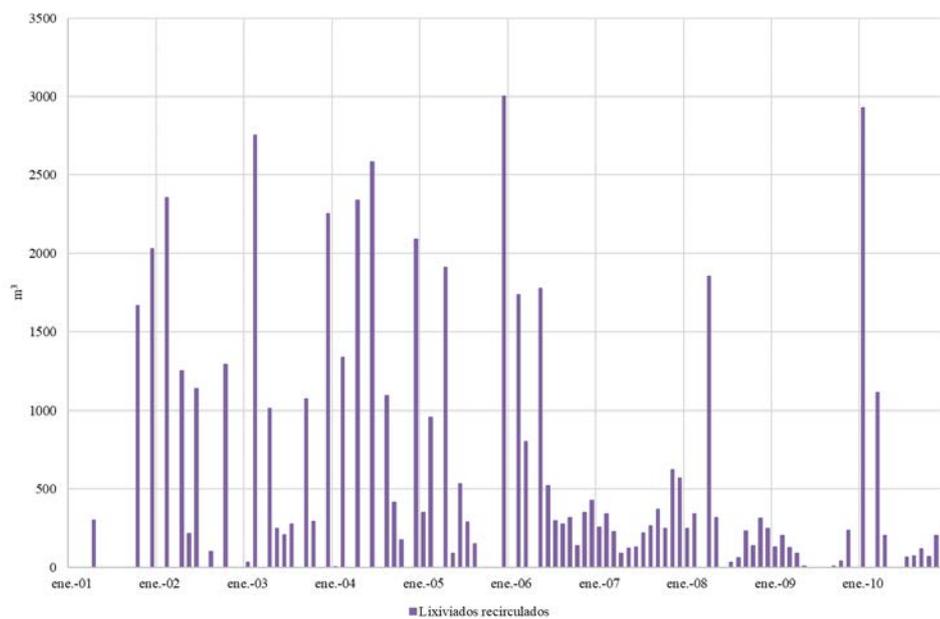


Figura 5.16.- Escenario 2. Volumen mensual de lixiviado recirculado

Respecto de la producción de biogás, el modelo permite obtener la comparación entre las tasas de generación mensual simuladas y las óptimas (figura 5.17). Al igual que en el escenario 1, las tasas simuladas son inferiores a las obtenidas en condiciones óptimas. Al comparar las figuras 5.13 y 5.17, se observa que en el escenario 2 estas tasas son superiores a las del escenario 1, puesto que el volumen de lixiviado recirculado se ha calculado precisamente para mejorar las condiciones de humedad en términos de maximizar la producción de biogás. En el escenario 2, el volumen total de biogás generado

durante el periodo de simulación es de 78.133.510 m³, lo cual supone un 4% de incremento respecto del volumen de biogás generado en el escenario 1.

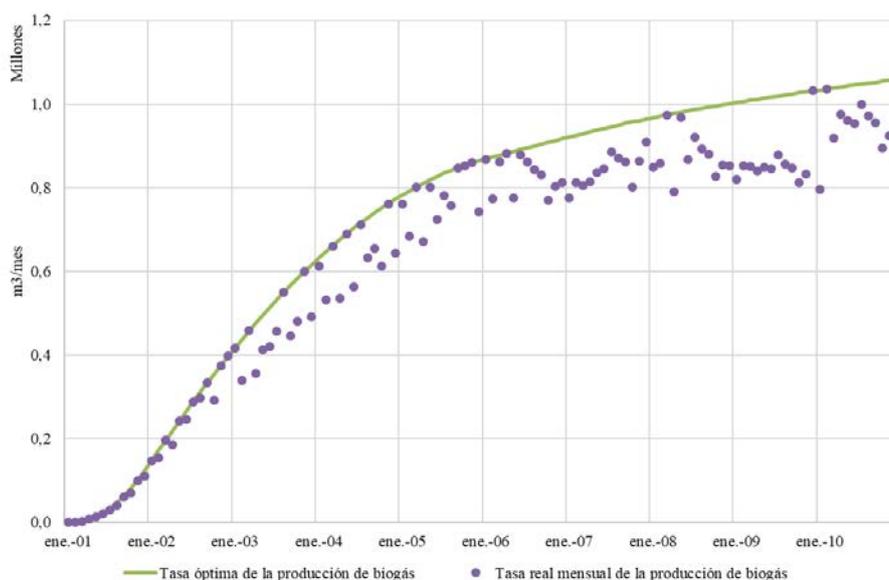


Figura 5.17.- Escenario 2. Tasas simuladas de generación mensual de biogás vs tasas óptimas

5.4.3. Escenario 3 - Gestión del vertedero como biorreactor

En el escenario 3 se considera que el vertedero se gestiona como biorreactor, es decir, que existe la posibilidad de recircular lixiviados desde la balsa a una serie de zanjas de recirculación instaladas en el interior del vertedero, no contemplándose la recirculación en superficie. Los objetivos que se pretenden conseguir son los mismos que en el escenario 2 (conseguir unas mejores condiciones de humedad en el interior del vertedero y disminuir el volumen de lixiviados a gestionar externamente), pero se espera ser aún más eficiente en cuanto se refiere al volumen final de biogás producido.

La figura 5.18 muestra el volumen mensual de lixiviado generado en el escenario 3. El volumen total de lixiviados generados durante el periodo de simulación en el escenario 3 es de 124.238 m³. Los efectos de la recirculación de lixiviados quedan claramente de manifiesto al comparar las figuras 5.11, 5.14 y 5.18. Mientras que para los escenarios 1 y 2 el volumen mensual de lixiviado producido supera los 2.000 m³/mes solamente en cuatro y nueve ocasiones, respectivamente, en el escenario 3 este efecto se produjo en dieciocho ocasiones. Esto era previsible, por cuanto la recirculación de lixiviados hacia el interior del vertedero se está realizando sobre unos residuos que ya presentan un elevado contenido en humedad.

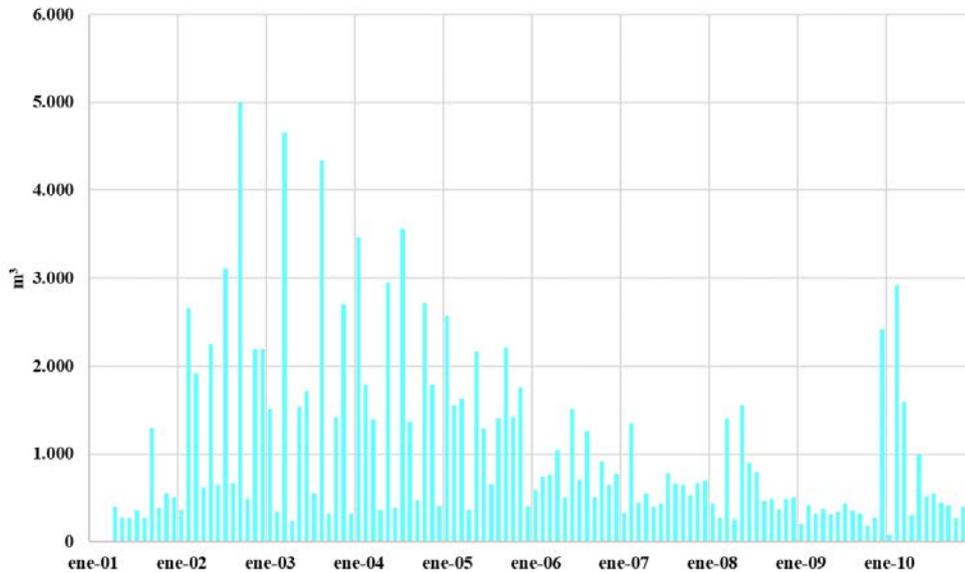


Figura 5.18.- Escenario 3. Producción mensual de lixiviados

La figura 5.19 muestra la infiltración neta comparada con la producción acumulada de lixiviados. Al comparar las figuras 5.12 y 5.19, se observa que los valores de la infiltración neta son los mismos, dado que en el escenario 3 no se contempla la recirculación superficial de lixiviados y, por tanto, el biorreactor está sometido a las mismas condiciones de precipitación y evaporación que en el escenario 1. Sin embargo, la producción acumulada de lixiviados es muy superior en el escenario 3, debido a la recirculación de lixiviados en el interior del vertedero.

La figura 5.20 muestra el volumen mensual de lixiviado recirculado cada mes. En total, a lo largo de los diez años de simulación, en el escenario 3 se han recirculado 76.681 m^3 desde la balsa hacia las zanjas de recirculación del biorreactor. Además, el volumen total de lixiviado a gestionar de forma externa es de 22.557 m^3 , es decir, 4.204 m^3 más que en el escenario 2. El coste económico de gestión externa de lixiviados en el escenario 3 es de $1.350.000 \text{ €}$, es decir, 250.000 € más que en el escenario 2.

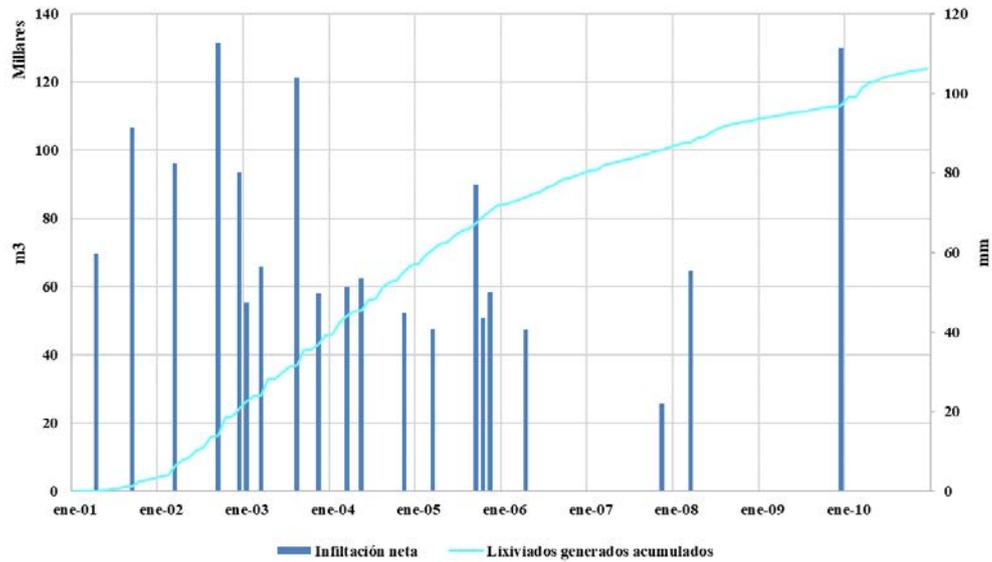


Figura 5.19.- Escenario 3. Infiltración neta vs producción acumulada de lixiviados

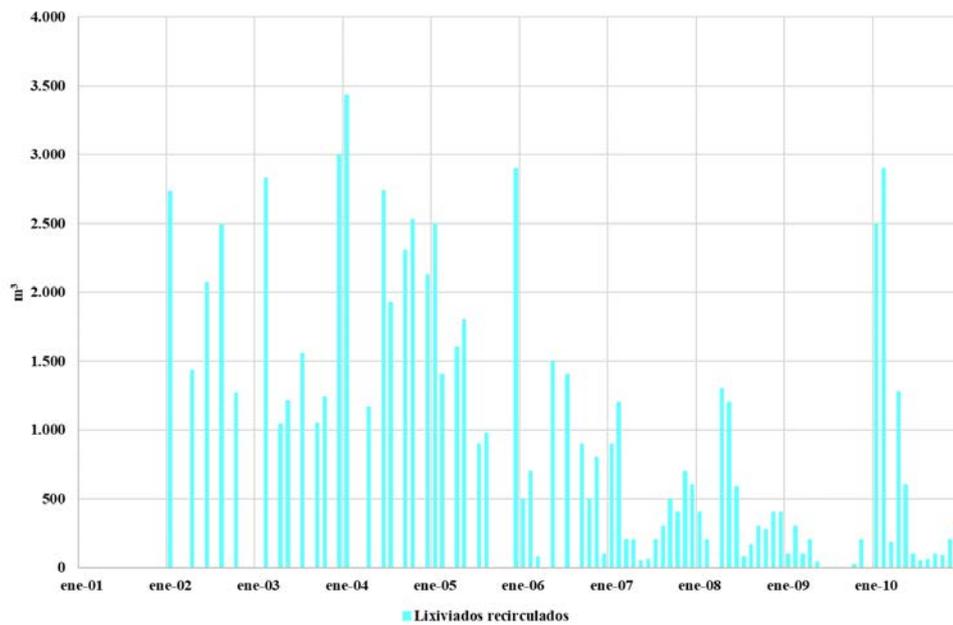


Figura 5.20.- Escenario 3. Volumen mensual de lixiviado recirculado

Respecto de la producción de biogás, el modelo permite obtener la comparación entre las tasas de generación mensual simuladas y las óptimas (figura 5.21). Al igual que en los escenarios 1 y 2, las tasas simuladas son inferiores a las obtenidas en condiciones óptimas, pero en el escenario 3 se alcanzan las tasas más elevadas. En el escenario 3, el volumen total de biogás generado durante el periodo de simulación es de 78.889.926 m³, lo cual supone un 5% de incremento respecto del volumen de biogás generado en el escenario 1.

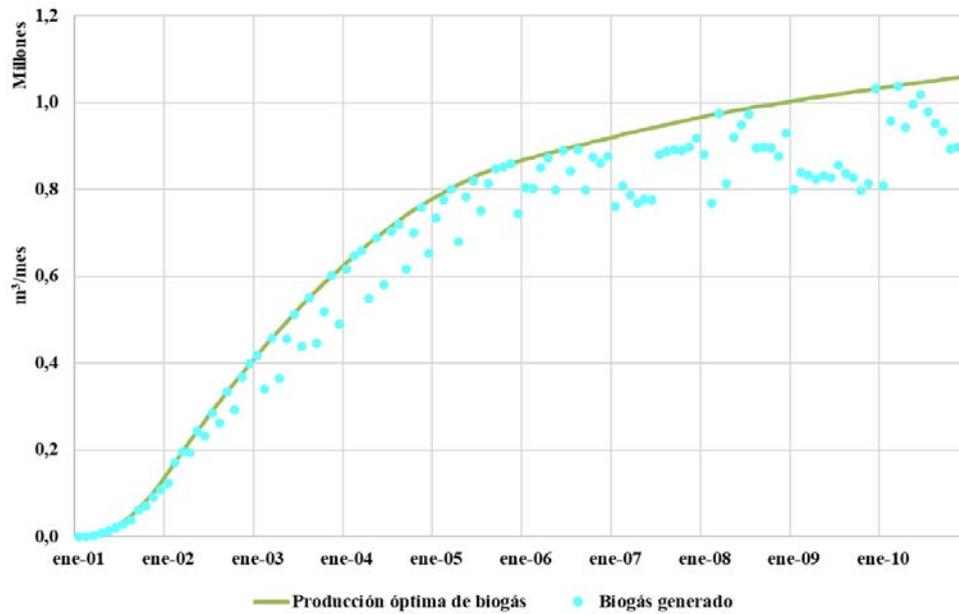


Figura 5.21.- Escenario 3. Tasas simuladas de generación mensual de biogás vs tasas óptimas

5.4.4. Discusión de resultados

La tabla 5.2 muestra la comparación de resultados obtenidos para los tres escenarios de análisis en términos de producción de lixiviados, de generación de biogás y de costes económicos asociados a la gestión externa de lixiviados.

Tabla 5.2.- Resumen de resultados

	<i>Escenario 1</i>	<i>Escenario 2</i>	<i>Escenario 3</i>
Lixiviados generados (m ³)	70.766	98.620	124.238
Lixiviados recirculados (m ³)	0	55.561	76.681
Lixiviados gestión externa (m ³)	43.536	18.353	22.557
Biogás generado (m ³)	75.175.172	78.133.510	78.889.926
Δ biogás sobre escenario 1 (%)	0	+ 4%	+ 5%
Coste gestión externa lixiviado (€)	2.612.182	1.101.158	1.353.417

A partir de los resultados mostrados en la tabla 5.2, en la figura 5.22 se muestra de forma gráfica los volúmenes totales de lixiviados generados, recirculados y gestionados de forma externa en cada uno de los tres escenarios de simulación. En el escenario 1 el volumen total de lixiviado es inferior al generado en los escenarios 2 y 3, debido a la inexistencia de recirculación desde la balsa. El volumen total de lixiviados generados se obtiene en el escenario 3, pero también es en este escenario donde el volumen de lixiviados recirculados es mayor. El volumen total de lixiviados gestionados en instalaciones externas es muy superior en el escenario 1, lo cual supone un importante impacto desde el punto de vista económico.

Efectivamente, los costes económicos de la gestión externa de lixiviados en el escenario 3 son aproximadamente 250.000 € superiores a los del escenario 2. La figura 5.23 muestra la evolución temporal de los costes de gestión externa de lixiviado para cada uno de los tres escenarios simulados. En ella se observa que los mayores costes corresponden al escenario 1 y los menores al escenario 2. Además, en el caso del escenario 3 habría que considerar también los costes asociados a la construcción y mantenimiento de las zanjas de recirculación, cuyo valor no ha sido evaluado, pero que se estima muy superior al coste de implantación de las infraestructuras necesarias para la recirculación superficial contemplada en el escenario 2.

Sin embargo, el objetivo principal de la gestión del vertedero como biorreactor no es la reducción de costes en la gestión externa de lixiviados, sino la optimización de la producción de biogás y ello ha quedado de manifiesto en los resultados del modelo. Los resultados obtenidos para la gestión del vertedero como biorreactor (escenario 3) muestran que la producción de biogás es la mayor de los tres escenarios analizados (figura 5.24).

La figura 5.25 muestra la comparación entre los incrementos en la generación de biogás obtenidas entre el escenario 2 y 3 con respecto al escenario 1. En ella se observa que la producción de biogás en el escenario 3 es superior a la del escenario 2 a partir del mes 30.

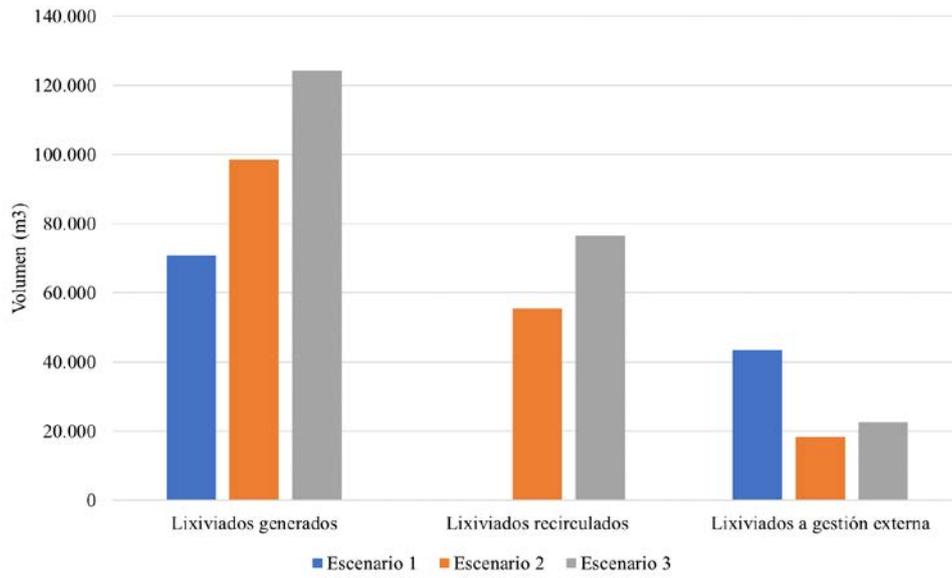


Figura 5.22.- Comparación de los volúmenes de lixiviado en cada escenario

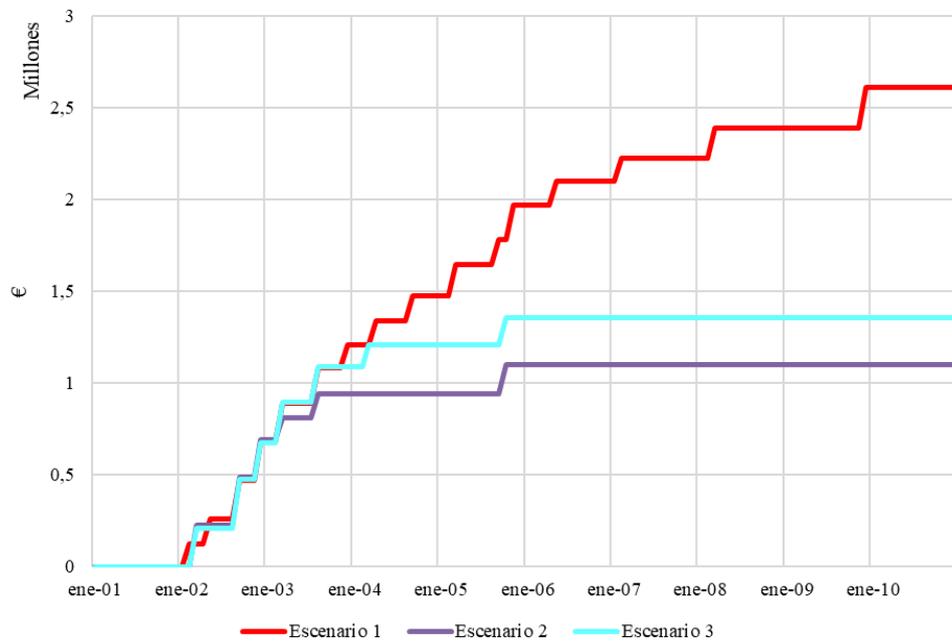


Figura 5.23.- Costes acumulados de la gestión externa de lixiviados

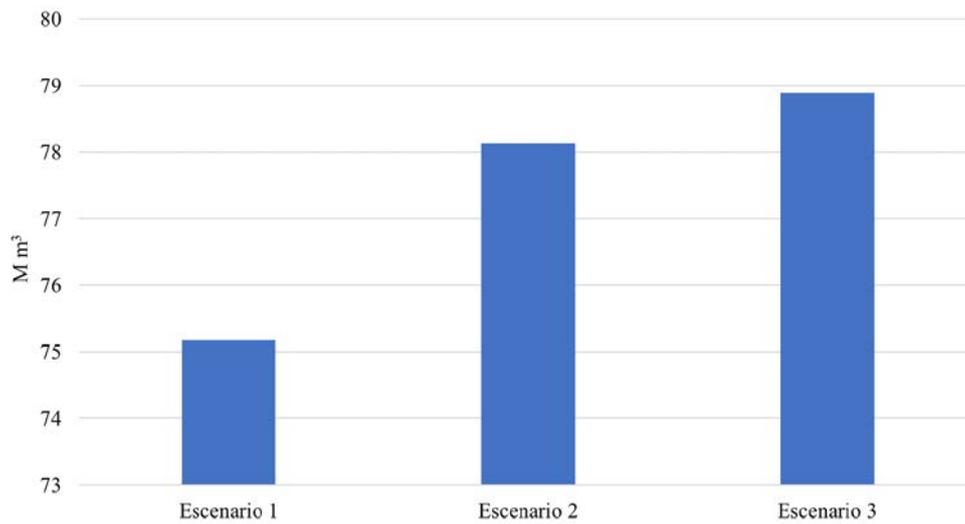


Figura 5.24.- Producción total de biogás en los distintos escenarios

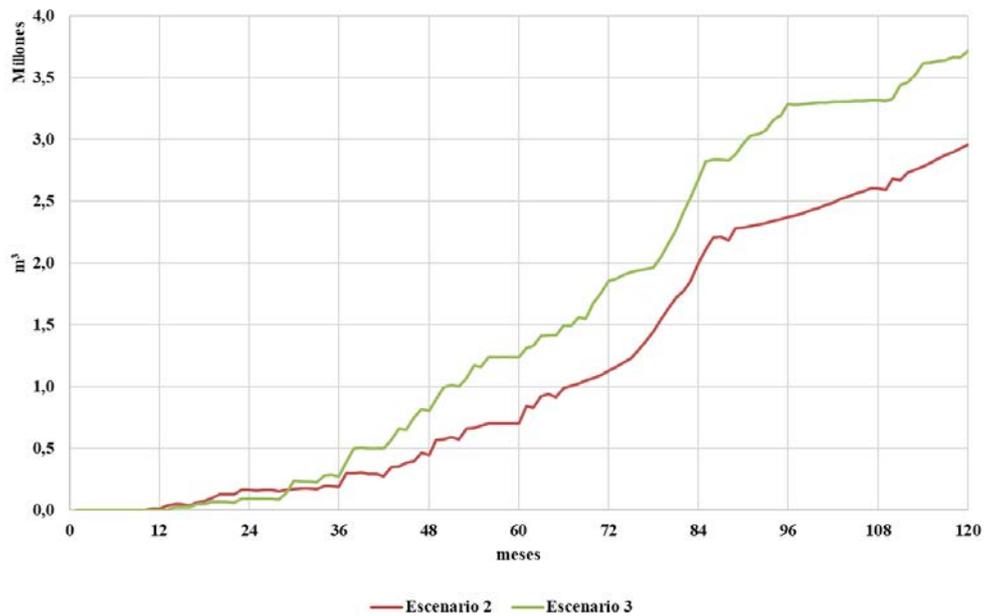


Figura 5.25.- Incremento en la generación de biogás con respecto al escenario 1

Como hemos visto, los resultados obtenidos son dependientes en gran medida del contenido en humedad inicial de los residuos depositados en el vertedero. En este caso, en el cual los residuos presentaban altos valores de humedad, la generación de biogás obtenida en el escenario 1 es ya suficientemente próxima a los valores óptimos como para que los efectos de la recirculación de lixiviado no supongan un incremento relevante en los volúmenes de biogás producido.

De hecho, los resultados demuestran que los valores de producción de biogás en el escenario 2 son prácticamente los mismos que los obtenidos para el escenario 3, haciendo por ello innecesaria la ejecución de las zanjas de recirculación y del resto de infraestructuras necesarias para la operación del biorreactor. Desde el punto de vista económico, la gestión del vertedero con recirculación superficial de lixiviados es la más aconsejable.

Ahora bien, a pesar de no ser la opción más económica, el escenario 3 es el que obtiene unas tasas de producción de biogás mayores (figura 5.25), siendo esta precisamente la característica y ventaja principal de la gestión de un vertedero como biorreactor.

Finalmente, se ha comprobado la utilidad del modelo BIOLEACH para simular el comportamiento del vertedero bajo distintos esquemas de gestión, evaluando mensualmente la totalidad de los parámetros económicos y medioambientales de interés para los operadores de vertederos.

6. Resumen y conclusiones

La producción de lixiviados y biogás en vertederos de residuos sólidos urbanos son dos de los problemas medioambientales más graves que originan estas infraestructuras de eliminación de residuos. En la presente tesis doctoral, ambos procesos se analizan desde el punto de vista de su modelación matemática como herramienta fundamental de apoyo en el diseño de las operaciones de gestión de vertederos.

Para el desarrollo del estudio de la generación de lixiviados y biogás en vertederos de RSU, se plantearon tres objetivos fundamentales cuyo desarrollo ha configurado las tres aportaciones principales de la tesis doctoral:

Aportación 1.- Realizar un análisis del estado del arte que permita identificar las técnicas de evaluación de producción de lixiviados y biogás en vertederos de RSU que están disponibles en la literatura científica

Aportación 2.- Elaborar un nuevo modelo numérico que permita estimar la producción conjunta de lixiviados y biogás en vertederos de RSU y que considere la recirculación de lixiviados como una alternativa de gestión del vertedero para la optimización de los volúmenes de biogás producidos

Aportación 3.- Verificar la aplicación del modelo como herramienta de soporte a la decisión para la explotación de un vertedero real bajo distintos escenarios de gestión

La primera aportación de la tesis doctoral es la redacción del estado del arte sobre técnicas de evaluación de lixiviados y biogás en vertederos de RSU. Este estado del arte se presenta en el capítulo 3. En él se abordan, primeramente, los procesos de producción de biogás y de lixiviados, considerados como procesos independientes. Posteriormente, se introduce su análisis conjunto, bajo técnicas de gestión del vertedero como biorreactor.

La redacción del estado del arte ha dejado de manifiesto los siguientes aspectos relevantes:

Respecto de los modelos de estimación de la producción de biogás en vertederos

- Los modelos existentes describen de forma simplificada las reacciones químicas, en la mayoría de los casos muy complejas, que suceden durante la degradación de la materia orgánica que contienen los residuos del vertedero.
- En la práctica, obtener los datos necesarios para estimar la producción de biogás en vertederos es complicado. Habitualmente, muchos de los datos necesarios para poder realizar la modelación no suelen estar disponibles, por lo que la información que se necesita para utilizar los modelos de emisiones se suele estimar a partir de argumentos teóricos o variables secundarias.
- Los resultados de los modelos que estiman la producción de biogás pueden llegar a diferir bastante de las medidas realizadas en campo.
- Dada la elevada incertidumbre a la hora de estimar la producción de biogás en un vertedero de RSU, cuando se utilizan estas ecuaciones estequiométricas en la modelación, normalmente se prefiere utilizar aquellas que consideran la degradación completa, dado que son más sencillas de ajustar y no introducen incertidumbre adicional.
- Las ecuaciones de degradación parcial de la materia orgánica únicamente deberían utilizarse cuando se dispusiera de datos específicos sobre la composición de la masa de residuos depositada en el vaso una vez hubiera transcurrido tiempo suficiente como para que la degradación de la materia orgánica se hubiera desarrollado completamente. Estos datos no suelen estar disponibles en situaciones reales.
- La mayoría de los modelos identificados en la literatura científica trabajan con parámetros de cinética global, que se ajustan de forma empírica para que las tasas de producción calculadas coincidan con las tasas de producción observadas.
- Se han identificado cinco tipos de ecuaciones que describen la cinética de la reacción que son utilizadas por quince modelos de evaluación de producción de biogás distintos.

Respecto de los modelos de estimación de la producción de lixiviados:

- Los lixiviados de vertedero están compuestos principalmente por la precipitación que se infiltra en el vertedero y percola a través de la masa de residuos. La generación de lixiviados dependerá, por tanto, del movimiento de la humedad existente en el interior del vertedero, entendiendo el vertedero como un medio poroso complejo.
- El movimiento del lixiviado a través de los residuos se caracteriza por ser predominantemente un flujo vertical descendente a través de un medio poroso no saturado en el cual, además, los valores de los parámetros que definen dicho flujo evolucionan con el tiempo.
- La formulación considerada por la teoría general del flujo en medios porosos no saturados que lleva a ecuación de Richards es difícil de aplicar en suelos y aún más difícil de aplicar en vertederos de RSU, por cuanto tanto los valores de la permeabilidad en condiciones de no saturación como los valores de la tensión de succión varían con los cambios del contenido en humedad, lo cual es un efecto que ocurre permanentemente en el interior del vertedero.
- Debido a su propia naturaleza, el almacenamiento de RSU en el vertedero implica muchos cambios en su contenido en humedad a medida que se desarrollan los procesos de formación de lixiviado y de formación de biogás.
- Todo lo anteriormente expuesto deja de manifiesto, en definitiva, la gran dificultad existente para determinar los valores de la conductividad hidráulica no saturada en vertederos de RSU y la necesidad, por tanto, de utilizar otro tipo de aproximaciones distintas a las basadas en la ecuación del flujo en medios porosos no saturados que, siendo conceptualmente más sencillas, permitan comprender el proceso de formación de lixiviados en vertederos reproduciendo adecuadamente los valores realmente observados.
- Además, las ecuaciones del flujo en medios porosos no saturados son ecuaciones no lineales y no tienen solución analítica excepto en casos extremadamente simples, que no suelen ser de aplicación para la evaluación de la producción de lixiviados en vertederos.
- La alternativa consiste, por tanto, en utilizar otras formulaciones distintas a la ecuación de Richards para evaluar el contenido en humedad presente en los residuos. Estas alternativas son las basadas en formulaciones de balance hídrico que se fundamentan en que la capacidad de almacenamiento de humedad en los residuos es posible debido a que la humedad contenida en ellos normalmente es inferior a su capacidad de absorción. Este efecto se cuantifica mediante el concepto de capacidad de campo de los residuos.
- De esta forma, el estado del arte realizado deja de manifiesto la existencia de dos aproximaciones para estimar la producción de lixiviados en vertederos de RSU: modelos determinísticos, basados en la ecuación de balance hídrico, y modelos de diferencias o elementos finitos, basados en particularizaciones de la ecuación del flujo no saturado.

Respecto de las técnicas de gestión del vertedero como biorreactor

- La gestión de un vertedero como biorreactor acelera los procesos de biodegradación bajo condiciones predecibles y controladas, maximizando la producción de biogás y reduciendo los tiempos de descomposición de la materia orgánica.
- En un vertedero biorreactor se pretende acelerar la estabilización de los residuos mediante el control total de los procesos que tienen lugar en el interior del vaso.
- De entre todas las técnicas que tratan de acelerar y mejorar el proceso de estabilización de vertederos, la recirculación de lixiviados ha sido la más investigada e implementada. Hoy en día, al hablar de vertedero biorreactor, se entiende que se gestiona de forma controlada mediante la recirculación de lixiviados.
- La modelación de la producción de lixiviados y biogás como procesos acoplados en un vertedero de RSU obliga, por tanto, a plantear formulaciones que contemplen la acción combinada de procesos térmicos (T), hidráulicos (H) y mecánicos (M), acoplados con los cambios asociados en las propiedades de los RSU, la biodegradación de los residuos (B), la generación de biogás (G) y la recirculación de lixiviados
- En la literatura científica se han identificado 25 modelos para el análisis de procesos acoplados en vertederos de RSU.

La segunda aportación de la tesis doctoral, que es su aportación principal, es el desarrollo del modelo BIOLEACH, presentado en el capítulo 4. BIOLEACH es un nuevo modelo matemático para la gestión a tiempo real de vertederos de residuos sólidos urbanos. El modelo permite realizar estimaciones conjuntas de la producción de lixiviados y biogás e incorpora la posibilidad de simular la recirculación de lixiviados, tanto en la superficie del vertedero como en el interior de la masa de residuos, siendo por tanto adecuado también para la simulación del comportamiento de vertederos biorreactor.

El modelo BIOLEACH se ha concebido desde su origen para ser una herramienta de apoyo a la gestión del vertedero que pueda ser utilizada por el operador del mismo. Conceptualmente, el modelo se fundamenta en la ecuación de balance hídrico como herramienta fundamental para el cálculo de la producción de lixiviados. Mediante esta formulación, el modelo trata de evitar, en la medida de lo posible la utilización de parámetros que puedan ser complejos de obtener.

En el modelo BIOLEACH, la producción de lixiviados se estima utilizando una particularización de la ecuación de balance hídrico que incluye todas las componentes hidrológicas, así como los volúmenes de agua consumidos por la degradación de la materia orgánica durante el proceso de producción de biogás. Además, los flujos de recirculación de lixiviados que sean bombeados desde la balsa de almacenamiento son considerados de forma independiente, adaptando la formulación del balance al sistema de gestión del biorreactor.

La producción del gas de vertedero y la generación de lixiviados son considerados por el modelo como procesos acoplados a través de los balances hídricos correspondientes. Los cálculos de generación de biogás se realizan a la vez que los cálculos de producción de lixiviados, considerando las condiciones fisicoquímicas realmente existentes en el interior de la masa de residuos.

El modelo utiliza como variable principal el contenido en humedad existente en los residuos, obteniendo a partir de él los volúmenes mensuales de biogás y lixiviado, ajustando convenientemente la reacción estequiométrica que describe el proceso de degradación de la materia orgánica contenida en los residuos y utilizando un modelo de cinética triangular para simular las tasas de producción de biogás.

BIOLEACH utiliza datos de producción de residuos a escala mensual, lo cual le aporta flexibilidad suficiente para adaptarse a las posibles variaciones derivadas de las necesidades reales de gestión de las instalaciones de tratamiento de residuos. Asimismo, el modelo utiliza valores de los parámetros climatológicos a escala mensual obtenidos de estaciones meteorológicas locales, de forma que las simulaciones realizadas incorporen la mayor cantidad posible de información.

BIOLEACH se presenta, por tanto, como una herramienta de gestión de vertederos que permite, además, justificar cuáles son los volúmenes de recirculación de lixiviado que aseguran condiciones de humedad óptimas en el interior del vertedero, garantizando la máxima producción de biogás.

El modelo desarrollado sirve de apoyo para la toma de decisiones en la gestión diaria del vertedero, respondiendo a las necesidades reales a las que debe enfrentarse el operador, considerando que recibe una cantidad conocida de residuos previamente caracterizados bajo unas determinadas condiciones meteorológicas y que dispone de un volumen limitado de almacenamiento de lixiviados en la balsa.

La formulación numérica del modelo se ha programado en una serie de hojas de cálculo en tres módulos independientes:

- Módulo 1 - Módulo de cálculo de la producción mensual de biogás óptima
- Módulo 2 - Módulo de gestión del vertedero biorreactor
- Módulo 3 - Módulo de reglas de operación

Para la ejecución completa del modelo, típicamente deben ejecutarse secuencialmente los tres módulos anteriores.

Una de las características principales del modelo BIOLEACH, que lo distingue del resto de modelos disponibles, consiste en que el modelo es capaz de proporcionar al usuario toda la información necesaria para que finalmente escoja de forma justificada los valores de los volúmenes de lixiviado a recircular desde la balsa hacia la superficie del vertedero y hacia cada una de las zanjas de recirculación existentes. De esta forma, el modelo BIOLEACH se presenta no como un modelo de simulación, sino como un modelo de gestión, concebido para ser utilizado regularmente en la operación diaria del vertedero.

La tercera aportación de la tesis doctoral es la verificación de la aplicación del modelo como herramienta de soporte a la decisión para la explotación de un vertedero real bajo distintos escenarios de gestión. En el capítulo 5, se presentan los resultados obtenidos al aplicar el modelo para calcular la producción de lixiviados y biogás en un vertedero de RSU situado en la Región de Murcia. Para ello, se ha diseñado un conjunto de simulaciones en tres escenarios distintos de gestión:

- Escenario 1: gestión del vertedero mediante técnicas clásicas sin recirculación de lixiviados
- Escenario 2: gestión del vertedero considerando la posibilidad de recircular los lixiviados hacia la superficie del mismo
- Escenario 3: gestión del vertedero como biorreactor, considerando la posibilidad de recircular los lixiviados hacia el interior de la masa de residuos y hacia la superficie del mismo

Los principales datos de entrada considerados en los tres escenarios de simulación son:

- Caracterización y análisis químico elemental de los rechazos
- Serie mensual de cantidades de residuos depositados en el vertedero
- Serie mensual de precipitación
- Serie mensual de evaporación real

Como valor de referencia común en los tres escenarios de simulación, a la vista de los datos anteriores, el modelo calcula las correspondientes tasas máxima mensual de producción de biogás para cada año y tasas óptimas de producción de biogás para cada mes.

Tras la realización del correspondiente proceso de calibración y verificación del modelo utilizando datos reales de producción de lixiviados en el periodo enero-septiembre de 2019, las simulaciones de la producción de lixiviados y biogás se han extendido a un periodo de diez años de explotación del vertedero, obteniendo los siguientes resultados para cada uno de los tres escenarios considerados:

- Tasas simuladas de producción de biogás para cada mes
- Producción acumulada de biogás en condiciones óptimas
- Producción mensual de lixiviados
- Producción total acumulada de lixiviados
- Coste de la gestión externa del lixiviado

Conclusiones finales

Tras la realización de la tesis doctoral, una vez se han desarrollado los objetivos propuestos y, a la vista de los resultados obtenidos por BIOLEACH tras las simulaciones realizadas, podemos concluir los siguientes aspectos:

- El modelo BIOLEACH permite evaluar la producción conjunta de lixiviados y biogás como procesos acoplados en vertederos de RSU.
- BIOLEACH es un modelo de gestión de vertederos, concebido para ser utilizado por los operadores durante las labores diarias de explotación.
- El modelo permite evaluar los volúmenes de lixiviado y biogás producidos a escala mensual.
- A la vista de los volúmenes realmente almacenados en la balsa y de las condiciones reales de humedad en los residuos, el modelo proporciona al operador las sugerencias de recirculación de lixiviado adecuadas para garantizar que la producción de biogás es la máxima en cada momento, atendiendo a las condiciones meteorológicas particulares del emplazamiento.
- Se ha comprobado que el modelo puede ser también utilizado para simular el comportamiento del vertedero a largo plazo bajo distintos escenarios de simulación que contemplen estrategias de gestión del vertedero distintas.
- El modelo puede utilizarse también en fase de proyecto para:
 - Estudiar cuál es la forma adecuada de gestión del vertedero a la vista de las condiciones meteorológicas y las características de los residuos.
 - Definir el volumen más adecuado de la balsa de lixiviados a la vista de toda la información.

7. Líneas de futura investigación

Tras la conclusión de la tesis doctoral, y como líneas de futura investigación, se plantea la realización de las siguientes mejoras en el modelo BIOLEACH:

- Para facilitar su utilización generalizada, se requiere desarrollar una interfaz gráfica de usuario amigable que permita facilitar la entrada de datos y salida de resultados.
- Actualmente, el modelo no es apto para evaluar la incidencia en el tiempo de efectos geotécnicos tales como asentamientos, estabilidad de taludes o consolidación. Para ello, se requiere plantear una formulación específica que relacionara la producción de biogás con la desaparición de la materia degradable contenida en los RSU.
- En el modelo podrían incluirse otras formulaciones de cinética de reacción de biodegradación de la materia orgánica en fase anaerobia distintas al modelo triangular empleado.
- El modelo podría complementarse con un módulo de cálculo alternativo al actualmente programado (basado en la ecuación de balance hídrico y la capacidad de campo) que resolviera la ecuación del flujo no saturado (basado en la ecuación de Richards), de forma que se pudieran comparar las predicciones realizadas por ambos módulos permitiendo, entre muchos otros aspectos, mejorar el proceso de calibración de parámetros.

8. Contribuciones científicas

Artículo

J. Rodrigo-Ilarri, M. E. Rodrigo-Clavero, y E. Cassiraga, “BIOLEACH: A New Decision Support Model for the Real-Time Management of Municipal Solid Waste Bioreactor Landfills”, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 17, nº 5, p. 1675, 2020.

Congresos internacionales

J. Rodrigo-Ilarri, M. E. Rodrigo-Clavero, “BIOLEACH: a new mathematical model for the joint evaluation of leachate and biogas production in bioreactor municipal solid waste landfills”, en *29th International Solid Waste Association (ISWA) World Congress*, Bilbao, pp. 252-253, 2019.

M. E. Rodrigo-Clavero, J. Rodrigo-Ilarri, Hernández-Gruz, G. B., “Mathematical modeling of the joint production of leachate and biogas from municipal waste landfills. Application to the Tlalnepantla landfill (Mexico)”, en *European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2019*, Viena, 2019.

M. E. Rodrigo-Clavero, J. Rodrigo-Ilarri, “Urban solid waste landfills as a soil contamination source: effect of the solid waste composition on the evaluation of the leachate production”, en *European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2018*, Viena, 2018.

M. E. Rodrigo-Clavero, J. Rodrigo-Ilarri, “Impact of climate change on the leachate production of a bioreactor landfill”, en *Congress on Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean*, Granada, pp. 219-225, 2017.

M. E. Rodrigo-Clavero, J. Rodrigo-Ilarri, “BIOLEACH: a mathematical model for the joint evaluation of leachate and biogas production in urban solid waste landfills”, en *European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2017*, Viena, 2017.

J. Rodrigo-Ilarri, M. E. Rodrigo-Clavero, “Modeling leachate production in urban solid waste landfills using a simple water balance scheme”, en *41st International Association of Hydrogeologists (IAH) International Congress "Groundwater: Challenges and Strategies"*, Marrakesh, pp. 2117, 2014.

J. Rodrigo-Ilarri, M. E. Rodrigo-Clavero, “Desarrollo y aplicación de modelos de evaluación de la producción de lixiviados en vertederos de residuos sólidos urbanos”, en *II Congreso Ibérico de las Aguas Subterráneas (CIAS 2014)*, Valencia, pp. 781-792, 2014.

J. Rodrigo-Ilarri, M. E. Rodrigo-Clavero, “Sensitivity analysis of the waste composition and water content parameters on the biogas production models on solid waste landfills”, en *European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2014*, Viena, 2014.

Propiedad intelectual (copyright)

J. Rodrigo-Ilarri, M. E. Rodrigo-Clavero, “BIOLEACH: Modelo matemático para la evaluación conjunta de la producción de lixiviados y biogás en vertederos de RSU”, código de referencia ND-307-2019, Universitat Politècnica de València, 2019.

9. Referencias

- [1] CMMAD, “Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CMMAD). Nuestro futuro común”, Naciones Unidas, 1987.
- [2] D. H. Meadows, D. L. Meadows, J. Randers, y W. Behrens, *Los límites del crecimiento: informe al Club de Roma sobre el predicamento de la humanidad*. Fondo de Cultura Económica. Colección popular. Vol. 116, 1972.
- [3] D. W. Pearce y R. K. Turner, *Economics of natural resources and the environment*. Londres: Harvester Wheatsheaf, 1990.
- [4] European Environment Agency, “Progress towards selected waste management targets”, <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/progress-towards-selected-waste-management-targets>, 2019.
- [5] European Commission, “Report from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of Regions on the implementation of the Circular Economy Action Plan”, 2019.
- [6] European Environment Agency, “Municipal waste landfilling rates”, <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/municipal-waste-landfilling-rates-in>, 2013.

- [7] Ministerio para la Transición Ecológica, “Memoria anual de generación y gestión de residuos. Residuos de competencia municipal”, Gobierno de España, 2017.
- [8] J. K. Solano Meza, J. Rodrigo-Illarri, C. P. Romero Hernández, y M. E. Rodrigo-Clavero, “Analytical Methodology for the Identification of Critical Zones on the Generation of Solid Waste in Large Urban Areas”, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 17, nº 4, p. 1196, 2020.
- [9] J. K. Solano Meza, D. Orjuela Yepes, J. Rodrigo-Illarri, y E. Cassiraga, “Predictive analysis of urban waste generation for the city of Bogotá, Colombia, through the implementation of decision trees-based machine learning, support vector machines and artificial neural networks”, *Heliyon*, vol. 5, 2019.
- [10] Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, “Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022”, Gobierno de España, 2015.
- [11] G. Tchobanoglous, H. Theisen, y S. Vigil, *Gestión integral de residuos sólidos*. Madrid: McGraw-Hill, 1994.
- [12] C. W. Fetter, *Applied Hydrogeology*, 4ª edición. New Jersey: Prentice Hall, 2001.
- [13] S. N. Davis y R. J. M. De Wiest, *Hydrogeology*. Nueva York: Wiley and Sons, 1966.
- [14] J. A. Chandler, W. J. Jewell, J. M. Gossett, P. J. Vansoset, y J. B. Robertson, “Predicting methane fermentation biodegradability”, *Biotechnol. Bioeng. Symp.*, vol. 10, pp. 93-107, 1980.
- [15] J. Rodrigo-Illarri, M. E. Rodrigo-Clavero, y J. M. González-Fernández, *Alternativas de valorización y eliminación de residuos sólidos urbanos*. Valencia: Universitat Politècnica de València / Cátedra ACAL Ciudad Sostenible, 2014.
- [16] P. Moñino, “Estudio de viabilidad de la incorporación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) al tratamiento de aguas residuales mediante la tecnología de biorreactor de membranas anaerobias (AnMBR)”, tesis doctoral, Departamento de Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, 2017.
- [17] T. Abbasi, S. M. Tauseef, y S. A. Abbasi, “Capture of Biogas from Landfills”, en *Biogas Energy. SpringerBriefs in Environmental Science*. Nueva York: Springer, 2012, pp. 145-169.
- [18] A. Friedman, “Waste Management and Disposal”, en *Fundamentals of Sustainable Dwellings*. Washington: Island Press / Center for Resource Economics, 2012, pp. 217-231.
- [19] E. Hontoria García y M. Zamorano Toro, *Fundamento del manejo de los residuos urbanos*. Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos, 2001.

-
- [20] T. G. Leton y O. Omotosho, "Landfill operations in the Niger delta region of Nigeria", *Eng. Geol.*, vol. 73, nº 1-2, pp. 171-177, 2004.
- [21] A. N. Wells y M. E. Crooks, *Solid Waste Landfill Design Manual*. Washington, D. C., Washington State Department of Ecology, 1987.
- [22] American Society of Civil Engineers (ASCE), "Sanitary Landfill", ASCE - Committee on Sanitary Landfill Practice of the Sanitary Engineering Division, Nueva York, 1959.
- [23] B. Sener, M. L. Süzen, y V. Doyuran, "Landfill site selection by using geographic information systems", *Environ. Geol.*, vol. 49, pp. 376-388, 2006.
- [24] M. E. Garrido-Vergara, "Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos, adaptación para su informatización utilizando técnicas difusas y su aplicación en vertederos de Andalucía", tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Granada, 2008.
- [25] K. Vaillancourt y J. P. Waub, "Environmental site evaluation of waste management facilities embedded into EUGÈNE model: A multicriteria approach", *Eur. J. Oper. Res.*, vol. 139, nº 2, pp. 436-448, 2002.
- [26] E. A. McBean, F. A. Rovers, y G. J. Farquhar, *Solid waste landfill and engineering and design*. New Jersey: Prentice Hall, 1995.
- [27] J. H. Cushman y D. M. Tastakovsky eds., *The Handbook of Groundwater Engineering*, 3ª edición. Boca Ratón: CRC Press, 2017.
- [28] H. Oonk, "Landfill Gas Formation, Recovery and Emission in The Netherlands", en *Non-CO₂ Greenhouse Gases: Why and How to Control?*, J. van Ham, L. J. H. M. Janssen y R. J. Swart, eds. Kluwer Academic, 1994, pp. 323-328.
- [29] F. Atabi, M. A. Ehyaei, y M. H. Ahmadi, "Calculation of CH₄ and CO₂ Emission Rate in Kahrizak Landfill Site Through LandGEM Mathematical Model", en *The 4th World Sustainability Forum*, 2014, p. 17.
- [30] M. J. Krause, G. W. Chickering, T. G. Townsend, y D. R. Reinhart, "Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 46, nº 13, pp. 1117-1182, 2016.
- [31] M. R. Allen, A. Braithwaite, y C. C. Hills, "Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites", *Environ. Sci. Technol.*, vol. 31, pp. 1054-1061, 1997.
- [32] B. Eklund, E. P. Anderson, B. L. Walker, y D. B. Burrows, "Characterization of landfill gas composition at the Fresh Kills municipal solid-waste landfill", *Environ. Sci. Technol.*, vol. 32, pp. 2233-2237, 1998.

- [33] G. Rettenberger y R. Stegmann, "Landfilling Gas Components", en *Landfilling of Waste: Biogas*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Stegmann, eds. Londres: E & FN Spon, 1996, pp. 51-58.
- [34] M. D. Rey, R. Font, y I. Aracil, "Biogas from MSW landfill: Composition and determination of chlorine content with the AOX (adsorbable organically bound halogens) technique", *Energy*, vol. 63, pp. 161-167, 2013.
- [35] A. F. Castro-Gámez, "Caracterización hidrogeológica y estudio del biogás en vertederos de la provincia de Málaga. Bases para su gestión medioambiental", tesis doctoral, Departamento de Ecología y Geología, Universidad de Málaga, 2015.
- [36] IPCC, "Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change", Cambridge and New York: Cambridge University, 2013.
- [37] S. Martín González, "Producción y recuperación del biogás en vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: análisis de variables y modelización", tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Madrid, 1997.
- [38] P. Harborth, R. Fuss, K. Münnich, H. Flessa, y K. Fricke, "Spatial variability of nitrous oxide and methane emissions from an MBT landfill in operation: strong N₂O hotspots at working face.", *Waste Manag.*, vol. 33, pp. 2099-2107, 2013.
- [39] K. A. Brown y D. H. Maunder, "Exploitation of Landfill Gas: a UK Perspective", *Water Sci. Technol.*, vol. 30, nº 12, pp. 143-151, 1994.
- [40] H. Oonk, A. Weenk, O. Coops, y L. Luning, "Validation of landfill gas formation models", TNO Institute of Environmental and Energy Technology, 1994.
- [41] USEPA, *LFG Energy Project Development Handbook*. Environmental Protection Agency, 2015.
- [42] M. El-Fadel, A. N. Findikakis, y J. O. Leckie, "Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling", *J. Environ. Manage.*, vol. 50, nº 1, pp. 1-25, 1997.
- [43] J. W. Levis y M. A. Barlaz, "Is biodegradability a desirable attribute for discarded solid waste? Perspectives from a national landfill greenhouse gas inventory model", *Environ. Sci. Technol.*, vol. 45, pp. 5470-5476, 2011.
- [44] D. R. Reinhart y T. G. Townsend, *Landfill Bioreactor Design & Operation*. Boca Ratón: Lewis Publishers, 1998.
- [45] UK - Department of the Environment, "Landfill Gas, Waste Management Paper n. 27", 1994.
- [46] Environment Agency (EA) & Scottish Environment Protection Agency (SEPA), *Guidance on the management of landfill gas*. Bristol: Environment Agency, 2004.

-
- [47] F. Kreith y G. Tchobanoglous, *Handbook of Solid Waste Management*, 2ª edición. McGraw-Hill, 2002.
- [48] N. P. Cheremisinoff, *Handbook of solid waste management and waste minimization technologies*. Burlington: Butterworth-Heinemann, 2003.
- [49] J. Uriarte, J. Carreras, y M. L. Solano, "Management of biogas generated in sanitary landfills. Electrical autogeneration in Artigas sanitary landfill", en *Biomass for Energy, Industry and Environment. Proceedings of 6th EC Conference*, Atenas, 1991, pp. 590-594.
- [50] G. Massacci, "Physico-Chemical Characteristics and Toxicology of Landfil Gas Components", en *Landfilling of Waste: Biogas*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Stegmann, eds. Londres: E & FN Spon, 1996, pp. 73-84.
- [51] USEPA, "Municipal Solid Waste in The United States: 2007 Facts and Figures", USEPA Office of Solid Waste, Washington, 2008.
- [52] M. T. Varnero-Moreno, *Manual de Biogás*. Santiago de Chile: FAO, 2011.
- [53] R. V. Karanjekar, "An Improved Model for Predicting Methane Emissions from Landfills Based on Rainfall, Ambient Temperature, and Waste Composition", tesis doctoral, The University of Texas, 2012.
- [54] F. G. Pohland y S. R. Harper, "Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills", EPA/600/2-86/073 Environmental Protection Agency, 1986.
- [55] T. H. Christensen y P. Kjeldsen, "Basic biochemical processes in landfill", en *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Stegmann, eds. Londres: Academic Press Ltd., 1989, pp. 29-49.
- [56] M. Nastev, "Modeling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations", tesis doctoral, Département de Géologie et de Génie Géologique, Université Laval - Québec, 1998.
- [57] T. H. Christensen, P. Kjeldsen, y B. Lindhardt, "Gas-Generating Processes in Landfill", en *Landfilling of Waste: Biogas*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Stegmann, eds. Londres: E & FN Spon, 1996, pp. 27-50.
- [58] G. J. Farquhar y F. A. Rovers, "Gas production during refuse decomposition", *Water. Air. Soil Pollut.*, vol. 2, pp. 483-495, 1973.
- [59] M. A. Barlaz y R. K. Ham, "Leachate and gas generation", en *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, D. E. Daniel, ed. Boston, MA: Springer, 1993, pp. 113-136.

- [60] ITRC ALT-3, “Characterization, Design, Construction and Monitoring of Bioreactor Landfills”, Interstate Technology & Regulatory Council, Alternative Landfill Technologies Team, Washington, 2005.
- [61] D. R. Reinhart y A. Basel Al-Yousfi, “The Impact of Leachate Recirculation on Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics”, *Waste Manag. Res.*, vol. 14, pp. 337-346, 1996.
- [62] J. F. Rees, “Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control”, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol. 30, pp. 458-465, 1980.
- [63] G. B. Kasali, E. Senior, y I. A. Watson-Craik, “Solid state refuse promotion methanogenic fermentation: control and promotion by water addition”, *Appl. Microbiol.*, vol. 11, pp. 22-26, 1990.
- [64] K. R. Gurijala y J. M. Suflita, “Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples”, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 27, pp. 1176-1181, 1993.
- [65] E. Senior y M. T. M. Balba, “Landfill Biotechnology”, *Bioenvironmental Syst.*, vol. 11, pp. 17-65, 1987.
- [66] J. G. Pacey y J. P. DeGier, “The factors influencing landfill gas production”, en *Conference Energy from Landfill Gas*, Solihull, 1986.
- [67] EMCON Associates, *Methane Generation and Recovery from Landfills*. Michigan: Ann Arbor Science, 1982.
- [68] R. E. Klink y R. K. Ham, “Effects of moisture movement on methane production in solid waste landfill samples”, *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 8, pp. 29-41, 1982.
- [69] N. Shariatmadari, M. R. Sabour, H. Kamalan, A. Mansouri, y M. Abolfazlzadeh, “Applying Simple Numerical Model to Predict Methane Emission from Landfill”, *J. Appl. Sci.*, vol. 7, nº 11, pp. 1511-1515, 2007.
- [70] H. Oonk, “Literature review: Methane from landfills. Methods to quantify generation, oxidation and emission”, Sustainable Landfill Foundation, 2010.
- [71] V. Rajaram, F. Z. Siddiqui, y M. E. Khan, *From Landfill Gas to Energy: Technologies and Challenges*. Boca Ratón: CRC Press, 2011.
- [72] J. M. Lamborn y G. B. Frecker, “A review of landfill decomposition modelling”, en *Sardinia, 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, 2003.
- [73] SCS Engineers, “Comparison of Models for Predicting Landfill Methane Recovery”, SWANA SR-430-260, 1997.

-
- [74] L. Manna, M. C. Zanetti, y G. Genon, "Modeling biogas production at landfill site", *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 26, n° 1, pp. 1-14, 1999.
- [75] R. L. Peer, S. A. Thorneloe, y D. L. Epperson, "A comparison of methods for estimating global methane emissions from landfills", *Chemosphere*, vol. 26, n° 1-4, pp. 387-400, 1993.
- [76] H. Kamalan, M. R. Sabour, y N. Shariatmadari, "A review on available landfill gas models", *J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 4, n° 2, pp. 79-92, 2011.
- [77] A. Majdinasab, Z. Zhang, y Q. Yuan, "Modelling of landfill gas generation: a review", *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, vol. 16, pp. 361-380, 2017.
- [78] R. P. Canale, *Biological Waste Treatment*. Nueva York: John Wiley & Sons, 1971.
- [79] O. Levenspiel, *Chemical reaction engineering*, 3ª. Nueva York: Wiley, 1999.
- [80] A. M. Buswell y H. F. Mueller, "Mechanism of methane fermentation", *Ind. Eng. Chem.*, vol. 44, pp. 550-552, 1952.
- [81] G. E. Symons y A. M. Buswell, "The methane fermentation of carbohydrates", *J. Am. Chem. Soc.*, vol. 55, pp. 2028-2036, 1933.
- [82] L. G. Rich, *Unit Processes of Environmental Sanitary*. New York: John Wiley & Sons, 1963.
- [83] W. C. Boyle, "Energy Recovery from Sanitary Landfills - a Review", *Microb. Energy Convers.*, pp. 119-138, 1977.
- [84] D. Augenstein y J. Pacey, "Modeling landfill methane generation", en *Sardinia 91, Third International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, 1991.
- [85] R. Cossu, G. Andreottola, y A. Muntoni, "Modelling of Landfill Gas", en *Landfilling of Waste: Biogas*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Segmann, eds. Londres: E & FN Spon, 1996, pp. 237-265.
- [86] R. K. Ham et al., "Recovery, processing and utilisation of gas from sanitary landfill", EPA 600/2-79-001, 1979.
- [87] H. Oonk y A. Boom, "Landfill gas formation, recovery and emissions", Report no. 410 100 036 (1995) TNO Milieu Energie en Procesinnovatie, 1995.
- [88] H. Scharff y J. Jacobs, "Applying guidance for methane emission estimation for landfills", *Waste Manag.*, vol. 26, pp. 417-429, 2006.
- [89] J. Jacobs y H. Scharff, "Comparison of Methane Emission Models and Methane Emission Measurements", NV Afvalzorg, 2001.

- [90] IPCC, “Good Practice Guidance and Uncertainty Management National Greenhouse Gas Inventories”, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001.
- [91] IPCC, “Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories”, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006.
- [92] USEPA, “Landfill Volume III”, United States Environmental Protection Agency, 2001.
- [93] USEPA, “Direct Emissions from Municipal Solid Waste Landfilling”, United States Environmental Protection Agency, 2004.
- [94] F. García Darás, F. J. Colomer Mendoza, F. Robles Martínez, y G. Aranda, “Análisis comparativo entre los modelos de generación de biogás aplicados a las emisiones de un relleno sanitario en México”, en *VSIIR-REDISA: Hacia un sistema de gestión integral de los residuos sólidos*, 2012, p. 6.
- [95] M. A. Barlaz, R. K. Ham, D. M. Schaefer, y R. Isaacson, “Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics”, *Crit. Rev. Environ. Control*, vol. 19, n° 6, pp. 557-584, 1990.
- [96] A. Alexander, C. Burklin, y A. Singleton, “Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User’s Guide”, Washington, 2005.
- [97] B. van Zanten y M. J. J. Scheepers, “Modeling of Landfill Gas Potentials”, en *SWANA 18th Annual Landfill Gas Symposium*, Nueva Orleans, 1995.
- [98] M. J. J. Scheepers y B. van Zanten, “Handleiding Stortgaswinning”, Adviescentrum Stortgas, Utrecht, 1994.
- [99] D. K. H. Keely, “A model for predicting methane gas generation from MSW landfills”, tesis de máster, University of Central Florida, 1994.
- [100] Golder Associates, “GasSim Manual 2.5”, 2012.
- [101] D. R. Reinhart, A. A. Faour, y H. You, “First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills”, United States Environmental Protection Agency, 2005.
- [102] A. N. Findikakis, C. Papelis, C. P. Halvadakis, y J. O. Leckie, “Modeling gas production of managed sanitary landfills”, *Waste Manag. Res.*, vol. 6, pp. 115-123, 1988.
- [103] H. Omar y S. Rohani, “Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: A review”, *Front. Chem. Sci. Eng.*, vol. 9, n° 1, pp. 15-32, 2015.
- [104] D. G. Fenn, K. J. Hanley, y T. V. DeGeare, “Use of the water-balance method for predicting leachate generation from solid-waste-disposal sites”, United States Environmental Protection Agency, 1975.

-
- [105] T. Ismail et al., "Cascade bioreactor with submerged biofilm for aerobic treatment of Tunisian landfill leachate", *Bioresour. Technol.*, vol. 102, n° 17, pp. 7700-7706, 2011.
- [106] Y. Frikha, J. Fellner, y M. Zairi, "Leachate generation from landfill in a semi-arid climate: A qualitative and quantitative study from Sousse, Tunisia", *Waste Manag. Res.*, vol. 35, n° 9, pp. 940-948, 2017.
- [107] W. R. Ross, "Factors influencing the chemical characteristics of landfill leachates", *1st Methane-from-landfill Summer Sch.*, vol. 16, n° 4, pp. 275-280, 1990.
- [108] T. H. Christensen et al., "Biogeochemistry of land leachate plumes", *Appl. Geochemistry*, vol. 16, pp. 659-718, 2001.
- [109] M. El-Fadel, E. Bou-Zeid, W. Chahine, y B. Alayli, "Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content", *Waste Manag.*, vol. 22, n° 3, pp. 269-282, 2002.
- [110] M. N. Lutfi Al-Mefleh, "Investigación relativa a la minimización de lixiviados en vertederos y su depuración", tesis doctoral, ETSI Caminos, Canales y Puertos, Universidad Politécnica de Madrid, 2003.
- [111] J. M. Lema, R. Méndez, y R. Blázquez, "Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review", *Water. Air. Soil Pollut.*, vol. 40, pp. 223-250, 1988.
- [112] R. Méndez, J. M. Lema, R. Blázquez, M. Pan, y C. Forjan, "Characterization, Digestibility and Anaerobic Treatment of Leachates from Old and Young Landfills", en *Fourteenth Biennial Conference of the International Association on Water Pollution Research and Control*, Brighton, 1988, pp. 145-155.
- [113] A. A. Bakare, C. G. Alimba, y O. A. Alabi, "Genotoxicity and mutagenicity of solid waste leachates: A review", *African J. Biotechnol.*, vol. 12, n° 27, pp. 4206-4220, 2013.
- [114] T. H. Christensen et al., "Attenuation of Landfill Leachate pollutants in Aquifers", *Environ. Sci. Technol.*, vol. 24, pp. 119-202, 1994.
- [115] T. H. Christensen et al., "Biogeochemistry of landfill leachate plumes", *Appl. Geochemistry*, vol. 16, pp. 659-718, 2001.
- [116] H.-J. Fan, H.-Y. Shu, H.-S. Yang, y W.-C. Chen, "Characteristics of landfill leachates in central Taiwan", *Sci. Total Environ.*, vol. 361, pp. 25-37, 2006.
- [117] P. L. Bjerg, H.-J. Albrechtsen, P. Kjeldsen, T. H. Christensen, y I. M. Cozzarelli, "The Groundwater Geochemistry of Waste Disposal Facilities", en *Treatise on Geochemistry*, Vol. 9, Pergamon, 2003, pp. 579-612.

- [118] P. Kjeldsen, M. A. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin, y T. H. Christensen, "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 32, n° 4, pp. 297-336, 2002.
- [119] H. A. Aziz, S. Alias, M. N. Adlan, A. H. Faridah Asaari, y M. S. Zahari, "Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes", *Biore-sour. Technol.*, vol. 98, pp. 218-220, 2007.
- [120] J. A. Donnelly, P. V. Scarpino, y M. W. Tabor, "Clostridial presence in hazardous waste-containing experimental landfills", en *Hazardous Waste: Detection, Control, Treatment, Part B*, R. Abbou, ed. Amsterdam: Elsevier Science, 1988, pp. 1073-1086.
- [121] S. Y. Ham, Y. J. Kim, y D. H. Lee, "Leaching characteristics of PCDDs/DFs and dioxin-like PCBs from landfills containing municipal solid waste and incineration residues.", *Chemosphere*, vol. 70, pp. 1685-1693, 2008.
- [122] A. Valavadinis, N. Iliopoulos, G. Gotsis, y K. Fiotakis, "Leachability, heavy metals, PAHs and PCBs in fly and bottom ash of a medical waste incineration facility", *Waste Manag. Res.*, vol. 26, pp. 247-255, 2008.
- [123] M. Matejczyk, G. A. Płaza, G. Nałęcz-Jawecki, K. Ulfig, y A. Markowska-Szczupak, "Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates", *Chemosphere*, vol. 82, n° 7, pp. 1017-1023, 2011.
- [124] R. J. Slack, J. R. Gronow, D. H. Hall, y N. Voulvoulis, "Household hazardous waste disposal to landfill: Using LandSim to model leachate migration", *Environ. Pollut.*, vol. 146, pp. 501-509, 2007.
- [125] J. Schwarzbauer, S. Heim, S. Brinker, y R. Littke, "Occurrence and alteration of organic contaminants in seepage and leakage water from a waste deposit landfill", *Water Resour.*, vol. 36, pp. 2275-2287, 2002.
- [126] C. Öman y P.-Å. Hynning, "Identification of organic compounds in municipal landfill leachates", *Environ. Pollut.*, vol. 80, n° 3, pp. 265-271, 1993.
- [127] N. Paxeus, "Organic compounds in municipal landfill leachates", *Water Sci. Technol.*, vol. 42, n° 7-8, pp. 323-333, 2000.
- [128] B. G. Zornberg, B. L. Jernigan, T. R. Sanglerat, y B. H. Cooley, "Retention of Free Liquids in Landfills undergoing Vertical Expansion", *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 125, n° 7, pp. 583-594, 1999.
- [129] R. A. Freeze y J. A. Cherry, *Groundwater*. Prentice Hall, 1979.
- [130] S. Ahmed, R. M. Khanbilvardi, J. Fillos, y P. J. Gleason, "Two-Dimensional Leachate Estimation through Landfills", *J. Hydraul. Eng.*, vol. 118, n° 2, pp. 306-322, 1992.

-
- [131] A. C. Demetracopolous, L. Sehayek, y H. Erdogan, "Modeling Leachate Production from Municipal Landfills", *J. Environ. Eng.*, vol. 112, n° 5, pp. 849-866, 1986.
- [132] K. L. Shank, "Determination of the hydraulic conductivity of the Alachua County Southwest landfill", US Naval Postgraduate School, 1993.
- [133] G. P. Korfiatis, A. C. Demetracopolous, E. L. Bourodimos, y E. G. Nawy, "Moisture Transport in a Solid Waste Column", *J. Environ. Eng.*, vol. 110, pp. 789-796, 1984.
- [134] M. A. Gabr y S. N. Valero, "Geotechnical Properties of Municipal Solid Waste", *Geotech. Test. J.*, vol. 18, n° 2, pp. 241-251, 1995.
- [135] D. E. Bliker, E. McBean, y G. J. Farquhar, "Refuse sampling and permeability testing at the BrockWest and Keele Valley landfills", en *16th International Madison Waste Conference*, Madison, 1993.
- [136] H. Brandl, "Vertical barriers for municipal and hazardous waste containment", en *Development in Geotechnical Engineering*, 1994, pp. 301-320.
- [137] Y.-S. Jang, Y.-W. Kim, y S.-I. Lee, "Hydraulic properties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea", *Waste Manag.*, vol. 22, n° 3, pp. 261-267, 2002.
- [138] W. Powrie y R. P. Beaven, "Hydraulic properties of household waste and applications for landfills", *Geotech. Eng.*, vol. 137, pp. 235-247, 1999.
- [139] M. S. Hossain, K. K. Penmethsa, y L. Hoyos, "Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation", *Geotech. Geol. Eng.*, vol. 27, pp. 43-51, 2009.
- [140] A. O. Landva y J. I. Clark, "Geotechnics of waste fill", en *Geotechnics of Waste Fills. Theory and practice*, A. Landva y G. D. Knowles, eds. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1990, pp. 86-113.
- [141] M. Ettala, "Infiltration and hydraulic conductivity at a sanitary landfill", *Aqua Fenn.*, vol. 17, pp. 231-237, 1987.
- [142] E. S. Oweis, D. A. Smith, R. B. Ellwood, y D. S. Greene, "Hydraulic characteristics of municipal refuse", *Geotech. Eng.*, vol. 116, n° 4, pp. 539-553, 1990.
- [143] P. Jain, J. Powell, T. G. Townsend, y D. R. Reinhart, "Estimating the Hydraulic Conductivity of Landfilled Municipal Solid Waste Using the Borehole Permeameter Test", *J. Environ. Eng.*, vol. 132, n° 6, pp. 645-652, 2006.
- [144] M. G. Miguel, B. C. Mortatti, J. L. da Paixao Filho, y S. Y. Pereira, "Saturated Hydraulic Conductivity of Municipal Solid Waste Considering the Influence of Biodegradation", *J. Environ. Eng.*, vol. 144, n° 9, p. 04018080, 2018.

- [145] K. R. Reddy, H. Hettiarachchi, N. Parakalla, J. Gangathulasi, J. Bogner, y T. Lagier, "Hydraulic conductivity of MSW in landfills", *J. Environ. Eng.*, vol. 135, n° 8, pp. 677-683, 2009.
- [146] K. R. Reddy, Hettiarachchi, J. Gangathulasi, y J. Bogner, "Geotechnical properties of municipal solid waste at different phases of biodegradation", *Waste Manag.*, vol. 31, n° 11, pp. 2275-2286, 2011.
- [147] M. Xie, D. Aldenkortt, J. F. Wagner, y G. Rettenberger, "Effect of plastic fragments on hydraulic characteristics of pretreated municipal solid waste", *Can. Geotech. J.*, vol. 46, n° 12, pp. 1333-1343, 2006.
- [148] W. Powrie, R. P. Beaven, y A. P. Hudson, "Factors affecting the hydraulic conductivity of waste", en *International Workshop "Hydro-physico-mechanics of landfills"*, 2005, pp. 1-5.
- [149] C. H. Hettiarachchi, "Mechanics of Biocell landfill Settlements", tesis doctoral, New Jersey Institute of Technology, 2005.
- [150] W. Zhang y M. Lin, "Evaluating the dual porosity of landfilled municipal solid waste", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 26, pp. 12080-12088, 2019.
- [151] M. Uguccioni y C. Zeiss, "Comparison of two approaches to modelling moisture movement through municipal solid waste", *J. Environ. Syst.*, vol. 25, n° 1, pp. 41-63, 1997.
- [152] D. Bendz, "Generation of leachate and the flow regime in landfills", tesis doctoral, Lund University, 1998.
- [153] P. Kmet, "EPA's 1975 Water Balance Method: Its Use and Limitations", Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, 1982.
- [154] S. R. Quasim y J. C. Buchinal, "Leaching for Simulated Landfills", *J. Water Pollut. Control Fed.*, vol. 42, n° 3, pp. 371-379.
- [155] J. J. Reinhardt y R. K. Ham, "*Solid Waste Milling and Disposal on Land without Cover*", EPA PB-234-930, Cincinnati, 1974.
- [156] R. Holmes, "The Absorptive Capacity of Domestic Refuse from a Full-Scale, Active Landfill", *Waste Manag.*, vol. 73, n° 11, p. 581, 1983.
- [157] J. J. Walsh y R. N. Kinman, "Lechate and Gas Production under Controlled Moisture Conditions", en *Fifth Annual Research Symposium Municipal Solid Waste Land Disposal*, Orlando, 1979.
- [158] I. Remson, A. A. Fungaroli, y A. W. Lawrence, "Water Movement in an Unsaturated Sanitary Landfill", *J. Sanit. Eng.*, vol. 94, 1968.

-
- [159] R. Canziani y R. Cossu, "Landfill Hydrology and Leachate Production", en *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Stegmann, eds. Londres: Academic Press, 1989.
- [160] A. A. Fungaroli y R. L. Steiner, "Investigation of sanitary landfill behavior", EPA/600/2-79, 1979.
- [161] R. L. Hentrich, J. T. Swartzbaugh, y J. A. Thomas, "Influence of MSW Processing on Gas and Leachate production", en *Fifth Annual Research Symposium Municipal Solid Waste Land Disposal*, Orlando, 1979.
- [162] M. T. Orta de Velásquez, R. Cruz-Rivera, N. Rojas-Valencia, I. Monje-Ramírez, y J. Sánchez-Gómez, "Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation", *Waste Manag. Res.*, vol. 21, pp. 137-144, 2003.
- [163] J. Pichtel, *Waste management practices: municipal, hazardous and industrial*. CRC Press, 2005.
- [164] T. Bin Yousuf y M. Rahman, "Monitoring quantity and characteristics of municipal solid waste in Dhaka City", *Environ. Monit. Assess.*, vol. 135, pp. 3-11, 2007.
- [165] K. R. Reddy, C. H. Hettiarachchi, N. S. Parakalla, J. Gangathulasi, y J. Bogner, "Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA", *Waste Manag.*, vol. 29, n° 2, pp. 952-959, 2009.
- [166] D. Kumar, S. Jonnalagadda, P. Jain, N. A. Gawande, T. G. Townsend, y D. R. Reinhart, "Field evaluation of resistivity sensors for in situ moisture measurement in a bioreactor landfill", *Waste Manag.*, vol. 29, pp. 1547-1557, 2009.
- [167] S.-J. Feng, K.-W. Gao, Y.-X. Chen, Y. Li, L. M. Zhang, y H. X. Chen, "Geotechnical properties of municipal solid waste at Laogang Landfill, China", *Waste Manag.*, vol. 63, pp. 354-365, may 2017.
- [168] R. Sha'Ato, S. Y. Aboho, F. O. Oketunde, I. S. Eneji, G. Unazi, y S. Agwa, "Survey of solid waste generation and composition in a rapidly growing urban area in Central Nigeria", *Waste Manag.*, vol. 27, n° 3, pp. 352-358, 2007.
- [169] M. A. Abdul, "Solid waste management in Tehran", *Waste Manag. Res.*, vol. 13, n° 5, pp. 519-531, 1995.
- [170] S. Sakai, "Municipal solid waste management in Japan", *Waste Manag.*, vol. 16, n° 5-6, pp. 395-405, 1996.
- [171] A. P. Hudson, J. K. White, R. P. Beaven, y W. Powrie, "Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste", *Waste Manag.*, vol. 24, n° 3, pp. 259-269, 2004.

- [172] M. V. Aivalioti y G. P. Karatzas, “Modeling the flow and leachate transport in the vadose and saturated zones of a municipal landfill”, *Environ. Model. Assess.*, vol. 11, pp. 81-87, 2006.
- [173] J. Capelo y M. A. H. de Castro, “Richard’s Equation Feasibility in Predicting Flow in Unsaturated Solid Waste at a Semi-Arid Tropical Landfill”, *J. Environ. Syst.*, vol. 30, n° 3, pp. 233-253, 2004.
- [174] A. Lobo García de Cortázar y I. Tejero Monzón, “MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills”, *Environ. Model. Softw.*, vol. 22, n° 1, pp. 59-72, 2007.
- [175] B. Han, V. Scicchitano, y P. T. Imhohh, “Measuring fluid flow properties of waste and assessing alternative conceptual models of pore structure”, *Waste Manag.*, vol. 31, pp. 445-456, 2011.
- [176] O. A. Oni y E. Okunade, “A Basic Investigation into the Hydro-physical Properties of Emplaced Waste Lifts in a MSW Landfill”, *Aust. J. Basic Appl. Sci.*, vol. 3, n° 2, pp. 628-643, 2009.
- [177] M. D. S. C. Sao Mateus, S. L. Machado, y M. C. Barbosa, “An attempt to perform water balance in a Brazilian municipal solid waste landfill”, *Waste Manag.*, vol. 32, pp. 471-481, 2012.
- [178] C. W. Thornthwaite y J. R. Mather, “The Water Balance”, *Climatology*, vol. 8, n° 1, p. 104, 1955.
- [179] P. Dass, G. R. Tamke, y C. M. Stoffel, “Leachate production at sanitary landfill sites”, *J. Environ. Eng. Div.*, vol. 103, n° 6, pp. 981-988, 1977.
- [180] E. R. Perrier y A. C. Gibson, “Hydrogeologic simulation on solid waste disposal sites”, EPA-WS-868, Cincinnati, 1980.
- [181] J. R. Gee, “Prediction of leachate accumulation in sanitary landfills”, en *Fourth Annual Madison Conference of Applied Research and Practice on Municipal and Industrial Waste*, Madison, 1981.
- [182] P. R. Schroeder, A. C. Gibson, y M. D. Smolen, “The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. Volume II. Documentation for version 1”, Vicksburg, Missouri, 1984.
- [183] P. R. Schroeder, C. M. Lloyd, y P. A. Zappi, “*The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model, User’s Guide for Version 3*”, EPA/600-94/168a, 1994.
- [184] S. Pantini, I. Verginelli, y F. Lombardi, “A new screening model for leachate production assessment at landfill sites”, *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 11, n° 6, pp. 1503-1516, 2014.

-
- [185] T. M. Alslaibi, I. Abustan, Y. K. Mogheir, y S. Afifi, "Quantification of leachate discharged to groundwater using the water balance method and the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model", *Waste Manag. Res.*, vol. 31, n° 1, pp. 50-59, 2013.
- [186] M. Aljaradin y K. M. Persson, "Proposed water balance equation for municipal solid waste landfills in Jordan", *Waste Manag. Res.*, vol. 31, pp. 1028-1034, 2013.
- [187] D. P. Komilis y A. Athinotou, "A water budget model for operating landfills: An application in Greece", *Waste Manag. Res.*, vol. 32, n° 8, pp. 717-725, 2014.
- [188] M. T. Orta de Velásquez, R. Cruz-Rivera, N. Rojas-Valencia, y I. Monje-Ramírez, "Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills", *Waste Manag. Res.*, vol. 21, pp. 127-136, 2003.
- [189] J. Fellner, "A New Method for Modeling Water Flow and Water Storage in Municipal Solid Waste Landfills", tesis doctoral, Vienna University of Technology.
- [190] W. A. Straub y D. R. Lynch, "Models of Landfill Leaching: Moisture Flow and Inorganic Strength", *J. Environ. Eng. Div. ASCE*, vol. 108, n° EE2, pp. 231-250, 1982.
- [191] A. C. Demetrapoulous, G. P. Korfiatis, E. L. Bourodimos, y E. G. Nawy, "Unsaturated Flow through Solid Waste Landfills: Model and Sensitivity", *Water Resour. Bull.*, vol. 22, n° 4, pp. 601-609, 1986.
- [192] J. J. Noble y A. E. Arnold, "Experimental and Mathematical Modeling of Moisture Transport in Landfills", *Chem. Eng. Comm.*, vol. 100, pp. 95-111, 1991.
- [193] R. M. Khanbilvardi, S. Ahmed, y P. J. Gleason, "Flow Investigation for Landfill Leachate (FILL)", *J. Environ. Eng.*, vol. 121, n° 1, pp. 45-57, 1992.
- [194] E. Demirekler, R. K. Rowe, y K. Unlu, "Modeling Leachate Production from Municipal Solid Waste Landfills", en *Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Lanfill Symposium*, Cagliari, 1999, p. 8.
- [195] A. O. Landva, S. G. Pelkey, y A. J. Valsangkar, "Coefficient of permeability of municipal refuse", en *Third International Congress on Environmental Geotechnics. Vol. 1: Landfill for solid and liquid*, 1998.
- [196] S. A. Mirbagheri y H. R. Kazemi Esfeh, "Finite Element Modeling of Leaching from a Municipal Landfill", *J. Appl. Sci.*, vol. 8, n° 4, pp. 629-635, 2008.
- [197] J. L. Hutson, "Leaching Estimation and Chemistry Model: A Process-Based Model of Water and Solute Movement, Transformations, Plant Uptake, and Chemical Reactions in the Unsaturated Zone, Version 4", Department of Crop and Soil Sciences, Cornell University, Ithaca, 2003.

- [198] D. Di Trapani, G. Mannina, G. Viviani, y K. Babikova, “A Quantity-Quality Mathematical Model for Municipal Solid Waste Landfill: Model Calibration and Sensitivity Analysis”, en *Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, 2015, p. 13.
- [199] D. Sivakumar, “Experimental and analytical model studies on leachate volume computation from solid waste”, *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 10, pp. 903-916, 2013.
- [200] J. Fellner y P. H. Brunner, “Modeling of leachate generation from MSW landfills by a 2-dimensional 2-domain approach”, *Waste Manag.*, vol. 30, pp. 2084-2095, 2010.
- [201] P. Ering y G. L. Sivakumar Babu, “Slope Stability and Deformation Analysis of Bangalore MSW Landfills Using Constitutive Model”, *Int. J. Geomech.*, vol. 16, n° 4, 2016.
- [202] Y. Huang y G. Fan, “Engineering geological analysis of municipal solid waste landfill stability”, *Nat. Hazards*, vol. 84, pp. 93-107, 2016.
- [203] W. Gao, W. Xu, X. Bian, y Y. Chen, “A practical approach for calculating the settlement and storage capacity of landfills based on the space and time discretization of the landfilling process”, *Waste Manag.*, 2017.
- [204] A. Jahanfar, M. Amirmojahedi, B. Gharabaghi, B. Dubey, E. McBean, y D. Kumar, “A novel risk assessment method for landfill slope failure: Case study application for Bhalswa Dumpsite, India”, *Waste Manag. Res.*, vol. 35, n° 3, pp. 220-227, 2017.
- [205] J. K. Mitchell, R. B. Seed, y H. B. Seed, “Kettleman Hills waste landfill slope failure. I: Liner-system properties”, *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 116, n° 4, pp. 647-668, 1990.
- [206] S. M. Merry, E. Kavazanjian, y W. U. Fritz, “Reconnaissance of the July 10, 2000, Payatas Landfill Failure”, *J. Perform. Constr. Facil.*, vol. 19, n° 2, pp. 100-107, 2005.
- [207] M. S. Hossain y M. A. Haque, “Stability Analyses of Municipal Solid Waste Landfills with Decomposition”, *Geotech. Geol. Eng.*, vol. 27, pp. 659-666, 2009.
- [208] G. Varga, “Some geotechnical aspects of bioreactor landfills”, *Period. Polytech. Civ. Eng.*, vol. 55, n° 1, pp. 39-44, 2011.
- [209] P. Savoikar y D. Choudhury, “Translational Seismic Failure Analysis of MSW Landfills Using Pseudodynamic Approach”, *Int. J. Geomech.*, vol. 12, n° 2, pp. 136-146, 2012.

-
- [210] Y.-C. Li, H.-L. Liu, P. J. Cleall, H. Ke, y X.-C. Bian, "Influences of operational practices on municipal solid waste landfill storage capacity", *Waste Manag. Res.*, vol. 31, n° 3, pp. 273-282, 2013.
- [211] N. Dixon y D. R. V. Jones, "Engineering properties of municipal solid waste", *Geotext. Geomembranes*, vol. 23, pp. 205-233, 2005.
- [212] X. Qian, R. M. Koerner, y D. H. Gray, *Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction*. New Jersey: Prentice Hall, 2001.
- [213] W. Gao, Y. Chen, L. Zhan, y X. Bian, "Engineering properties for high kitchen waste content municipal solid waste", *J. Rock Mech. Geotech. Eng.*, vol. 7, pp. 646-658, 2015.
- [214] F. Koelsch, K. Fricke, C. Mahler, y E. Damanhuri, "Stability of landfills-the Bandung dumpsite disaster", en *Sardinia 2005: Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, 2005.
- [215] G. E. Blight, "Slope failures in municipal solid waste dumps and landfills: a review", *Waste Manag. Res.*, vol. 26, n° 5, pp. 448-463, 2008.
- [216] T. D. Stark, H. T. Eid, W. D. Evans, y P. E. Sherry, "Municipal solid waste slope failure. II. Stability analyses", *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 126, n° 5, pp. 408-419, 2000.
- [217] S.-J. Feng, J. Y. Chang, H. Shi, Q. T. Zheng, X. Y. Guo, y X. L. Zhang, "Failure of an unfilled landfill cell due to an adjacent steep slope and a high groundwater level: A case study", *Eng. Geol.*, vol. 262, 2019.
- [218] J. H. Palma, R. Espinace, y P. Valenzuela, "Análisis de la estabilidad de rellenos sanitarios", en *Congreso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 2006.
- [219] C. H. Bareither, Christopher A. Benson y T. B. Edil, "Effects of Waste Composition and Decomposition on the Shear Strength of Municipal Solid Waste", *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 138, n° 10, pp. 1161-1174, 2012.
- [220] M. A. Gabr, M. S. Hossain, y M. A. Barlaz, "Shear Strength Parameters of Municipal Solid Waste with Leachate Recirculation", *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 133, n° 4, pp. 478-484, 2007.
- [221] E. Kavazanjian, "Mechanical properties of municipal solid waste", en *Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, 2001, pp. 415-424.
- [222] J. D. Bray, D. Zekkos, E. Kavazanjian, y G. A. Athanasopoulos, "Shear strength of municipal solid waste", *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 135, n° 6, pp. 709-722, 2009.

- [223] H. L. Jessberger, "Geotechnical aspects of landfill design and construction, Part 2: materials parameters and test methods", *Inst. Civ. Eng. Geotech. Eng. J.*, vol. 107, pp. 105-113, 1994.
- [224] M. Grisolia, Q. Napoleoni, y G. Tancredi, "The use of triaxial tests for the mechanical characterization of MSW.", en *Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium*, Cagliari, 1995, pp. 703-710.
- [225] F. Kolsch, "Material values for some mechanical properties of domestic waste", en *Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium*, Cagliari, 1995.
- [226] P. Gotteland, J. P. Gourc, A. Albouira, y S. Thomas, "On site determination of geomechanical characteristics of waste", en *GeoEng 2000*, 2002.
- [227] E. Kavazanjian, R. Matasovic, G. R. Bonaparte, y E. Schmertmazin, "Large-diameter static and cyclic laboratory testing of municipal solid waste", en *Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, 1999, pp. 437-444.
- [228] H. L. Jessberger y R. Kockel, "Determination and assessment of the mechanical properties of waste materials", en *Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium*, Cagliari, 1993, pp. 167-177.
- [229] R. M. Koerner y T. Y. Soong, "Stability assessment of ten large landfill failures", en *Advances in Transportation and Geoenvironmental Systems Using Geosynthetics. Proceedings of Sessions of GeoDenver 2000*, J. C. Zornberg y B. R. Christopher, eds. ASCE Geotechnical Special Publication, 2000, pp. 1-38.
- [230] S. Singh y B. Murphy, "Evaluation of the stability of solid waste landfill", en *Geotechnics of Waste Fills. Theory and Practice*, A. O. Landva y G. D. Knowles, eds. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1990.
- [231] J. W. Cowland, K. Y. Tang, y J. Gabay, "Density and strength properties of Hong Kong refuse", en *Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium*, Cagliari, 1993, pp. 1421-1431.
- [232] S. L. Machado, M. F. Carvalho, y O. M. Vilar, "Constitutive Model for Municipal Solid Waste", *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 128, n° 11, pp. 940-951, 2002.
- [233] J. H. Palma, "Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos", tesis doctoral, Universidad de Cantabria, 1995.
- [234] E. Kavazanjian, N. Matasovic, R. Bonaparte, y G. R. Schmertmann, "Evaluation of MSW properties for seismic analysis", *Geotech. Spec. Publ. ASCE*, vol. 46, n° 2, 1995.

-
- [235] M. Manassero, W. F. Van Impe, y A. Bouazza, “Waste disposal and containment”, en *2nd International Congress on Environmental Geotechnics*, Osaka, 1996, pp. 1425-1474.
- [236] T. D. Stark, N. Huvaj-Sarihan, y G. Li, “Shear strength of municipal solid waste for stability analyses”, *Environ. Geol.*, vol. 57, pp. 1911-1923, 2009.
- [237] W. Gao, X.-C. Bian, W.-J. Xu, y Y.-M. Chen, “Storage Capacity and Slope Stability Analysis of Municipal Solid Waste Landfills”, *J. Perform. Constr. Facil.*, vol. 32, n° 4, 2018.
- [238] S. M. Merry, W. U. Fritz, M. Budhu, y K. Jesionek, “Effect of Gas on Pore Pressures in Wet Landfills”, *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 132, n° 5, pp. 553-561, 2006.
- [239] J. P. Gourc y D. Zekkos, “Mechanical Stability at Landfill Scale”, en *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies*, R. Cossu y R. Stegmann, eds. Elsevier, 2019, pp. 211-226.
- [240] G.-S. International, “Stability Modeling with SLOPE/W - An Engineering Methodology”, Calgary, 2012.
- [241] M. Hawley, J. Hogarth, J. Cuning, y A. Haynes, “Stability Analysis”, en *Guidelines for Mine Waste Dump and Stockpile Design*, M. Hawley y J. Cuning, eds. CRC Press, 2017.
- [242] A. Bjarngard y L. Edgers, “Settlement of municipal solid waste landfills”, en *13th Annual Madison Waste Conference*, 1990, pp. 192-205.
- [243] A. B. Di Stefano, “Settlement of Beddingham Landfill”, *Eng. Geol. Spec. Publ. Geol. Soc.*, vol. 11, pp. 111-119, 1996.
- [244] R. P. Stearns, “Settlement and gas control: two key post-closure concerns”, *Waste Manag.*, vol. 18, n° 3, pp. 55-60, 1987.
- [245] J. R. McDougall, “Settlement: the short and the long of it”, *Geotech. Spec. Publ. ASCE*, vol. 209, pp. 76-111, 2011.
- [246] R. C. Merz y R. Stone, “Landfill settlement rates”, *Public Work.*, vol. 93, n° 9, 1962.
- [247] G. F. Sowers, “Settlement of waste disposal fills”, en *8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, 1973, pp. 207-210.
- [248] T. B. Edil, V. J. Ranguette, y W. W. Wuellner, “Settlement of Municipal Refuse”, en *Geotechnics of Waste Fills. Theory and Practice*, A. O. Landva y G. D. Knowles, eds. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1990.

- [249] C.-N. Liu, R.-H. Chen, y K.-S. Chen, “Unsaturated Consolidation Theory for the Prediction of Long-Term Municipal Solid Waste Landfill Settlement”, *Waste Manag. Res.*, vol. 24, pp. 80-91, 2006.
- [250] B. C. Yen y B. Scanlon, “Sanitary Landfill Settlement Rates”, *J. Geotech. Eng. Div.*, vol. 101, n° 5, pp. 475-587, 1975.
- [251] D. K. Wall y C. Zeiss, “Municipal landfill biodegradation and settlement”, *J. Environ. Eng.*, vol. 121, n° 3, 1995.
- [252] M. El-Fadel y R. Khoury, “Modeling Settlement in MSW Landfills: A Critical Review”, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 30, n° 3, pp. 327-361, 2000.
- [253] A. O. Landva, J. I. Clarke, W. R. Weisner, y W. J. Burwash, “Geotechnical engineering and refuse landfills”, en *6th National Conference on Waste Management in Canada*, 1984.
- [254] S. Rao, L. Moulton, y R. Seals, “Settlement of Refuse Landfills”, en *Conference on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials*, ASCE, 1977, pp. 574-598.
- [255] I. Oweis y R. Khera, “Criteria for Geotechnical Construction on Sanitary Landfills”, en *Conference on Environmental Geotechnology*, 1986, pp. 205-223.
- [256] D. Morris y C. Woods, “Settlement and Engineering Considerations in Landfill and Final Cover Design”, ASTM Spec. Tech. Publ. 1070, 1990.
- [257] R. Gibson y K. Lo, “A Theory of Consolidation of Soils Exhibiting Secondary Compression”, *Norwegian Geotech. Inst. Publ.*, vol. 41, pp. 1-16, 1961.
- [258] E. Zimmerman, “Mathematical Model for Solid Waste Settlement”, tesis doctoral, Northwestern University, 1972.
- [259] W. Deutsch, O. Esterly, y J. Vitale, “Modeling Settlement of an Existing Municipal Solid Waste Landfill Sideslope Using and Earthen Surcharge Pile”, en *Vertical and Horizontal Deformations of Foundations and Embankments*, A. Yeung y G. Felio, eds. ASCE Geotechnical Special Publication, 1994, pp. 1135-1148.
- [260] I. Ling, D. Leshchinsky, M. Yoshiyuki, y K. Toshinori, “Estimation of Municipal Solid Waste Landfill Settlement”, *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 124, n° 1, pp. 21-28, 1998.
- [261] M. El-Fadel, A. N. Findikakis, y J. O. Leckie, “A Numerical Model for Methane Production in Managed Sanitary Waste Landfills”, *Waste Manag. Res.*, vol. 7, n° 1, pp. 31-42, 1989.
- [262] L. Edgers, J. Noble, y E. Williams, “A Biologic Model for Long Term Settlement in Landfills”, en *Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology*, Cesme, 1992, pp. 177-184.

-
- [263] N. D. Soler, A. Maher, Y. S. Chae, y A. Hamidi, "Time-Dependent Settlements in Landfills", en *National Conference on Innovative Technologies for Site Remediation and Hazardous Waste Management*, 1995, pp. 504-511.
- [264] H. Park y S. Lee, "Long-Term Settlement Behavior of Landfills with Refuse Decomposition", *J. Solid Waste Technol. Manag.*, vol. 20, pp. 159-165, 1997.
- [265] E. Durmusoglu, M. Y. Corapcioglu, y K. Tuncay, "Landfill Settlement with Decomposition and Gas Generation", *J. Environ. Eng.*, vol. 131, n° 9, 2005.
- [266] J. R. McDougall, "A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behavior in landfilled waste", *Comput. Geotech.*, vol. 34, n° 4, pp. 229-246, 2007.
- [267] C. H. Hettiarachchi, J. N. Meegoda, J. Tavantzis, y J. P. A. Hettiaratchi, "Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills", *J. Hazard. Mater.*, vol. 139, pp. 514-522, 2007.
- [268] M. A. Barlaz, P. Kjeldsen, M. A. Gabr, y R. Borden, "A critical evaluation of factors required to terminate the post-closure monitoring period at solid waste landfills", *Environ. Sci. Technol.*, vol. 36, n° 16, pp. 3457-3464, 2002.
- [269] M. A. Warith, X. Li, y H. Jin, "Bioreactor landfills: State-of-the-Art-Review", *Emirates J. Eng. Res.*, vol. 10, n° 1, pp. 1-14, 2005.
- [270] USEPA, "40 CFR 63.1990, National Emissions Standards for Hazardous Air Pollutants", United States Environmental Protection Agency, 1990.
- [271] J. Pacey, D. Augenstein, R. Morck, D. R. Reinhart, y R. Yazdani, "The Bioreactor Landfill - An Innovation in Solid Waste Management", SWANA, Maryland, 1999.
- [272] K. Westlake, "Sustainable landfill – possibility or pipe dream", *Waste Manag. Res.*, vol. 15, n° 5, pp. 453-461, 1997.
- [273] Ministerio de Medio Ambiente, "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, n° 25, 29 de enero de 2002, Gobierno de España, 2001.
- [274] USEPA, "Landfill bioreactor design and operation", United States Environmental Protection Agency, Wilmington, 1995.
- [275] City of Lincoln, "Solid Waste Management Plan for Lincoln and Lancaster County", Lincoln, 2013.
- [276] D. H. Hall, D. Drury, J. R. Gronow, S. J. T. Pollard, y R. Smith, "Estimating Pollutant Removal Requirements for Landfills in the UK: III", *Environ. Technol.*, vol. 28, n° 1, pp. 25-32, 2007.

- [277] D. R. Reinhart, H. Amini, y S. C. Bolyard, “The Role of Landfills in US Sustainable Waste Management”, *Environ. Eng. Appl. Reseach Pract. Am. Acad. Environ. Eng. Sci.*, vol. 15, 2012.
- [278] C. Visvanathan, O. P. Karthikeyan, y K. H. Park, “Sustainable landfilling in tropical conditions: Comparison between open and closed cell approach”, *Waste Manag. Res.*, vol. 29, n° 4, pp. 386-396, 2011.
- [279] A. Lobo García de Cortázar, M. del C. Hernández-Berriel, y M. del C. Mañón-Salas, “Biorrellenos: Perspectivas tras dos décadas de experiencias en el mundo”, *Rev. Int. Contam. Ambient.*, vol. 32, n° Especial Residuos Sólidos, pp. 91-111, 2016.
- [280] B. Boda, “Evaluation of Stability Parameters for Landfills”, tesis de máster, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, 2002.
- [281] C. Rout y A. Sharma, “Municipal Solid Waste Stabilisation by Leachate Recirculation: A case study of Ambala City”, *Int. J. Environ. Sci.*, vol. 1, n° 4, pp. 645-655, 2010.
- [282] M. Abdallah y K. Kennedy, “Advanced Monitoring and Control of Anaerobic Digestion in Bioreactor Landfills”, *Eng. Technol.*, 2013.
- [283] F. B. DeWalle, E. S. K. Chian, y E. Hammerberg, “Gas Production from Solid Waste in Landfill”, *J. Environ. Eng. Div. ASCE*, vol. 104, n° EE3, p. 415, 1978.
- [284] T. H. Christensen, P. Kjeldsen, y R. Stegmann, “Effects of Landfill Management Procedures on Landfill Stabilisation and Leachate and Gas Quality”, en *Landfilling of Waste: Leachate*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Stegmann, eds. CRC Press, 1992.
- [285] J. O. Leckie, C. P. Halvadakis, y J. G. Pacey, “Landfill Management with Moisture Control”, *J. Environ. Eng. Div. ASCE*, vol. 105, n° 2, pp. 337-355, 1979.
- [286] A. P. Leuschner, “Enhancement of Degradation: Laboratory Scale Experiments”, en *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Stegmann, eds. Londres: Academic Press, 1989.
- [287] R. Stegmann, “New aspects on enhancing biological processes in sanitary landfill”, *Waste Manag. Res.*, vol. 1, n° 3, pp. 201-211, 1983.
- [288] R. Stegmann y H. H. Spendlin, “Research Activities on Enhancement of Biochemical processes in Sanitary Landfills”, *Water Pollut. Res. J. Canada*, vol. 21, n° 4, p. 572, 1986.
- [289] H. Doedens y K. Cord-Landwehr, “Leachate recirculation”, en *Sanitary Landfilling: Process, Technology, and Environmental Impact*, T. H. Christensen, R. Cossu, y R. Stegmann, eds. Londres: Academic Press, 1989, pp. 231-249.

-
- [290] A. Lagerkvist y H. X. Chen, "Control of Two Step Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste (MSW) by Enzyme Addition", *Water Sci. Technol.*, vol. 27, n° 2, pp. 47-56, 1993.
- [291] O. P. Karthikeyan y K. Joseph, "Bioreactor Landfills for Sustainable Solid Waste Management", en *National Conference on Sustainable Energy and Waste Management*, Coimbatore, 2007, pp. 112-123.
- [292] T. G. Townsend, D. Kumar, y J. H. Ko, "Bioreactor landfill operation: A guide for development, implementation and monitoring: version 1.0", Hinkley Center for Solid and Hazardous Waste Management, Gainesville, 2008.
- [293] N. Perera, D. van Everdingen, D. Davies, J. Hundal, y J. P. A. Hettiaratchi, "Bioreactor Landfills—An Innovative Technology for Biostabilization of Municipal Solid Waste", en *Remediation Technologies Symposium 2005*, Fairmont, 2005.
- [294] D. R. Reinhart, P. T. McCreanor, y T. G. Townsend, "The bioreactor landfill: Its status and future", *Waste Manag. Res.*, vol. 20, pp. 172-186, 2002.
- [295] C. H. Benson, M. A. Barlaz, D. T. Lane, y J. M. Rawe, "State-of-the Practice Review of Bioreactor Landfills", Geo Engineering Report No. 04-03, University of Wisconsin, Madison, 2005.
- [296] F. G. Pohland, "Sanitary landfill stabilization with leachate recycle and residual treatment", United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, 1975.
- [297] F. G. Pohland, "Leachate recycle as landfill management option", *J. Environ. Eng.*, vol. 106, pp. 1057-1069, 1980.
- [298] B. R. Natale y W. C. Anderson, "Evaluation of a Landfill with Leachate Recycle", USEPA Office of Solid Waste, Washington, 1985.
- [299] N. D. Berge, D. R. Reinhart, y T. G. Townsend, "The fate of nitrogen in bioreactor landfills", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 35, pp. 365-399, 2005.
- [300] S. Kumar, C. Chiemchaisri, y A. Mudhoo, "Bioreactor landfill technology in municipal solid waste treatment: An overview", *Crit. Rev. Biotechnol.*, vol. 31, n° 1, pp. 77-97, 2011.
- [301] University of Florida y University of Central Florida, "Florida Bioreactor Landfill Demonstration Project", 2008.
- [302] D. R. Reinhart, "Full-Scale Experiences with Leachate Recirculating Landfills: Case Studies", *Waste Manag. Res.*, vol. 14, n° 4, pp. 347-365, 1996.
- [303] T. G. Townsend, W. L. Miller, H. J. Lee, y J. F. K. Earle, "Acceleration of Landfill Stabilization Using Leachate Recycle", *J. Environ. Eng.*, vol. 122, n° 4, 1996.
- [304] R. I. Stessel y R. J. Murphy, "A lysimeter study of the aerobic landfill concept", *Waste Manag. Res.*, vol. 10, n° 6, pp. 485-503, 1992.

- [305] American Technologies Inc. y Southeastern Technologies, “Final Report: Evaluation of Waste Placement Options for Optimum Aerobic Landfill System Performance”, Southeastern Technologies, Grovetown, 1999.
- [306] K. Leikam, K. U. Heyer, y R. Stegmann, “Aerobic in situ stabilization of completed landfills and old sites”, *Waste Manag. Res.*, vol. 17, pp. 555-562, 1999.
- [307] R. J. Murphy, D. E. Jones, y R. I. Stessel, “Relationship of microbial mass and activity in biodegradation of solid waste”, *Waste Manag. Res.*, vol. 13, pp. 485-497, 1995.
- [308] A. D. Read, M. Hudgins, y P. Philips, “Perpetual landfilling through aeration of the waste mass; lessons from test cells in Georgia (USA).”, *Waste Manag.*, vol. 21, pp. 617-629, 2001.
- [309] American Technologies Inc. y Southeastern Technologies, “Final Report: Development of an Aerobic Landfill Bioreactor Operational Plan for the Columbia County Baker Place Road Landfill, Grovetown, Georgia”, Southeastern Technologies, Grovetown, 1997.
- [310] M. C. Smith, D. K. Gattie, D. D. Boothe, y K. C. Das, “Enhancing aerobic bioreduction under controlled conditions in a municipal solid waste landfill through the use of air injection and water recirculation.”, *Adv. Environ. Res.*, vol. 3, n° 4, pp. 459-471, 2000.
- [311] M. Ritzkowski y R. Stegmann, “Landfill aeration worldwide: Concepts, indications and findings”, *Waste Manag.*, vol. 32, pp. 1411-1419, 2012.
- [312] G. A. Price, “Long-Term Nitrogen Management in Bioreactor Landfills”, tesis de máster, North Carolina State University, 2001.
- [313] G. A. Price, M. A. Barlaz, y G. R. Hater, “Nitrogen management in bioreactor landfills”, *Waste Manag.*, vol. 23, n° 7, pp. 675-688, ene. 2003.
- [314] Y. Matsufuji, “A Road to Semi-aerobic Landfill: Experience of Semi-aerobic Landfills in Japan and Malaysia. Memorias.”, en *The Third Intercontinental Research Symposium*, Hokkaido, 2004, pp. 1-8.
- [315] T. L. Chong, Y. Matsufuji, y M. N. Hassan, “Implementation of the semi-aerobic landfill system (Fukuoka method) in developing countries: A Malaysia cost analysis”, *Waste Manag.*, vol. 25, n° 7, pp. 702-711, 2005.
- [316] Institute of Waste Management, “The role and operation of the flushing bioreactor”, Institute of Waste Management Sustainable Landfill Working Group, Northampton, 1999.
- [317] M. Karnik y C. Perry, “Cost Implications of Operating Landfills as Flushing Bioreactors”, en *Sardinia 97, Sixth international Landfill Symposium*, Cagliari, 1997, pp. 419-426.

-
- [318] N. D. Berge, D. R. Reinhart, y E. S. Batarseh, “An assessment of bioreactor landfill costs and benefits”, *Waste Manag.*, vol. 29, n° 5, pp. 1558-1567, 2009.
- [319] M. Di Addario y B. Ruggeri, “Landfill Bioreactor Technology for Waste Management”, en **Recycling of Solid Waste for Biofuels and Bio-chemicals. Environmental Footprints and Eco-design of Products and Processes**, O. Karthikeyan, K. Heimann, y S. Muthu, eds. Singapore: Springer, 2016, pp. 211-235.
- [320] P. T. Imhoff et al., “Review of state-of-the-art methods for measuring water in landfills”, *Waste Manag.*, vol. 27, n° 6, pp. 729-745, ene. 2007.
- [321] H. D. Robinson y P. J. Maris, “The treatment of leachates from domestic waste in landfills sites”, *Water Pollut. Control Fed.*, vol. 57, n° 1, p. 30, 1985.
- [322] R. Watson, “State of Delaware’s case history review: a full-scale active waste management approach”, en *Modern Double Lined Landfill Management Seminar*, 1993.
- [323] W. L. Miller, T. G. Townsend, J. F. K. Earle, y D. R. Reinhart, “Leachate recycle and the augmentation of biological decomposition at municipal solid waste landfills”, en *Second Annual Research Symposium, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management*, 1994.
- [324] P. Jain et al., “Case study of landfill leachate recirculation using small-diameter vertical wells”, *Waste Manag.*, vol. 34, pp. 2312-2320, 2014.
- [325] M. V. Khire y M. Mukherjee, “Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills”, *Waste Manag.*, vol. 27, n° 9, pp. 1233-1247, 2007.
- [326] P. Jain, T. G. Townsend, y T. H. Tolaymat, “Steady state design of vertical wells for liquids addition at bioreactor landfills”, *Waste Manag.*, vol. 30, pp. 2022-2029, 2010.
- [327] S.-J. Feng, B.-Y. Cao, X. Zhang, y H.-J. Xie, “Modeling of leachate recirculation using vertical wells in bioreactor landfills”, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 22, pp. 9067-9079, 2015.
- [328] S.-J. Feng, B.-Y. Cao, y H.-J. Xie, “Modeling of Leachate Recirculation Using Spraying–Vertical Well Systems in Bioreactor Landfills”, *Int. J. Geomech.*, vol. 17, 2017.
- [329] S. J. Feng, Z. W. Chen, H. X. Chen, Q. T. Zheng, y R. Liu, “Slope stability of landfills considering leachate recirculation using vertical wells”, *Eng. Geol.*, vol. 241, pp. 76-85, 2018.
- [330] K. R. Reddy, R. K. Giri, y H. S. Kulkarni, “Design of drainage blankets for leachate recirculation in bioreactor landfills using two-phase flow modeling”, *Comput. Geotech.*, vol. 62, pp. 77-89, 2014.

- [331] K. R. Reddy, R. K. Giri, y H. S. Kulkarni, “Two-phase modeling of leachate recirculation using drainage blankets in bioreactor landfills”, *Environ. Model. Assess.*, vol. 20, pp. 475-490, 2015.
- [332] M. M. Haydar y M. V. Khire, “Leachate recirculation using permeable blankets in engineered landfills”, *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 133, pp. 360-371, 2007.
- [333] C. H. C. H. Benson, M. A. M. A. Barlaz, D. T. T. Lane, y J. M. M. Rawe, “Practice review of five bioreactor/recirculation landfills”, *Waste Manag.*, vol. 27, n° 1, pp. 13-29, ene. 2007.
- [334] K. Knox, R. P. Beaven, A. Rosevear, y P. Braithwaite, “A technical review of leachate recirculation”, en *Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, 2007.
- [335] V. Vigneron et al., “Bioreactor landfill: a sustainable waste treatment process”, en *Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, 2009.
- [336] H. Oonk et al., “Enhanced biodegradation at the Landgraaf bioreactor test-cell”, *Waste Manag.*, vol. 33, n° 10, pp. 2048-2060, 2013.
- [337] T. Abichou, M. A. Barlaz, R. B. Green, y G. R. Hater, “Liquid balance monitoring inside conventional, Retrofit, and bio-reactor landfill cells”, *Waste Manag.*, vol. 33, pp. 2006-2014, 2013.
- [338] M. M. Haydar y M. V. Khire, “Leachate recirculation using horizontal trenches in bioreactor landfills”, *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 131, pp. 837-847, 2005.
- [339] R. K. Giri y K. R. Reddy, “Slope Stability of Bioreactor Landfill with Leachate Recirculation Using Horizontal Trench System”, *Geoenvironmental Eng.*, vol. 241, pp. 120-129, 2014.
- [340] R. K. Giri y K. R. Reddy, “Slope stability of bioreactor landfills during leachate injection: Effects of geometric configurations of horizontal trench systems”, *Geomech. Geoengin.*, vol. 10, n° 2, pp. 126-138, 2015.
- [341] K. R. Reddy, G. Kumar, y R. K. Giri, “Modeling Coupled Processes in Municipal Solid Waste Landfills: An Overview with Key Engineering Challenges”, *Int. J. Geosynth. Gr. Eng.*, vol. 3, p. 6, 2017.
- [342] X. Fei y D. Zekkos, “Coupled experimental assessment of physico-biochemical characteristics of municipal solid waste undergoing enhanced biodegradation”, *Géotechnique*, pp. 1-13, 2018.

-
- [343] L.-T. Zhan et al., “Biochemical, hydrological and mechanical behaviors of high food waste content MSW landfill: Preliminary findings from a large-scale experiment”, *Waste Manag.*, vol. 63, pp. 27-40, 2017.
- [344] R. P. Beaven, “Review of responses to a landfill modelling challenge”, *Waste Resour. Manag.*, vol. 11161, n° 4, pp. 155-166, 2008.
- [345] J. K. White y R. P. Beaven, “Developments to a landfill processes model following its application to two landfill modelling challenges”, *Waste Manag.*, vol. 33, n° 10, pp. 1969-1981, 2013.
- [346] L. K. Ivanova, D. J. Richards, y D. J. Smallman, “The longterm settlement of landfill waste”, *Waste Resour. Manag.*, vol. 161, n° 3, pp. 121-133, 2008.
- [347] C. A. Bareither, C. H. Benson, y T. B. Edil, “Compression of municipal solid waste in bioreactor landfills: mechanical creep and biocompression”, *J. Geotech. Geoenvironmental Eng.*, vol. 139, n° 7, pp. 1007-1021, 2013.
- [348] S.-F. Lu et al., “A finite-volume numerical model for bio-hydro-mechanical behaviors of municipal solid waste in landfills”, *Comput. Geotech.*, vol. 109, pp. 204-219, 2019.
- [349] X. Liu, J. Shi, X. Qian, Y. Hu, y G. Peng, “One-dimensional model for municipal solid waste (MSW) settlement considering coupled mechanical-hydraulic-gaseous effect and concise calculation”, *Waste Manag.*, vol. 31, n° 12, pp. 2473-2483, 2011.
- [350] H. Hettiarachchi, J. Meegoda, y P. Hettiaratchi, “Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement”, *Waste Manag.*, vol. 29, n° 3, pp. 1018-1025, 2009.
- [351] Y. Chen, X. Xu, y L. Zhan, “Analysis of solid-liquid-gas interactions in landfilled municipal solid waste by a bio-hydro-mechanical coupled model”, *Sci. China Technol. Sci.*, vol. 55, n° 1, pp. 81-89, 2012.
- [352] M. J. Staub, J. P. Gourc, N. Drut, G. Stolz, y A. A. Mansour, “Large-scale bioreactor pilots for monitoring the long-term hydromechanics of MSW”, *J. Hazardous, Toxic Radioact. Waste*, vol. 17, n° 4, pp. 285-294, 2013.
- [353] S. L. Machado, O. M. Vilar, y M. F. Carvalho, “Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior”, *Comput. Geotech.*, vol. 35, n° 5, pp. 775-790, 2008.
- [354] G. L. Sivakumar Babu, K. R. Reddy, S. K. Chouksey, y H. S. Kulkarni, “Prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement using constitutive model”, *Pract. Period. hazardous, toxic, Radioact. waste Manag. ASCE*, vol. 14, n° 2, pp. 139-150, 2010.

- [355] S. Olivella, “Nonisothermal multiphase flow of brine and gas through saline media”, tesis doctoral, Universidad Politécnica de Cataluña, 1995.
- [356] J. L. Hanson, N. Yesiller, M. T. Onnen, W. L. Liu, N. K. Oettle, y J. A. Marinos, “Development of numerical model for predicting heat generation and temperatures in MSW landfills”, *Waste Manag.*, vol. 33, n° 10, pp. 1993-2000, 2013.
- [357] N. A. Gawande, D. R. Reinhart, y G. T. Yeh, “Modeling microbiological and chemical processes in municipal solid waste bioreactor, part I: development of a three-phase numerical model BIOKEMOD-3P”, *Waste Manag.*, vol. 30, n° 2, pp. 202-210, 2010.
- [358] S. Gholamifard, R. Eymard, y C. Duquennoi, “Modeling anaerobic bioreactor landfills in methanogenic phase: long term and short term behaviors”, *Water Resour.*, vol. 42, n° 10, pp. 5061-5071, 2008.
- [359] A. Garg y A. Achari, “A comprehensive numerical model simulating gas, heat, and moisture transport in sanitary landfills and methane oxidation in final covers”, *Environ. Model. Assess.*, vol. 15, n° 5, pp. 397-410, 2010.
- [360] S.-J. Feng, S.-F. Lu, H. X. Chen, W.-D. Fu, y F. Lü, “Three-dimensional modeling of coupled leachate and gas flow in bioreactor landfills”, *Comput. Geotech.*, vol. 84, n° December 2016, pp. 138-151, 2017.
- [361] M. Grugnaletti, S. Pantini, I. Verginelli, y F. Lombardi, “An easy-to-use tool for the evaluation of leachate production at landfill sites”, *Waste Manag.*, vol. 55, pp. 204-219, 2016.
- [362] L. Lei, L. Bing, X. Qiang, Z. Ying, y Y. Chun, “The modelling of biochemical-thermal coupling effect on gas generation and transport in MSW landfill”, *Int. J. Environ. Pollut.*, vol. 46, n° 3-4, pp. 216-233, 2011.
- [363] C. M. Oldenburg, “T2LBM v.1: Landfill Bioreactor Model for TOUGH2”, Lawrence Berkeley National Laboratory, University of California, 2001.
- [364] A. I. Zacharof y A. P. Butler, “Stochastic modelling of landfill leachate and biogas production incorporating waste heterogeneity. Model formulation and uncertainty analysis”, *Waste Manag.*, vol. 24, pp. 453-462, 2004.
- [365] S. Pommier, D. Chenu, M. Quintard, y X. Lefebvre, “A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanization in landfills”, *Biotechnol. Bioeng.*, vol. 97, n° 3, pp. 473-482, 2007.
- [366] M. Abdallah, L. Fernandes, M. A. Warith, y S. Rendra, “A fuzzy logic model for biogas generation in bioreactor landfills”, *Can. J. Civ. Eng.*, vol. 36, pp. 701-708, 2009.
- [367] J. Rodrigo-Illarri, M. E. Rodrigo-Clavero, y E. Cassiraga, “BIOLEACH: A New Decision Support Model for the Real-Time Management of Municipal Solid

- Waste Bioreactor Landfills”, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 17, n° 5, p. 1675, 2020.
- [368] United States Army Corps of Engineers, “Landfill Gas Collection and Treatment Systems - Engineer Manual”, 2003.
- [369] G. M. Savage, L. F. Diaz, C. G. Golueke, C. Martone, y R. F. Ham, “Guidance for landfilling waste in economically developing countries”, EPA-600/R-98-040, Washington, 1998.
- [370] K. R. Reddy, S. Grellier, P. J. Carpenter, y J. Bogner, “Geophysical Monitoring of Leachate Recirculation at Orchard Hills Landfill”, Environmental Research and Education Foundation (EREF), 2009.

