

Trabajo Fin de Máster

*BIOLEACH: un modelo matemático para la
evaluación conjunta de la producción de
lixiviados y biogás en vertederos de RSU*

Intensificación: ANÁLISIS DE SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS

Autor:

MARÍA ELENA RODRIGO CLAVERO

Director:

DR. JAVIER RODRIGO ILARRI

SEPTIEMBRE 2016



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

mihma
máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente



Resumen del Trabajo de Fin de Máster

Datos del proyecto

Título del TFM en español: BIOLEACH: un modelo matemático para la evaluación conjunta de la producción de lixiviados y biogás en vertederos de RSU

Título del TFM en inglés: BIOLEACH: a mathematical model for the joint evaluation of leachate and biogas production in solid waste landfills

Título del TFM en valenciano: BIOLEACH: un model matemàtic per a l'avaluació conjunta de la producció de biogàs i lixiviat en abocadors de residus sòlids urbans.

Alumno: MARÍA ELENA RODRIGO CLAVERO

Director: DR. JAVIER RODRIGO ILARRI

Fecha de Lectura: SEPTIEMBRE 2016

Resumen

En español

Durante la fase de explotación y mantenimiento postclausura de un vertedero de residuos sólidos urbanos, la producción de lixiviados y de biogás se plantea como los dos problemas medioambientalmente más relevantes. El lixiviado se forma a partir del fluido que se filtra a través de la masa de residuos y extrae materiales disueltos o en suspensión. Este lixiviado está formado por el fluido que entra en el vertedero desde fuentes externas (drenaje superficial y precipitación, fundamentalmente), así como por la pérdida de humedad de la propia masa de residuos. Por otra parte, el gas de vertedero (conformado principalmente por una mezcla de metano, dióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero) se produce a partir de la descomposición en fase anaerobia de la materia orgánica presente en los residuos depositados en el vaso.

Los procesos de formación de la producción de lixiviados y biogás ocurren simultáneamente en el tiempo y están acoplados entre sí a través del consumo y/o producción de agua. Sin embargo, no existen modelos matemáticos que permitan la evaluación de la producción conjunta de lixiviados y biogás.

El objetivo del presente TFM es desarrollar un modelo a escala mensual que permita la evaluación de la producción conjunta de lixiviados y biogás mediante la aplicación de técnicas de balance hídrico.

El modelo desarrollado se aplicará a un vertedero de RSU. Adicionalmente, se estimará la producción de lixiviados y biogás utilizando las técnicas habitualmente empleadas en el diseño de vertederos a escala anual: método de la ecuación de balance (lixiviados) y método de la descomposición completa de la fracción orgánica (biogás).

En valenciano

Durant la fase d'explotació i manteniment postclausura d'un abocador de residus sòlids urbans, la producció de lixiviat i de biogàs es planteja com els dos problemes mediambientalment més rellevants. El lixiviat es forma a partir del fluid que es filtra a través de la massa de residus i extrau materials dissolts o en suspensió. Este lixiviat està format pel fluid que entra en l'abocador des de

fonts externes (drenatge superficial i precipitació, fonamentalment) , així com per la pèrdua d'humitat de la pròpia massa de residus. D'altra banda, el gas d'abocador (conformat principalment per una mescla de metà, diòxid de carboni i altres gasos d'efecte hivernacle) es produïx a partir de la descomposició en fase anaeròbia de la matèria orgànica present en els residus depositats en el got. Els processos de formació de la producció de lixiviats i biogàs ocorren simultàniament en el temps i estan acoblats entre si a través del consum y/o producció d'aigua. No obstant això, no hi ha models matemàtics que permeten l'avaluació de la producció conjunta de lixiviats i biogàs. L'objectiu del present TFM és desenrotllar un model a escala mensual que permeta l'avaluació de la producció conjunta de lixiviats i biogàs per mitjà de l'aplicació de tècniques de balanç hídric. El model desenrotllat s'aplicarà a un abocador de RSU. Addicionalment, s'estimarà la producció de lixiviats i biogàs utilitzant les tècniques habitualment empleades en el disseny d'abocadors a escala anual: mètode de l'equació de balanç (lixiviats) i mètode de la descomposició completa de la fracció orgànica (biogàs)

En inglés

Leachate and biogas production are two critical issues both on the operational and post-closure phase of solid waste landfills. Leachate is formed by the percolation of the fluid that enters the landfill from external sources (e.g. runoff and precipitation) and the loose of humidity of the solid waste mass. On the other hand, the landfill gas (mainly CH₄, CO₂ and other greenhouse effect gases) is produced from the anaerobic decomposition of the organic matter of the solid waste mass. Both processes, leachate and biogas production occur simultaneously in time and they are in fact coupled through the production or consumption of water. However, there are no available mathematical models that allow the joint estimation of leachate and biogas on real conditions. The main objective of the TFM is to develop a mathematical model at monthly scale (BIOLEACH) that allows the joint prediction of leachate and biogas production using mass balance techniques. This model will be applied to real data obtained from a existing landfill. Besides, the leachate and biogas production will also be calculated at annually scale using the already existing techniques: balance equation (leachate) and complete degradation of the organic matter (biogas).

Palabras clave español: modelo matemático, vertedero, lixiviado, biogás, biorreactor

Palabras clave valenciano: model matemàtic, abocador, lixiviats, biogàs, biorreactor

Palabras clave inglés: mathematical model, landfill, leachate, biogas, bioreactor

ÍNDICE

1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	11
2.- LEGISLACIÓN APLICABLE	13
3.- ESTADO DEL ARTE	23
3.1.- Vertederos de residuos sólidos urbanos	23
3.1.1.- Introducción	23
3.1.2.- Composición de los residuos.....	23
3.1.3.- Principales problemas medioambientales de los vertederos	25
3.2.- El biogás en vertederos de residuos sólidos urbanos.....	26
3.2.1.- Composición y formación el biogás	27
3.2.1.1- Componentes del biogás	27
3.2.1.2.- Fases del proceso de formación de biogás	31
3.2.1.3.- Variabilidad en la generación de biogás	36
3.2.2.- Modelación de la producción de biogás	42
3.2.2.1.- Ecuaciones estequiométricas	44
3.2.2.2.- Modelos de la cinética de la reacción.....	48
3.2.2.3.- Modelos de evaluación de la producción de biogás.....	50
3.3.- El lixiviado en vertederos de residuos sólidos urbanos.....	62
3.3.1.-Composición y variabilidad de los lixiviados en vertederos de RSU	63
3.3.2.- Modelación de la producción de lixiviados.....	67
3.3.2.1.- La ecuación de balance hídrico.....	67
3.3.2.2.- La recirculación de lixiviados	72
3.4.- El vertedero biorreactor	73
4.- BIOLEACH: modelo de gestión y de evaluación conjunta de la producción de biogás y lixiviados en vertederos de RSU	83
4.1.- Introducción y objetivos	83
4.2.- Modelo conceptual.....	84
4.2.1.- Términos de la ecuación de balance hídrico en cada nivel.....	86

4.2.2.- Cálculo de la máxima producción mensual de biogás	88
4.2.3.- Modelo conceptual del biorreactor implementado en BIOLEACH	91
4.2.4.- Criterios de recirculación	93
4.3.- Modelo numérico	94
4.3.1.- Módulo de cálculo de la máxima producción de biogás	94
4.3.2.- Módulo de gestión del vertedero biorreactor	100
4.3.3.- Módulo de reglas de operación	109
4.3.4.- Control de la evolución temporal de la gestión del biorreactor	110
5.- Conclusiones	113
6.- Líneas de futura investigación	117
7.- Referencias bibliográficas	119

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.- Composición y Generación de residuos en España (2006)	24
Tabla 2.- Análisis elemental típico de RSU.....	24
Tabla 3.- Componentes del biogás de vertedero de RSU	27
Tabla 4.- Distribución porcentual de los gases de vertedero tras su clausura	36
Tabla 5.- Rendimientos en la generación de biogás según Buswell	46
Tabla 6.- Rendimientos en la generación de biogás según Tchobanoglous	48
Tabla 7.- Modelos cinéticos utilizados en los modelos de biogás	50
Tabla 8.- Categorías de residuos y generación de metano asociada en el modelo EPER France.....	53
Tabla 9.- Fracciones y valores de K en el modelo EPER France	53
Tabla 10.- Modelos de biogás basados en LandGEM – USEPA.....	56
Tabla 11.- Contenido en materia orgánica – Modelo Afvalzorg.....	59
Tabla 12.- Composición de lixiviados en vertederos	64
Tabla 13.- Parámetros de análisis en lixiviados	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Límites explosivos de la mezcla $\text{CH}_4 - \text{O}_2$	28
Figura 2.- Fases del proceso de formación de biogás en un vertedero de RSU.....	32
Figura 3.- Etapas de la descomposición de la materia orgánica.....	35
Figura 4.- Principio de conservación de masa en vertederos de RSU.....	42
Figura 5.- Potencial de producción y producción acumulada de biogás	44
Figura 6.- Tasas de producción de biogás	49
Figura 7.- Factores que intervienen en la composición del lixiviado.....	65
Figura 8.- Características del lixiviado según las fases de formación del biogás.....	66
Figura 9.- Balance hídrico en volumen de control de vertedero de RSU.....	69
Figura 10.- Esquema resumen de los parámetros considerados en el modelo HELP.....	71
Figura 11.- Tipos de vertedero biorreactor.....	74
Figura 12.- Vertedero biorreactor anaerobio	75
Figura 13.- Vertedero biorreactor híbrido	76
Figura 14.- Simulación de la producción de biogás en vertedero convencional y biorreactor	78
Figura 15.- Evolución de los asientos según el tipo de vertedero	79
Figura 16.- Energía potencial del biogás según el tipo de vertedero	80
Figura 17.- Modelo conceptual de BIOLEACH.....	84
Figura.18- Esquema conceptual del vertedero biorreactor.....	85
Figura 19.- Discretización espacial del vertedero biorreactor.....	85
Figura 20.- Términos de la ecuación de balance hídrico.....	86
Figura 21.- Diagrama de flujo para el cálculo de la máxima producción mensual de biogás en cada nivel	89
Figura 22 .- Tasa mensual de producción de biogás por kg de RRB. Modelo de cinética triangular	90
Figura 23.- Tasa mensual de producción de biogás por kg de RLB. Modelo de cinética triangular	90
Figura 24.- Producción máxima de biogás según el modelo de cinética triangular	91
Figura 25.- Diagrama de flujo del modelo de biorreactor implementado en BIOLEACH	92

Figura 26.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de datos de composición de RSU	95
Figura 27.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de datos de análisis químico elemental de RSU.....	95
Figura 28.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de datos mensuales de RSU depositados en vertedero.	96
Figura 29.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de % de RSU disponibles para su degradación	96
Figura 30.- BIOLEACH: Pantalla de ajuste de cálculo de la ecuación estequiométrica.....	96
Figura 31.- BIOLEACH: Vapor de agua producido en función de la temperatura de la masa de residuos .	97
Figura 32.- BIOLEACH: Cálculo de la producción de CH ₄ y CO ₂ por kg de RSU.....	97
Figura 33.- BIOLEACH: Cálculo del agua consumida en la formación de biogás por kg de RSU	98
Figura 34.- BIOLEACH: Modelo cinético triangular para los RRB	99
Figura 35.- BIOLEACH: Modelo cinético triangular para los RLB	99
Figura 36.- BIOLEACH: Máxima producción de biogás	100
Figura 37.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de datos climatológicos.....	101
Figura 38.- BIOLEACH: Ejemplo de introducción de características geométricas de la balsa de lixiviados	101
Figura 39.- BIOLEACH: Ejemplo de estructura general del módulo biorreactor para el tercer año de explotación.....	102
Figura 40.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de características generales de cada nivel para el mes de enero del año 3	103
Figura 41.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de cálculo de la ecuación de balance hídrico en cada nivel para el mes de enero del año 3	104
Figura 42.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de control de la balsa de lixiviados antes de la recirculación en el mes de enero del año 3.....	105
Figura 43.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de criterios de recirculación en cada una de las dos zanjas de infiltración existentes en el mes de enero del año 3.....	106
Figura 44.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de criterios de control de la balsa de lixiviados tras la recirculación en el mes de enero del año 3	107
Figura 45.- BIOLEACH: Ejemplo de información adicional del módulo de cálculo de biorreactor	108
Figura 46.- BIOLEACH: Ejemplo de reglas de operación para el año 3	109
Figura 47.- BIOLEACH: Evolución temporal de los criterios de recirculación	110

Figura 48.- BIOLEACH: Evolución temporal de la producción de biogás comparada con la producción óptima.....	111
Figura 49.- BIOLEACH: Evolución temporal del volumen de lixiviado almacenado en balsa (naranja) y recirculado (azul)	111

1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Durante la fase de explotación y mantenimiento postclausura de un vertedero de residuos sólidos urbanos (RSU), la producción de lixiviados y la generación de biogás se plantean como los dos problemas medioambientalmente más relevantes.

El lixiviado se forma a partir del fluido que se filtra a través de la masa de residuos y extrae materiales disueltos o en suspensión. Este lixiviado está formado por el fluido que entra en el vertedero desde fuentes externas (drenaje superficial y precipitación, fundamentalmente), así como por la pérdida de humedad de la propia masa de residuos.

Por otra parte, el gas de vertedero (conformado principalmente por una mezcla de metano, dióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero) se produce a partir de la descomposición en fase anaerobia de la materia orgánica presente en los residuos depositados en el vaso.

Los procesos de formación de la producción de lixiviados y biogás ocurren simultáneamente en el tiempo y están acoplados entre sí a través del consumo y/o producción de agua. Sin embargo, en la literatura científica consultada no existen modelos matemáticos de gestión que permitan la evaluación de la producción conjunta de lixiviados y biogás.

El objetivo de este TFM es presentar BIOLEACH, un modelo desarrollado a escala mensual que permite la evaluación de la producción conjunta de lixiviados y biogás mediante la aplicación de técnicas de balance hídrico.

BIOLEACH es un modelo de gestión de vertedero de RSU como biorreactor, de forma que se analiza el volumen de lixiviados a gestionar de forma mensual y se permite su recirculación en distintos niveles predefinidos por el usuario en el interior de la masa de residuos.

El presente TFM se estructura del siguiente modo:

- En el Capítulo 1 se presenta la introducción y los objetivos a desarrollar.
- En el Capítulo 2 se resume la legislación vigente en materia de eliminación de residuos sólidos en vertederos.
- En el Capítulo 3 se analiza el estado del arte en materia de modelos de predicción de la producción de lixiviados y biogás en vertederos de RSU.
- En el Capítulo 4 se presenta en detalle BIOLEACH, analizando separadamente el modelo conceptual empleado y las características del modelo numérico.
- En el Capítulo 5 se recogen las conclusiones fundamentales.
- En el Capítulo 6 se incluyen las líneas de futura investigación.
- En el Capítulo 7 se presentan las referencias bibliográficas empleadas para la realización del presente TFM.

2.- LEGISLACIÓN APLICABLE

Actualmente en España la legislación vigente en materia de diseño y gestión de vertederos es el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.

Dicho Real Decreto es la transposición al ordenamiento jurídico español de la Directiva 1999/31/CE, del Consejo, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos, la cual establece un régimen concreto para la eliminación de los residuos mediante su depósito en vertederos.

Los aspectos básicos de dicha legislación es la categorización de los vertederos en tres categorías, la definición de los tipos de residuos aceptables en cada una de dichas categorías, el establecimiento de una serie de requisitos técnicos exigibles a las instalaciones, la obligación de gestionar los vertederos después de su clausura y una nueva estructura e imputación de los costes de las actividades de vertido de residuos.

En el marco de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, y demás normativa aplicable, particularmente la legislación sobre prevención y control integrados de la contaminación, el Real Decreto 1481/2001 establece el régimen jurídico aplicable a las actividades de eliminación de residuos mediante su depósito en vertederos. Asimismo, delimita los criterios técnicos mínimos para su diseño, construcción, explotación, clausura y mantenimiento. También aborda la adaptación de los vertederos existentes a las exigencias del Real Decreto y los impactos ambientales a considerar en la nueva situación.

La derogación de la Ley 10/1998 y su sustitución por la actualmente vigente Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados no ha supuesto, sin embargo, la adaptación o sustitución del Real Decreto 1481/2001, el cual continúa en vigor.

La legislación en materia de gestión de residuos vigente en la Comunidad Valenciana es la Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana y el Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana, aprobado según Decreto 81/2013, de 21 de junio, del Consell, de aprobación definitiva del Plan Integral de Residuos de la Comunitat Valenciana. Todo este cuerpo legislativo no aporta, sin embargo, nuevos criterios técnicos distintos a los incluidos en el Real Decreto 1481/2001, el cual, por tanto, se presenta como el único texto legal de obligado cumplimiento en materia de diseño, explotación y clausura de vertederos.

De acuerdo con lo establecido en el Real Decreto 1481/2001, los vertederos deberán incluirse en alguna de las siguientes categorías: vertederos de residuos peligrosos, vertederos de residuos no peligrosos y vertederos de residuos inertes. Dado el carácter de normativa básica del Real Decreto, tal clasificación deberá adoptarse en todo el territorio nacional, con independencia de las subclasificaciones que puedan establecer las Comunidades Autónomas. Asimismo, en el Real Decreto 1481/2001 se identifican los tipos

de residuos aceptables en las diferentes categorías de vertederos, prohibiéndose expresamente la admisión de determinados residuos.

El Real Decreto 1481/2001 se estructura en 16 artículos, dos disposiciones adicionales, tres disposiciones finales y tres Anexos. De esta forma, el objeto del Real Decreto es el establecimiento de un marco jurídico y técnico adecuado para las actividades de eliminación de residuos mediante depósito en vertederos, al tiempo que regula las características de éstos y su correcta gestión y explotación, todo ello teniendo en cuenta el principio de jerarquía en la gestión de residuos recogido en el artículo 1.1 de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, y con la finalidad de proteger la salud de las personas y el medio ambiente.

A los efectos del Real Decreto 1481/2001, 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 lixiviabilidad 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.
- e) «**Tratamiento previo**»: los procesos físicos, térmicos, químicos o biológicos, incluida la clasificación, que cambian las características de los residuos para reducir su volumen o su peligrosidad, facilitar su manipulación o incrementar su valorización.
- f) «**Autoridades competentes**»: las designadas por las Comunidades Autónomas en cuyo ámbito territorial se ubique el vertedero.
- g) «**Solicitante**»: la persona física o jurídica que solicita una autorización para establecer un vertedero con arreglo al presente Real Decreto.
- h) «**Entidad explotadora**»: la persona física o jurídica responsable de la gestión de un vertedero, según la legislación española. Dicha persona puede cambiar de la fase de preparación a la de mantenimiento posterior al cierre.
- i) «**Poseedor**»: el productor de los residuos o la persona física o jurídica que los tenga en su poder.
- 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.
- ñ) «**Eluato**»: la solución obtenida por medio de una prueba de lixiviación en laboratorio.
- o) «**Población aislada**»: aquella en la que concurren las dos circunstancias siguientes:
- 1.ª Tener, como máximo, 500 habitantes de derecho por municipio o población y una densidad de cinco habitantes por kilómetro cuadrado.
 - 2.ª No tener una aglomeración urbana con una densidad mayor o igual de 250 habitantes por kilómetro cuadrado a una distancia menor de 50 kilómetros, o tener una comunicación difícil por carretera hasta estas aglomeraciones más próximas debido a condiciones meteorológicas desfavorables durante una parte importante del año.

Es en estos apartados m) y n) del artículo 2 del Real Decreto 1481/2001 donde se definen desde el punto de vista legal los conceptos de “lixiviado” y “gases de vertedero” (o biogás). En apartados posteriores del presente documento se aportarán otras definiciones técnicas que complementan y expanden la definición legal.

El Real decreto 1481/2001 se estructura en 16 artículos, 2 disposiciones adicionales, 3 disposiciones finales y 3 Anexos:

- Anexo I – Requisitos generales para todas las clases de vertederos
- Anexo II – Procedimientos y criterios de admisión de residuos en vertedero
- Anexo III – Procedimientos de control y vigilancia en fases de explotación y de mantenimiento posterior

En el texto del articulado del Real Decreto 1481/2001, la gestión de lixiviados y de biogás aparece nombrada únicamente en el artículo 14 de la siguiente forma breve:

Anexo I. Apartado 2. Control de aguas y gestión de lixiviados.

*Se tomarán las medidas oportunas con respecto a las características del vertedero y a las condiciones meteorológicas, con objeto de: controlar el agua de las precipitaciones que penetre en el vaso del vertedero; impedir que las aguas superficiales o subterráneas penetren en los residuos vertidos; **recoger y controlar las aguas contaminadas y los lixiviados; tratar las aguas contaminadas y los lixiviados recogidos del vertedero de forma que se cumpla la norma adecuada requerida para su vertido, o de forma que se evite su vertido, aplicando técnicas adecuadas para ello.***

Anexo I. Apartado 3. Protección del suelo y de las aguas

*1. 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** en las condiciones establecidas en el apartado 2 anterior. (...)*

2. 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.

La base y los lados del vertedero dispondrán de una capa mineral con unas condiciones de permeabilidad y espesor cuyo efecto combinado en materia de protección del suelo, de las aguas subterráneas y de las aguas superficiales sea por lo menos equivalente al derivado de los requisitos siguientes:

- a) Vertederos para residuos peligrosos: $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$ m/s; espesor ≥ 5 m.
 - b) Vertederos para residuos no peligrosos: $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$ m/s; espesor ≥ 1 m.
 - c) Vertederos para residuos inertes: $k \leq 1,0 \times 10^{-7}$ m/s; espesor ≥ 1 m.
- (k = coeficiente de permeabilidad; m/s = metro/segundo.)

Cuando la barrera geológica natural no cumpla las condiciones antes mencionadas, podrá complementarse mediante una barrera geológica artificial, que consistirá en una capa mineral de un espesor no inferior a 0,5 metros.

3. Además de las barreras geológicas anteriormente descritas, **deberá añadirse un revestimiento artificial impermeable bajo la masa de residuos y, con el fin de mantener en un mínimo la acumulación de lixiviados en la base del vertedero, un sistema de recogida de lixiviados**, de acuerdo con las siguientes condiciones:

Exigencia de revestimiento artificial impermeable y de sistema de recogida de lixiviados bajo la masa de residuos:

Clase de vertedero	Revestimiento artificial impermeable	Sistema de recogida de lixiviados (capa de drenaje de espesor $\geq 0,5$ m)
Para residuos no peligrosos	Sí	Sí
Para residuos peligrosos	Sí	Sí

El Gobierno y, en su caso, las Comunidades Autónomas en las normas adicionales de protección que dicten al efecto, podrá establecer requisitos generales o específicos para los vertederos de residuos inertes y para las características de los medios técnicos anteriormente mencionados.

4. Para facilitar la interpretación de los requisitos anteriores, y sin perjuicio de lo establecido en el apartado 3.5 del presente anexo, las barreras de protección mínimas de que dispondrán los vertederos bajo la masa de residuos y las condiciones mínimas a exigir a dichas barreras serán las que para cada clase se reflejan esquemáticamente en las figuras 1, 2 y 3.

FIGURA 1 .- VERTEDEROS DE RESIDUOS INERTES

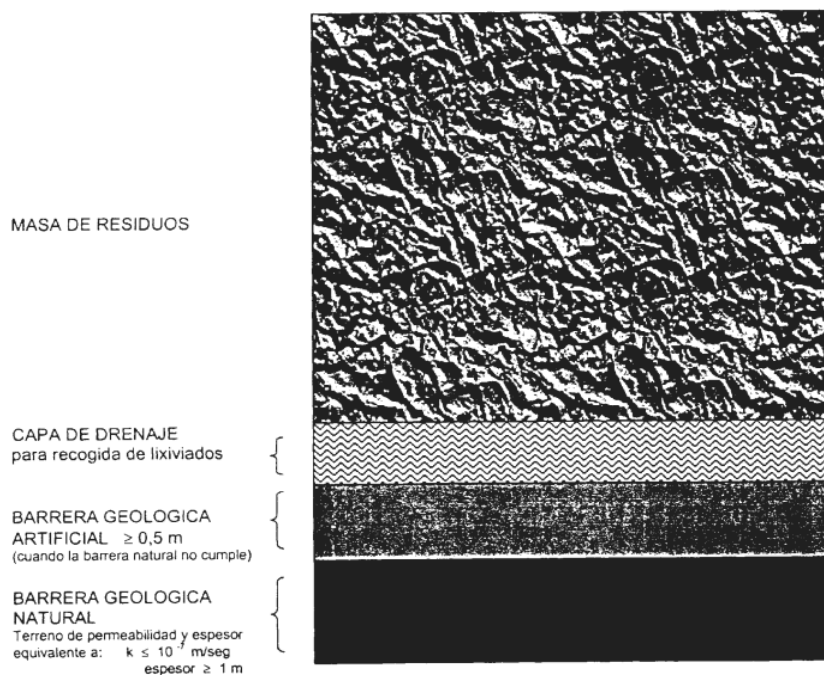


FIGURA 2 .- VERTEDERO DE RESIDUOS NO PELIGROSOS

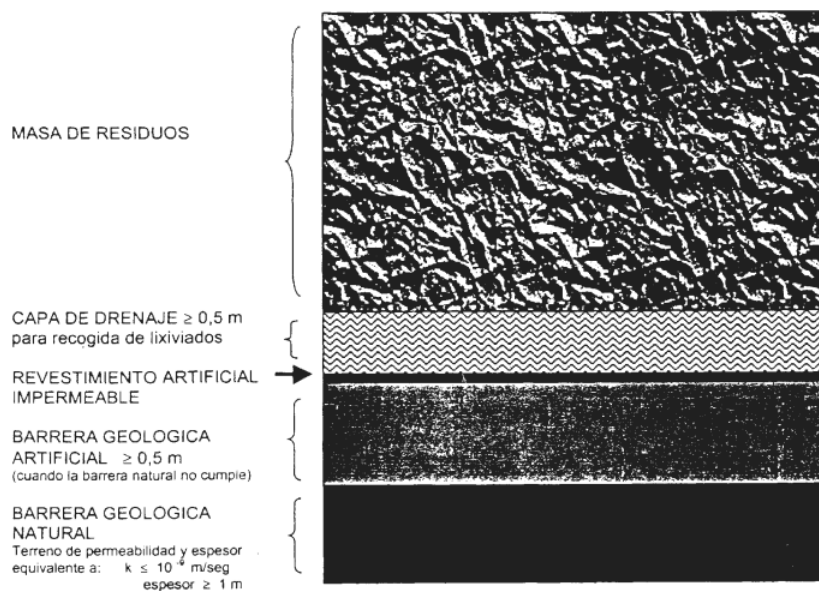
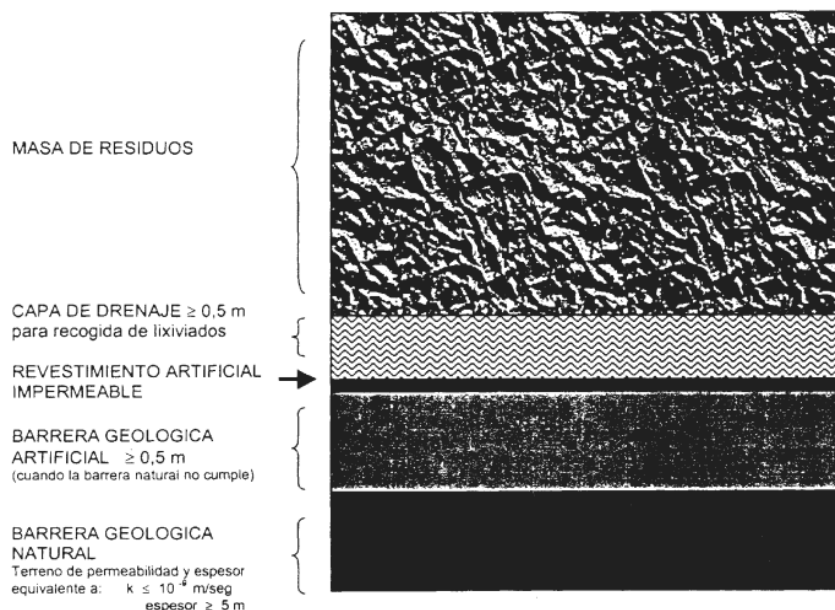


FIGURA 3.- VERTEDERO DE RESIDUOS PELIGROSOS



Anexo I. Apartado 4. Control de gases

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.

Anexo III. Apartado 3. Datos de emisión: control de aguas, lixiviados y gases

Deberán recogerse **muestras de lixiviados** y aguas superficiales, si las hay, en puntos representativos. **Las tomas de muestras y medición (volumen y composición) del lixiviado deberán realizarse por separado en cada punto en que se descargue el lixiviado de la instalación**, según Norma UNE-EN 25667:1995, sobre «Calidad del agua. Muestreo. Parte 2: guía para las técnicas de muestreo (ISO 5667-2:1991)».

El control de las aguas superficiales, si las hay, deberá llevarse a cabo en un mínimo de dos puntos, uno aguas arriba del vertedero y otro aguas abajo.

El control de gases deberá ser representativo de cada sección del vertedero. En aquellos vertederos en que no se proceda al aprovechamiento energético de los gases, su control se realizará en los puntos de emisión o quema de dichos gases.

La frecuencia de la toma de muestras y análisis figura en el cuadro que se ofrece a continuación.

Para el control de los lixiviados y el agua, deberá tomarse una muestra representativa de la composición media.

	<i>Fase de explotación</i>	<i>Fase de mantenimiento posterior (1)</i>
Volumen de los lixiviados.	Mensualmente (3) y (4).	Cada seis meses.
Composición de los lixiviados (2).	Trimestralmente (3).	Cada seis meses.
Volumen y composición de las aguas superficiales (7).	Trimestralmente (3) y (4).	Cada seis meses.
Emisiones potenciales de gas y presión atmosférica (C H ₄ , CO ₂ , O ₂ , H ₂ S, H ₂ , etc.) (4).	Mensualmente (3) y (5).	Cada seis meses (6).

(1) **La frecuencia de la toma de muestras podría adaptarse** en función de la morfología de los residuos del vertedero (en túmulo, enterrado, etc.).

(2) **Los parámetros que deban medirse y las sustancias que deban analizarse variarán conforme a la composición de los residuos depositados;** deberán indicarse en el documento de autorización y reflejar las características del lixiviado de los residuos.

(3) Si la evaluación de los datos indica que mayores intervalos son igualmente efectivos, los mismos podrán adaptarse. Para los lixiviados, siempre se deberá medir la conductividad como mínimo una vez al año.

(4) Estas mediciones se refieren principalmente al contenido de materia orgánica en el residuo.

(5) CH₄, CO₂, O₂ periódicamente; otros gases, según proceda, conforme a la composición de los residuos depositados para reflejar sus propiedades de lixiviabilidad.

(6) **Deberá comprobarse periódicamente la eficacia del sistema de extracción de gases.**

(7) Sobre la base de las características del emplazamiento del vertedero, las Comunidades Autónomas podrán determinar que dichas mediciones no son necesarias, e informarán de ello al Ministerio de Medio Ambiente.

N.B.: **Los controles sobre el volumen y la composición de los lixiviados se aplicarán sólo cuando tenga lugar la recogida de lixiviados** (véase el apartado 2 del anexo I).

Como vemos, el Real Decreto 1481/2001, exige la recogida y gestión de los lixiviados y biogás tanto en la fase de explotación como en la fase de vigilancia post-clausura. Sin embargo, en su texto no se desarrolla, ni siquiera aunque sea de forma introductoria, ninguna metodología que permita la cuantificación de la producción de lixiviados y biogás.

En ausencia, por tanto, de criterios técnicos de obligado cumplimiento para el diseño de los sistemas de captación, tratamiento y gestión de lixiviados y biogás, habitualmente se utiliza lo contemplado en el documento denominado **“Desarrollo Técnico del Real Decreto 1481/2001 (Anexos I y III) Rv. 07 Documento de Trabajo”**, el cual fue desarrollado por la Subdirección General de Calidad Ambiental del Ministerio de Medio Ambiente en septiembre de 2003. Pese a no haber sido aprobado como norma técnica de obligado cumplimiento en España, este documento de trabajo establece algunos criterios técnicos que son habitualmente admitidos por los distintos organismos responsables de la protección ambiental en las Comunidades Autónomas que no dispongan de legislación específica respecto de diseño y operación de vertederos.

Este Documento de Trabajo se estructura en dos partes independientes que se refieren respectivamente al Anexo I y al Anexo III del Real Decreto 1481/2001. Todas las referencias a la gestión de lixiviados y biogás se realizan en los siguientes apartados:

- Desarrollo del Anexo I – Requisitos generales de ubicación, diseño, construcción y operación que deberán cumplir los vertederos de residuos
 - Apartado 6 – Captación y tratamiento de lixiviados
 - Apartado 10 – Control de gases
- Desarrollo del Anexo III – Procedimientos de control y vigilancia en las fases de explotación y de mantenimiento posterior
 - Apartado 2 – Requisitos de la red de vigilancia y control
 - Datos de emisión: aguas superficiales y lixiviados
 - Datos de emisión: gases

Desafortunadamente, en el Documento de Trabajo no se detalla ninguna metodología concreta para el cálculo de la producción de lixiviados y biogás y tampoco en ningún caso se hace referencia a la concepción de estos procesos como procesos acoplados entre sí.

El Documento de Trabajo no propone metodología alguna de cálculo de la producción de biogás. Por otra parte, la única referencia de cálculo de producción de lixiviados la encontramos como criterio de dimensionamiento de la balsa para su almacenamiento (Apartado 6 del desarrollo del Anexo I), del siguiente modo:

Apartado 6 del desarrollo del Anexo I – Captación y tratamiento de lixiviados

El diseño detallado del tratamiento de los lixiviados y de la balsa de almacenamiento deberá atenerse a los siguientes puntos:

- *La balsa se diseñara para la recepción de **un volumen suficiente de lixiviados en cualquier época del año. Su volumen estará duplicado** para facilitar el mantenimiento y prevenir fallos de operación.*
- ***Los cálculos del dimensionamiento mínimo de la balsa de lixiviados se justificarán** en función de la cantidad de materia orgánica, pluviometría, evapotranspiración, recubrimientos, etc.*
- *También se calcularán los riesgos de una **posible avenida de tormentas, de 24 horas, para periodos de recurrencia de cómo mínimo 25 años (vertederos de residuos inertes y no peligrosos) o 50 años (vertederos de residuos peligrosos)**, dotando a la balsa de la superficie libre suficiente para absorberlas.*
- *Los cálculos del dimensionamiento también contemplarán el tratamiento previsto de los lixiviados y las restricciones en las distintas operaciones estacionales.*
- *Los costados y el fondo se recubrirán de material sintético impermeabilizante cuyas características deberán ser similares a la geomembrana del fondo del vaso de vertido.*
- *Se instalará un sistema de drenaje perimetral y se diseñará un sistema de inspección para la detección de cualquier fuga o filtración al terreno.*
- *La balsa podrá cubrirse, bien de manera permanente, o bien de forma temporal, si las condiciones meteorológicas lo requieren.*
- *El sistema de detección de lixiviados se localizará en la base de las balsas de almacenamiento para determinar la profundidad de los lixiviados y la de los líquidos residuales.*

En definitiva, el documento de trabajo propone que el cálculo de la capacidad de la balsa de lixiviados se realice en base a técnicas de balance hídrico, teniendo en cuenta la composición de los residuos y las características meteorológicas de la zona donde se implanta el vertedero.

Por otra parte, respecto del control de la producción de gases de vertedero, el documento de trabajo establece lo siguiente:

Apartado 10 del desarrollo del Anexo I – Control de gases

*Todos aquellos vertederos que reciban residuos biodegradables, en un porcentaje significativo (por ejemplo más del 15 % de los residuos vertidos) o que emitan gases en una cantidad **significativa dispondrán de un sistema de recogida de gases, tratamiento y aprovechamiento.***

Si no se puede aprovechar se quemará. Se minimizarán los potenciales impactos de esta operación.

En el diseño de la cobertura se justificará que el sistema de control garantiza la adecuada protección, no provocando levantamientos ni inestabilidades en el sellado.

Se evitará la acumulación de gases mediante los pertinentes puntos de evacuación durante la explotación del vertedero y fase postclausura.

El sistema de cobertura para extracción de gases se podrá potenciar mediante una red activa de pozos de captación de gas que garantice su total eliminación.

En este caso será imprescindible el análisis de la situación una vez se pare la explotación de la red de pozos, de modo que se garantice que no se producirán levantamientos en la cobertura por acumulación de gases remanentes o generados con posterioridad, o bien de inestabilidad en los taludes. Se puede plantear un sistema mixto debidamente aislado, en el que una vez explotada la red de pozos exista una capa de drenaje de gases que evite el efecto descrito.

Para el diseño del sistema de control de gas del vertedero se deberá:

- *Proceder a un sellado efectivo de las zonas de producción y gestión de gas.*
- ***Manejar la tasa más alta de flujo de gas prevista para el vertedero.***
- ***Estimar la variabilidad en la generación de gas, composición y otros factores.***
- *Extender tanto como pudiera necesitarse los colectores de gas, pensando en futuras celdas.*

Todo lo expuesto anteriormente debe realizarse garantizando en todo momento la estabilidad de la masa de residuos, tanto minimizando asentamientos como verificando la estabilidad de los taludes (tanto de terreno natural como los conformados por los propios residuos en el interior del vaso).

El desarrollo técnico del Real Decreto 1481/2001 propone a este respecto lo siguiente:

Apartado 12 del desarrollo del Anexo I - Estabilidad e integridad de la masa de residuos y de las capas de impermeabilización.

El conjunto formado por el terreno y vertedero será una estructura estable e íntegra a lo largo del tiempo, que garantizará la estabilidad de la masa de residuos. Del mismo modo los asentamientos previstos, tanto en la capa de impermeabilización como en el sellado, se comprobará necesariamente que serán compatibles con su integridad, función impermeable y drenante, sobre todo cuando el terreno de apoyo sea muy deformable y en el caso de vertederos de RSU con un alto contenido orgánico, que provocará importantes asentamientos en el sellado.

Respecto a la estabilidad se efectuarán al menos las siguientes comprobaciones:

- *Estabilidad del conjunto vertedero-terreno.*
- ***Estabilidad interna de la masa de residuos.***
- *Estabilidad local de la capa de sellado por deslizamiento del contacto de los distintos elementos del sellado.*
- *Estabilidad del conjunto vertedero – impermeabilización de fondo, si procede, por deslizamiento entre distintos elementos de la capa impermeable.*

Para garantizar la estabilidad de los taludes conformados por residuos es del todo necesario justificar adecuadamente los valores de los parámetros geotécnicos de los residuos que se han considerado en los cálculos y garantizar que en ningún caso se alcanzan niveles saturados (Mas Fuertes, 2015), de forma con los factores de seguridad obtenidos mediante modelos de cálculo de equilibrio límite (GEO-SLOPE, 2012) justifican que los coeficientes de seguridad son suficientemente elevados.

Las recomendaciones incluidas a este respecto en el desarrollo técnico del Real Decreto 1481/2001 son las siguientes (Apartado 12 del desarrollo del Anexo I):

Riesgo	Tipo de vertedero		
	Inerte	No peligroso	Peligroso
Bajo	1.3	1.4	1.5
Medio	1.4	1.5	1.6
Alto	1.5	1.6	1.8

Las situaciones de bajo riesgo son aquéllas en las que una potencial inestabilidad provocaría exclusivamente daños materiales sin consecuencias significativas ambientales ni para la seguridad de las personas. Por riesgo medio se entiende la situación de un vertedero cuya inestabilidad provocaría daños significativos para el medio ambiente pero no para la seguridad de las personas. Las situaciones de alto riesgo son aquéllas en las que se pueden provocar daños a personas o bien impactos ambientales severos o irreversibles.

3.- ESTADO DEL ARTE

3.1.- Vertederos de residuos sólidos urbanos

3.1.1.- Introducción

Los vertederos de residuos sólidos urbanos siguen siendo la técnica de eliminación más comúnmente utilizada en la actualidad. A pesar de los esfuerzos por desarrollar alternativas de eliminación de residuos que consideren el aprovechamiento energético de los mismos (compostaje, biometanización, técnicas de incineración con recuperación de energía, fabricación de biocombustibles, etc.), se estima que entorno al 40-45% de los RSU generados se sigue depositando en el vertedero.

El control ambiental del vertedero es, por tanto, fundamental para garantizar el equilibrio de los ecosistemas y la protección del medio ambiente. Desde este punto de vista, la correcta gestión del lixiviado y del biogás producido en las operaciones habituales desarrolladas en la instalación resulta, pues, crucial.

A continuación se analizan brevemente los aspectos fundamentales relacionados con la eliminación de residuos en vertedero controlado, partiendo de las características de los propios residuos y de sus implicaciones y problemas ambientales derivados.

3.1.2.- Composición de los residuos

Residuos sólidos urbanos (RSU) es el nombre que se le da a la mezcla heterogénea de residuos domiciliarios, comerciales, algunos industriales y de origen urbano. La fracción y la composición de residuos de diferentes orígenes sólo se pueden obtener a partir de una minuciosa caracterización de muestras de dichos residuos.

La composición de los residuos es muy variable y en ella influyen factores muy diversos (económicos, sociales, ambientales):

- Las características de la población: urbana o rural, con grandes áreas residenciales, turística o industrial, etc.
- La época de producción de los residuos: el clima y las estaciones influyen en la composición de los RSU
- El nivel social de la población: a mayor nivel social, mayor producción de residuos
- Los hábitos de consumo de la población

A modo de ejemplo, la Tabla 1 muestra los datos de generación y composición de residuos en España recogidos en el Plan Nacional integral de Residuos 2008-2015.

Tabla 1.- Composición y Generación de residuos en España (2006)

Componente	Composición media (%)	Generación (2006) (t/año)
Materia orgánica	48.9	11,222,843
Papel-cartón	18.5	4,245,861
Plástico	11.7	2,685,220
Vidrio	7.6	1,744,246
Metales férricos	2.5	573,765
Metales no férricos	1.6	367,210
Maderas	0.6	137,704
Textiles	3.7	849,172
Complejos. Celulosa	2.0	459,012
Otros	2.9	665,567
Totales	100	22,950,600

(PNIR, 2008-2015)

Los residuos se clasifican en orgánicos e inorgánicos. La parte orgánica es la que se biodegrada en los vertederos y genera biogás. La Tabla 2 muestra el análisis elemental de RSU según diferentes autores.

Tabla 2.- Análisis elemental típico de RSU

Fuente	Componente	% en peso (base seca)					Cenizas
		C	H	O	N	S	
adaptado de EMCOM, 1982 y Tchobanoglous, 1994	Restos de comida	48.0	6.4	37.6	2.6	0.4	5.0
	Papel – cartón	44.0	6.0	44.0	0.3	0.2	6.0
	Residuos jardín	48.0	6.0	38.0	3.4	0.3	4.5
	Madera	49.5	6.0	42.7	0.2	0.1	1.5
	Plástico	60.0	7.2	22.8	-	-	10.0
	Textil	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
	Vidrio	0.5	0.1	0.4	<0.1	-	98.9
	Metales	4.5	0.6	4.3	<0.1	-	90.5
	Cenizas, suciedad, etc.	26.0	3.0	2.0	0.5	0.2	68.0
Jeon <i>et al.</i> (2007)	Restos de comida	38.1	2.5	23	-	-	-
	Papel	38.7	5.5	43.9	-	-	-
	Madera	47.5	6.2	42.3	-	-	-
	Plástico	79.4	13.5	3.3	-	-	-
	Textil	52.9	5.6	40.5	-	-	-
	Goma	68.1	7.8	5.3	-	-	-
	Cuero	52.2	6	28.6	-	-	-
Shanmugham y Horam (2008)	RSU a granel	27.5	3.8	1.3	30.5	0.4	-
Cheimchaisri <i>et al.</i> (2007)	Rsu a granel	44.7	5.1	29.37	1.0	0.05	-

3.1.3.- Principales problemas medioambientales de los vertederos

Históricamente, los vertederos surgieron como una medida de protección del medio ambiente y de la sociedad de los efectos nocivos de los métodos alternativos de eliminación de residuos: quema al aire libre, vertido incontrolado a cielo abierto y vertido en el océano, entre otros (Senior y Balba, 1990). Aunque se lograron eliminar algunos impactos, surgieron otros nuevos, debidos principalmente a la formación de lixiviados y biogás (El-Fadel y Fidikakis, 1997).

Las emisiones de un vertedero y sus impactos medioambientales potenciales están estrechamente relacionados con el tipo de residuo vertido, con el tipo de vertedero y con gestión del mismo. El objetivo que se pretende conseguir es minimizar estos impactos medioambientales mediante la aplicación de las nuevas tecnologías.

El conocimiento actual sobre las emisiones de los vertederos, fundamentalmente lixiviados y gases, proviene de instalaciones que reciben una mezcla heterogénea de residuos y que cubren principalmente los primeros 25 años de funcionamiento del vertedero. Este conocimiento se puede definir como insuficiente, ya que sólo abarca una pequeña parte de las muchas combinaciones posibles de los tipos de residuos y de vertederos, del mismo modo que las emisiones provocadas por los mismos pueden durar cientos de años, mientras que el periodo de tiempo conocido es muy inferior (Senent, 2012).

Es importante destacar que, si bien existen muchos impactos ambientales a corto plazo, los de mayor importancia desde un punto de vista medioambiental son aquellos que tienen consecuencias a largo plazo y que generalmente están relacionados con los lixiviados y el gas de vertedero (Laner *et al.*, 2012).

En relación a los impactos ambientales provocados por los lixiviados, el principal es la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas. Los efectos que produce en las aguas superficiales son:

- El agotamiento del oxígeno en parte de las aguas superficiales
- La asfixia de las crías de peces debido a la acumulación de sustancias oxidantes del hierro en las branquias
- Alteraciones en la flora y fauna del fondo y toxicidad del amoníaco para los peces

Una correcta ubicación del vertedero, así como un control cuidadoso del lixiviado y de la evacuación de las aguas, pueden prevenir los casos de contaminación de las aguas superficiales por el lixiviado.

El riesgo de contaminación de las aguas subterráneas constituye probablemente el impacto medioambiental más severo asociado a los lixiviados de los vertederos. Esto ha derivado en la obligación de disponer de capas de impermeabilización del vertedero y a instalar sistemas de recogida de lixiviados.

La contaminación de acuíferos por lixiviado ha dado lugar a extensas investigaciones en las últimas décadas. De hecho, la contaminación de aguas subterráneas por lixiviados es uno de los grandes problemas en los Estados Unidos (El-Fadel y Fidikakis, 1997).

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

- Efecto invernadero. Los gases producidos durante los procesos de fermentación que tienen lugar en los vertederos están constituidos mayoritariamente por metano y por dióxido de carbono, los cuales contribuyen significativamente al efecto invernadero.
- Reducción de la capa de ozono. La presencia en el biogás de hidrocarburos clorados y fluorados que pueden alcanzar la estratosfera, donde el átomo de cloro se separa provocando la ruptura de la molécula de ozono.
- Compuestos orgánicos volátiles (COV's) en el aire. Se originan a partir de la degradación microbiológica del residuo y de los compuestos químicos volátiles orgánicos vertidos junto con los residuos urbanos. El cloruro de vinilo y el benceno se consideran los compuestos más críticos debido a sus efectos cancerígenos (Giusti, 2009).

Otros problemas ambientales que generan los vertederos son el riesgo de incendios y explosiones, olores, asentamientos, etc.

3.2.- El biogás en vertederos de residuos sólidos urbanos

El biogás (o gas de vertedero, LFG por sus siglas en inglés) es el producto final de la descomposición bacteriana de los restos orgánicos biodegradables (carbono, fundamentalmente) presentes en los residuos sólidos urbanos en condiciones anaerobias.

El biogás está formado principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Ambos gases contribuyen al aumento del efecto invernadero mundial, teniendo el metano un potencial de calentamiento entre 21 y 25 veces superior al del dióxido de carbono (EPA, 2015).

Las bacterias actúan en varias fases, descomponiendo los residuos depositados en los vertederos. La composición del biogás producido varía en cada una de las fases de descomposición. Como los vertederos admiten residuos durante un periodo de tiempo comprendido normalmente entre los 8 y los 20 años, los residuos depositados suelen experimentar diferentes fases de descomposición a la vez. Es decir, los residuos más antiguos de una determinada zona se pueden encontrar en una fase de descomposición distinta a la de los residuos más recientes depositados en otra zona.

La duración de cada una de las fases de degradación, así como las características del biogás producido, varía con las condiciones existentes en cada vertedero.

3.2.1.- Composición y formación el biogás

3.2.1.1- Componentes del biogás

El estado de los procesos de degradación anaeróbica refleja la composición del biogás (Christensen *et al.* 1989). Las diferentes fases de degradación de los RSU se pueden observar de forma experimental en pruebas de laboratorio realizadas con lisímetros, pudiendo establecer la composición del biogás para cada una de dichas fases (Stegmann y Spendlin, 1989).

No obstante, esto no ocurre en los vertederos a escala real, principalmente por la heterogeneidad en la composición de los residuos depositados y por el contenido en humedad de dichos residuos. Además, una parte del vertedero puede encontrarse en fase ácida, mientras que en otras zonas se puede estar produciendo metano en gran cantidad. Incluso ciertas zonas del vaso de vertido pueden encontrarse demasiado secas para que tenga lugar cualquier actividad biológica (Rettenberger y Stegmann, 1996).

Componentes principales

Los principales componentes del biogás, después de periodos de tiempo relativamente cortos tras el depósito de los residuos (de semanas a meses), son el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂). La concentración de estos gases, expresada en porcentaje, es de 55(±10)% para el metano y 45(±10)% para el dióxido de carbono. Estas concentraciones permanecen relativamente constantes mientras que las mayores concentraciones de metano se observan generalmente en los vertederos de mayor edad. (Rettenberger y Stegmann, 1996).

Otros compuestos que también se pueden encontrar al analizar una muestra de biogás son el oxígeno (O₂), el nitrógeno (N₂), el hidrógeno (H₂), el monóxido de carbono (CO) y el vapor de agua.

Tabla 3.- Componentes del biogás de vertedero de RSU

Componente	Porcentaje (base volumen seco) ¹
Metano	45-60
Dióxido de carbono	40-60
Vapor de agua	1-3
Nitrógeno	2-5
Oxígeno	0.1-1
Sulfuros, mercaptanos, etc.	0-0.1
Amoníaco	0.1-1
Hidrógeno	0-0.2
Monóxido de carbono	0-0.2
Otros elementos traza	0.01-0.6

¹ la distribución porcentual exacta variará según la edad del vertedero, la composición de los residuos y otros factores

(adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 1994 y Nastev, 1998)

En la Tabla 3 se presentan las distribuciones porcentuales más habituales de los gases que se encuentran en un vertedero de RSU.

El **metano** un gas inodoro e inflamable a temperatura y presión atmosférica normales. El Poder Calorífico Inferior (PCI) del metano es de 35,880 kJ/m³N (Christensen *et al.*, 1996). Aproximadamente 1 m³N de biogás al 50% de metano equivale a 0.5 litros de gasolina. El metano no es tóxico, pero puede desplazar al oxígeno en locales cerrados y provocar asfixia. Niveles inferiores al 18% en volumen de oxígeno en un local cerrado son considerados peligrosos para la salud. Al ser inodoro e incoloro, en las instalaciones de biogás se deben usar sistemas de detección de fugas. Es más ligero que el aire, por lo que tiende a escapar a la atmósfera (su densidad relativa respecto del aire es 0.56).

El **dióxido de carbono** es inodoro e incoloro y puede producir accidentes por asfixia al desplazar al oxígeno en el sistema respiratorio. Resultan tóxicas las exposiciones a niveles del 1.5% en volumen durante más de 10 minutos, o del 0.5% en volumen durante más de 8 horas (UK Department of the Environment, 1994). Su eliminación total aumenta el poder calorífico del biogás, haciendo posible la mezcla con gas natural en la red de distribución.

El dióxido de carbono puede ser un importante agente corrosivo a altas presiones en presencia de agua. En estas condiciones se forma ácido carbónico, H₂CO₃. El pH de la disolución depende de la presión y temperatura. Por ejemplo, un biogás con un 40% de CO₂ almacenado a 350 bar y 20°C puede formar condensados de pH 2.73 (Constant *et al.*, 1989).

La entrada de **oxígeno** en el interior del vaso puede originar un cambio en la composición del biogás generado. El metano es inflamable y, además, es explosivo cuando se mezcla con oxígeno en determinadas proporciones (Figura 1).

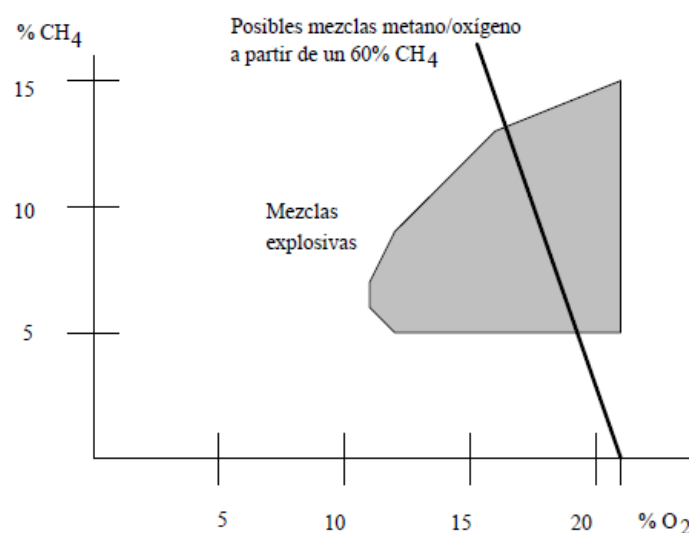


Figura 1.- Límites explosivos de la mezcla CH₄ – O₂
(Martín González, 1997)

La presencia de oxígeno en el biogás es debida a la entrada de aire en los pozos de captación cuando éstos se someten a una presión relativa negativa para la aspiración del biogás. Si el gas generado en el vertedero, sin mezcla de aire, tiene por ejemplo un 60% de CH₄, el resultado de la entrada de aire producirá mezclas de metano y oxígeno según la siguiente ecuación (suponiendo que no se produce la oxidación del CH₄ a CO₂) (Martín González, 1997):

$$\%CH_4 = \frac{60}{21} \cdot (21 - \%O_2) \quad (1)$$

La recta dada por la ecuación (1) queda representada en la Figura 1, donde atraviesa claramente la zona de explosividad. Por tanto, la extracción del biogás de vertedero mediante aspiración forzada debe realizarse con un adecuado sistema de control.

Estos límites se conocen como límite inferior de explosividad (LIE) y límite superior de explosividad (LSE) del metano. Sin embargo, estas concentraciones sirven tan solo como pauta, ya que la presencia de otros componentes en el gas altera el rango de explosividad. En consecuencia, los límites de inflamabilidad de los gases de vertedero también variarán, por lo que estos no deben subestimarse.

La ausencia de oxígeno libre es esencial para las bacterias anaerobias que producen el metano y dióxido de carbono. Las bacterias metanogénicas son muy sensibles a esta variable, exigiendo potenciales REDOX inferiores a -330 mV (Christensen *et al.*, 1996). El oxígeno que penetra en el vertedero por difusión desde la atmósfera sólo afecta a la parte más superficial del mismo. El oxígeno que penetra en el vertedero debido a un alto vacío del sistema de extracción del biogás puede inhibir la generación de metano en una zona más amplia. No obstante, aunque se desconoce la capacidad de formar esporas de las bacterias metanogénicas, lo cierto es que se ha demostrado su capacidad de recuperación una vez desaparece nuevamente el oxígeno (Martín González, 1997).

La presencia del **nitrógeno** está asociada a la entrada de aire al vertedero por una mala cobertura de los residuos, una extracción forzada del biogás excesivamente enérgica o una toma de muestra incorrecta.

En las primeras etapas de la degradación anaerobia también se forma **hidrógeno**, que es altamente inflamable, formando mezcla explosiva con el aire en el rango 4-74% en volumen (UK Department of the Environment, 1994). No obstante, su porcentaje en el gas de vertedero es muy bajo. El hidrógeno es generado por las bacterias fermentativas y las acidogénicas. Las fermentativas producen hidrógeno, dióxido de carbono y ácido acético mientras la presión de hidrógeno sea baja. Con presiones de hidrógeno altas generan hidrógeno, dióxido de carbono, etanol y ácidos butírico y propiónico. Estos tres últimos compuestos pueden ser consumidos más tarde por las bacterias acetogénicas si la presión de hidrógeno vuelve a descender. No obstante, la conversión de ácido propiónico requiere presiones de hidrógeno por debajo de 9×10^{-5} atm. Esto significa que, si la presión de hidrógeno se mantiene

relativamente alta, se acumulará ácido propiónico y también ácido butírico, por lo que caerá el pH y se inhibirá, en el extremo, la generación de metano (Martín González, 1997).

El **monóxido de carbono** es extremadamente tóxico, inodoro, incoloro e inflamable. Su concentración en el biogás es también muy baja.

El biogás suele estar saturado completamente de **vapor de agua** (Brown y Maunder, 1994). Debido al enfriamiento del biogás al ser extraído del vertedero (la temperatura ambiente es normalmente inferior a la del gas) se producen condensaciones en las líneas que pueden obstruirlas. Es necesario instalar purgas automáticas en los puntos más bajos de las conducciones. El agua es arrastrada por el sistema de aspiración si la velocidad del gas en el interior de las líneas supera los 5 m/s. La condensación producida por el biogás contiene disueltos distintos compuestos, lo que hace necesario un tratamiento adecuado previo a su vertido (Martín González, 1997).

Componentes minoritarios

Además del CH₄, el CO₂ y el resto de gases antes comentados, el biogás contiene una cierta cantidad de elementos traza u oligoelementos. El tipo y concentración de estos componentes dependerá de la composición de los residuos depositados en el vaso. Estos componentes minoritarios pueden causar daños en los equipos de extracción de biogás y tienen efectos adversos sobre el medio ambiente, especialmente sobre la atmósfera y la salud de los seres vivos (Rettenberger y Stegmann, 1996).

Se distinguen dos tipos de componentes minoritarios, según su generación:

- Elementos traza generados durante la degradación aeróbica del vertedero
 - Compuestos de oxígeno
 - Compuestos de azufre
 - Hidrocarburos
- Elementos traza de origen antropogénico, depositados junto al resto de residuos
 - Hidrocarburos aromáticos
 - Hidrocarburos clorados

Los **compuestos de oxígeno** se generan principalmente durante la degradación de los restos orgánicos de los residuos. Aparecen en el biogás en las fases más tempranas de su generación. Algunos de los compuestos de oxígeno que se pueden encontrar en el biogás son: etanol, metanol, acetona, ácido acético, furanos... (Rettenberger y Stegmann, 1996).

Los **compuestos de azufre** en el biogás tienen dos efectos principales:

- Son los responsables del olor del biogás
- Algunos componentes, como el sulfuro de hidrógeno y los mercaptanos, tienen una alta toxicidad.

Debido a la existencia de materiales fácilmente degradables, algunos compuestos de azufre, como los mercaptanos, aparecen principalmente durante la fase de operación del vertedero. Otros, como el sulfuro de hidrógeno, se generan en la fase de producción de biogás.

Los **hidrocarburos** se pueden generar de forma natural en el vertedero.

Los **hidrocarburos aromáticos**, debido a su extendida utilización, se encuentran frecuentemente entre los componentes del biogás. Comparadas con otras fuentes de generación, como el tráfico o la industria química, las emisiones de hidrocarburos aromáticos procedentes de los vertederos son despreciables en relación a sus efectos sobre el medio ambiente.

Los **hidrocarburos clorados** se utilizan con fines de limpieza (industria del metal, lavanderías,...), en aparatos refrigeradores y en la industria química. Aunque la toxicidad de estos compuestos es relativamente baja, su persistencia en la atmósfera los convierte en uno de los componentes más significativos en relación a su impacto en el medio ambiente (Rettenberger y Stegmann, 1996).

USEPA (2008) ha identificado cerca de 100 compuestos traza incluyendo compuestos orgánicos no metánicos (CONMs) y compuestos orgánicos volátiles (COVs) emitidos en vertederos.

3.2.1.2.- Fases del proceso de formación de biogás

Diversos autores han tratado de establecer las fases de degradación bacteriana por las que pasan los residuos depositados en vertedero. No obstante, no ha habido unanimidad en el número de fases consideradas: tres fases (Marín González, 1997), cuatro fases (Varnero Moreno, 2011; Karajekar, 2012; EPA, 2015), cinco fases (Pohland y Harper, 1986; Christensen *et al.*, 1989; Tchobanoglous *et al.*, 1994; Nastev, 1998), ocho fases (Christensen *et al.*, 1996).

A continuación se describirá el proceso de degradación de los RSU de un vertedero considerando cinco fases secuenciales (Figura 2).

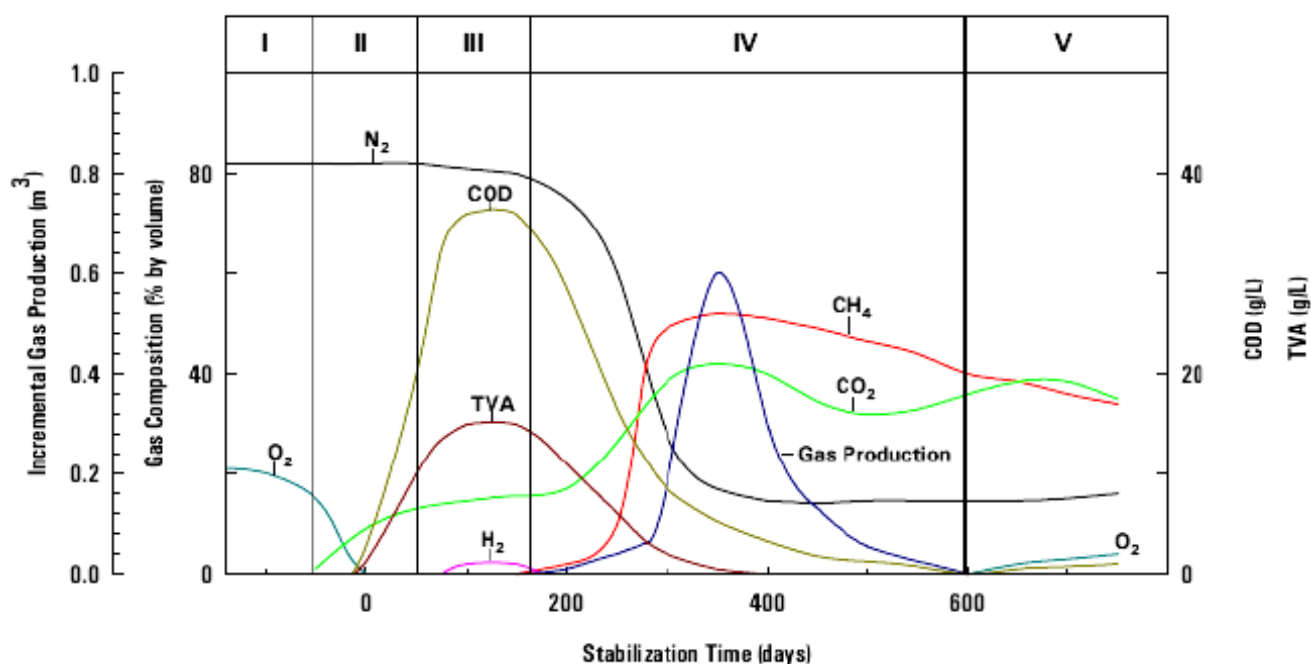


Figura 2.- Fases del proceso de formación de biogás en un vertedero de RSU (Pohland y Harper, 1986)

Fase I: Ajuste inicial

La fase I se asocia con el depósito de los residuos en el vaso de vertido y la acumulación de humedad en el vertedero. Esta fase se extiende hasta que la humedad es suficiente para desarrollar y soportar la actividad microbológica (Pohland y Harper, 1986).

En la fase I se puede producir la descomposición biológica bajo condiciones aerobias ya que existe cierta cantidad de aire atrapado dentro del vertedero (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

La fuente principal de organismos, aerobios y anaerobios, responsables de la descomposición de los residuos, es el material del suelo que se utiliza como cubrición diaria y final. Otras fuentes de organismos son los fangos digeridos de plantas de tratamiento de aguas residuales evacuados en muchos vertederos de RSU, y el lixiviado recirculado.

Fase II: Fase de transición

En la fase de transición, desciende el oxígeno y comienzan a desarrollarse condiciones anaerobias.

Mientras el vertedero se convierte en anaerobio, el nitrato y el sulfato, que pueden servir como receptores de electrones en reacciones de conversión biológica, a menudo se reducen a gas nitrógeno y sulfuro de hidrógeno.

La comunidad microbiana, responsable de la conversión del material orgánico de los RSU en metano y dióxido de carbono, empieza un proceso de tres pasos, con la conversión de material orgánico complejo en ácidos orgánicos y otros productos intermedios, como se describe en la fase III (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

En la fase II, el pH del lixiviado, si es que éste se forma, comienza a caer debido a la presencia de ácidos orgánicos y al efecto de las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del vertedero (Christensen *et al.*, 1989).

Fase III: Fase ácida

En esta fase se acelera la actividad microbiana iniciada en la fase II, con la producción de cantidades significativas de ácidos orgánicos y pequeñas cantidades de gas de hidrógeno.

El primer proceso que tiene lugar en la fase ácida es la hidrólisis, es decir, la transformación, por parte de enzimas, de compuestos con alto peso molecular (por ejemplo, lípidos, celulosa, proteínas y carbohidratos) en compuestos aptos para ser utilizados por los microorganismos como fuentes de energía y de carbono celular.

El segundo paso es la acidogénesis, la fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que puedan ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H₂) y compuestos orgánicos más reducidos (propiónico, butírico, valérico, láctico y etanol, principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso. La importancia de la presencia de este grupo de bacterias no sólo radica en el hecho que produce el alimento para las bacterias que actúan posteriormente, sino que además eliminan cualquier traza de oxígeno disuelto del sistema (Varnero Moreno, 2011).

Finalmente, se produce la acetogénesis. Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (H₂ y acético), otros (etanol, ácidos grasos volátiles y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos más sencillos, como acetato (CH₃COO⁻) e hidrógeno (H₂), a través de las bacterias acetogénicas.

El dióxido de carbono (CO₂) es el principal gas generado durante la fase III. También se producen cantidades más pequeñas de gas de hidrógeno (H₂). El pH del lixiviado, si se forma, frecuentemente caerá hasta un valor de 5 o menos, por la presencia de los ácidos orgánicos y por las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del vertedero. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), la demanda química de oxígeno (DQO) y la conductividad del lixiviado se incrementarán significativamente durante la fase III debido a la disolución de ácidos orgánicos en el lixiviado. También se solubilizarán durante la fase III algunos constituyentes inorgánicos, principalmente metales pesados, debido a los bajos valores del pH en el lixiviado (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Muchos nutrientes esenciales salen del vertedero mezclados con el lixiviado en la fase III. Si el lixiviado no se recircula, estos nutrientes se pierden y no vuelven a entrar en el sistema. Es importante destacar que, si no se forma lixiviado, quedarán dentro del vertedero productos de conversión generados durante la fase III como constituyentes absorbidos en el agua contenida por los residuos.

Fase IV: Fase de fermentación del metano - Metanogénesis

En la fase de fermentación del metano, un segundo grupo de microorganismos convierte el ácido acético y el gas de hidrógeno, producidos en la fase ácida, en CH_4 y CO_2 . En algunos casos, estos organismos comienzan a desarrollarse hacia el final de la fase III. Los microorganismos responsables de esta conversión son estrictamente anaerobios y se llaman metanogénicos. En la fase IV la formación de metano y ácido se produce simultáneamente, aunque la velocidad de formación de ácidos es considerablemente más reducida.

Como los ácidos y el gas de hidrógeno se han convertido en CH_4 y CO_2 en la fase IV, el pH en el interior del vertedero alcanzará valores neutros, en el rango de 6.8 a 8. En esta fase se logra una cierta estabilidad en la composición del biogás y es la fase con la que se identifica principalmente la degradación anaeróbica. Durante esta fase es común que la temperatura de la masa de residuos alcance temperaturas entre 40 y 60°C.

A continuación, el pH del lixiviado, si se forma, subirá, y se reducirán las concentraciones de DBO_5 y DQO y el valor de conductividad del lixiviado. Con valores más altos de pH, menos constituyentes inorgánicos quedan en la disolución y, como resultado, la concentración de metales pesados presentes en el lixiviado también se reducirá.

Fase V: Fase de maduración

Esta fase, mucho menos activa en cuanto a la generación de gases se refiere, viene caracterizada por una disminución de la humedad y la degradación de material biodegradable que anteriormente no estaba disponible.

La velocidad de generación del gas de vertedero disminuye significativamente, ya que la mayoría de los nutrientes disponibles se han diluido en el lixiviado durante las fases anteriores, y los sustratos que quedan en el medio sólido tienen una degradación lenta.

Según las condiciones del paquete de sellado del vertedero, también pueden encontrarse pequeñas cantidades de nitrógeno y oxígeno en el biogás.

En la Figura 3 muestra las diferentes etapas por las que pasa la materia orgánica contenida en los residuos hasta descomponerse en metano.

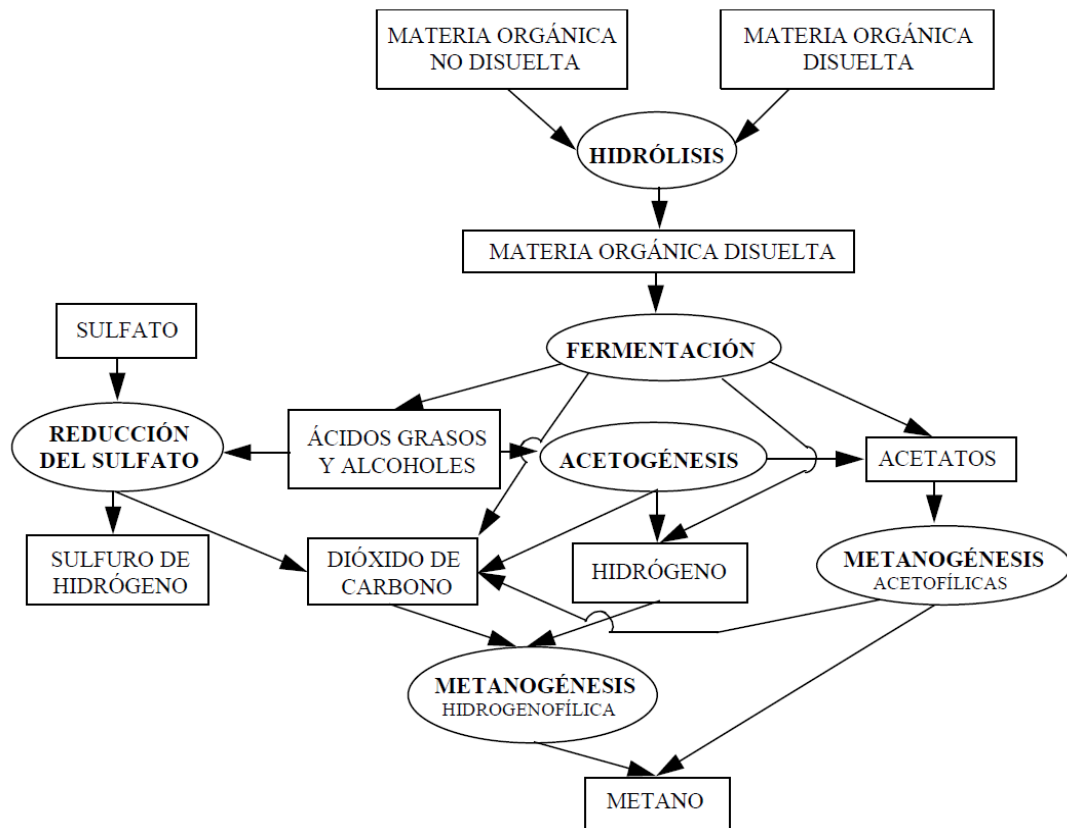


Figura 3.- Etapas de la descomposición de la materia orgánica
(Martín González, 1997)

La duración del proceso completo de fermentación anaerobia con producción de biogás está determinado por la duración de cada una de las fases individuales del proceso. La duración de las fases individuales de producción del gas de vertedero variará en función de los siguientes parámetros:

- Distribución de los componentes orgánicos en el vertedero
- Disponibilidad de nutrientes
- Contenido de humedad de los residuos
- Paso de la humedad por el relleno
- Grado de compactación inicial

La Tabla 4 presenta datos frecuentes sobre la distribución porcentual en función del tiempo de los principales gases encontrados en un vertedero ya clausurado.

Tabla 4.- Distribución porcentual de los gases de vertedero tras su clausura

Intervalo temporal desde el llenado del vertedero (meses)	% medio por volumen		
	N ₂	CO ₂	CH ₄
0-3	5.2	88	5
3-6	3.8	76	21
6-12	0.4	65	29
12-18	1.1	52	40
18-24	0.4	53	47
24-30	0.2	52	48
30-36	1.3	46	51
36-42	0.9	50	47
42-48	0.4	51	48

(Tchobanoglous et al., 1994)

3.2.1.3.- Variabilidad en la generación de biogás

Existen numerosos factores que influyen tanto en la cantidad de biogás generado como en la velocidad de formación o en su composición (Oonk et al., 1994). En general, estos factores están todos relacionados con:

- La composición de los residuos, que determina la cantidad de materia orgánica biodegradable, materia prima en la formación del biogás. Además, la composición de los residuos determina otros factores influyentes, como la presencia de nutrientes o inhibidores y la humedad presente en los residuos.
- El tratamiento de los residuos. El pretratamiento mecánico, la homogeneización, el tamaño de partícula, el método de vertido, la altura de la capa de residuos y la compactación de los mismos.
- La tipología y las características de la instalación: la topografía del vaso de vertido, el sistema de extracción del biogás, la gestión de los lixiviados, cubrición diaria y el paquete de sellado.
- Las condiciones climáticas locales y regionales, especialmente la temperatura y la precipitación.

Los aspectos anteriores difieren significativamente entre las diferentes localizaciones de los vertederos. Como resultado, la cantidad de biogás generado por tonelada de residuos y la velocidad de formación también varían de forma significativa. Por tanto, la predicción de la generación de biogás está sujeta a una gran incertidumbre.

A continuación se desarrollan brevemente algunas de las variables principales que influyen en la generación del biogás en vertederos de RSU.

Cantidad y composición de los residuos

Cantidades vertidas

El volumen de biogás generado en un vertedero depende de la cantidad de materia orgánica depositada en el mismo. Por tanto, si se quiere estimar la producción de biogás se debe conocer no sólo la cantidad total vertida sino el ritmo anual de deposición, desde el inicio de las operaciones del vertedero hasta su clausura.

Los aspectos a tener en cuenta son los siguientes:

- La tendencia demográfica en el área de influencia del vertedero
- La existencia de movimientos de población estacionales
- Las tendencias en la cantidad de residuos generados por habitante y día
- La posibilidad de vertidos industriales asimilables a urbanos
- La vida útil del vertedero

Composición de los residuos

Uno de los factores principales en la formación de biogás es la cantidad de residuos depositados en el vertedero. Esto se debe a que el volumen de biogás producido depende directamente de la cantidad de materia orgánica presente en la instalación. Por tanto, para realizar una correcta modelización resulta indispensable conocer las cantidades de los residuos depositados en el vaso, desde su apertura hasta su cierre, y separados por tipologías (Graña Magariños, 2014).

El papel y el cartón y, en general, todos los derivados de la madera forman un grupo de residuos orgánicos de degradación lenta. Esto se debe a que presentan en su composición química moléculas orgánicas no solubles en agua y, para ser degradadas biológicamente, es necesaria su hidrólisis previa.

Los restos de comida, así como los de jardín, forman el grupo de residuos orgánicos de degradación rápida. Son residuos con alto contenido en humedad y su vertido en grandes cantidades en vertederos jóvenes puede retrasar, paradójicamente, la formación de metano, debido al descenso del pH que produce la alta actividad microbiana inicial. Superada esta fase, la producción de biogás se recobra con fuerza (Christensen *et al.*, 1996).

El resto de residuos (vidrio, metales, cenizas, trapos, etc.) son materiales no biodegradables.

Los RSU generados en zonas rurales tienen una composición distinta a los generados en la ciudad. Así, por ejemplo, en las zonas rurales el contenido en materia orgánica es menor, debido al aprovechamiento de ésta en la alimentación de animales. Zonas residenciales, áreas de servicios o zonas industriales originan también distintos tipos de residuos. El modo de vida moderno aumenta la

proporción de todo tipo de embalajes (vidrio, plásticos, metales, papel y cartón) y disminuye la de escorias y cenizas (debido al uso de gas y electricidad en cocinas y calefacciones).

Los residuos en verano tienen mayor contenido en frutas y verduras, mientras que en invierno aumentan escorias y cenizas. En el caso de zonas turísticas, en la época estival aumentará el porcentaje de embalajes.

Los vertidos industriales conjuntamente dispuestos con urbanos no deben ser, lógicamente, tóxicos. De otra forma, la degradación anaerobia de la materia orgánica podría detenerse. Los residuos industriales asimilables a urbanos pueden ser no biodegradables (restos de construcción, por ejemplo) o presentar un alto contenido en materia orgánica (restos de jardín, lodos de depuradoras de aguas residuales urbanas, etc.).

La admisión de lodos de depuradoras de plantas de tratamiento de aguas es recomendable desde el punto de vista de la generación de biogás, debido a su alto contenido en humedad y nutrientes, siempre que no contengan sustancias tóxicas o modifiquen el pH.

Contenido en humedad de los residuos

El contenido en humedad es considerado uno de los parámetros más influyentes en la generación de biogás (Farquhar y Rovers, 1973; Rees, 1980; Kasali *et al.*, 1990; Gurijala y Suflita, 1993). Un ambiente húmedo permite el desarrollo y el transporte de nutriente y bacterias en el interior de la masa de residuos (Nastev, 1998).

La degradación de la materia orgánica se ve favorecida por la presencia de agua (Christensen *et al.*, 1996; Martín González 1997). Contenidos altos de humedad aceleran la velocidad de degradación de los residuos y, por tanto, la producción de biogás. No obstante, los niveles altos de humedad en los residuos pueden plantear problemas en el sistema de captación de biogás.

Se han observado incrementos de producción de biogás de un orden de magnitud al pasar de residuos no saturados a residuos saturados de agua (Senior y Balba, 1987). Sin embargo, como el contenido en humedad está directamente relacionado con la densidad de los residuos, el incremento de humedad tiene un mayor impacto en la producción de biogás en residuos de baja densidad (0.25 t/m^3) que en residuos de alta densidad (0.8 t/m^3) (Senior y Balba, 1987). Este efecto se puede explicar por la mayor movilidad bacteriana, que facilita la hidrólisis y la metanogénesis (Nastev, 1998).

La presencia de agua en el vertedero es positiva porque facilita la presencia de los microorganismos responsables de la degradación anaerobia en todos los puntos del vertedero (estos microorganismos están formados por un 80% de agua), diluye la concentración de sustancias tóxicas, regula el pH y facilita la difusión de nutrientes (Pacey y DeGier, 1986; Pommier, 2007).

La producción de metano exige un contenido en humedad de los residuos depositados de, al menos, un 40-60% (Pacey y DeGier, 1986; Rao y Suflita, 1993; Brown y Maunder, 1994).

Otros autores (Farquahr y Rovers, 1973; EMCON Associates, 1982) exponen que el contenido óptimo de humedad para conseguir la máxima producción de biogás varía entre 60-80% de humedad, o igualar a la capacidad de campo (Klink y Ham, 1982).

Nutrientes

El ecosistema anaerobio necesita, además de materia orgánica, de otros nutrientes, entre los que destacan el nitrógeno y el fósforo. Todos los micronutrientes necesarios, como el azufre, calcio, magnesio, potasio, hierro, cinc, cobre, cobalto, molibdeno y selenio son habitualmente abundantes en el vertedero. El ecosistema anaerobio precisa de una menor cantidad de nitrógeno y fósforo que el aerobio.

Aunque considerado en su conjunto el vertedero dispone de suficiente cantidad de nitrógeno y fósforo, la heterogeneidad del mismo puede provocar la existencia de zonas donde sean escasos. El fósforo es, aunque sólo en estas circunstancias límite, el nutriente con más probabilidad de escasear.

Inhibidores de la actividad metanogénica

Existen sustancias contenidas en los residuos capaces de inhibir el proceso de la metanogénesis. Entre ellas, las más importantes son algunas sales, sulfuros, metales pesados y algunos compuestos orgánicos (Pacey y DeGier, 1986; Rao y Suflita, 1993).

El lixiviado generado por las sales presentes en los residuos puede tener una alta concentración de cationes. Aunque en bajas concentraciones resultan estimulantes de la actividad metanogénica, en altas concentraciones su efecto es inhibitorio. Así, son tóxicos niveles de Na^+ por encima de 3500 mg/l, de K^+ por encima de 2500 mg/l, de Ca_2^+ por encima de 2500 mg/l, de Mg_2^+ 1500 mg/l y de $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ superiores a 1500 mg/l. Estos niveles, no obstante, rara vez se alcanzan en cualquier vertedero. Los metales pesados son tóxicos a concentraciones mucho más bajas. El cobre, Cu (II) a 1 mg/l, el cinc, Zn (II) a 5 mg/l, el níquel, Ni (II) a 2 mg/l y el cadmio, Cd (II) a tan solo 0,02 mg/l. Concentraciones tan elevadas de estos compuestos sólo se pueden producir si en el vertedero se admiten residuos de origen industrial.

Cuando la concentración de sulfatos es alta, la producción de metano cae de forma drástica. Ello no se debe a ningún efecto tóxico de los sulfatos sobre las bacterias metanogénicas, sino simplemente a una competencia entre los dos grupos de bacterias por los mismos nutrientes. La mayor energía liberada en la reducción de los sulfatos favorece el predominio de las bacterias sulfatoreductoras.

El descenso en el pH también puede ser provocado por el vertido de grandes cantidades de residuos de degradación rápida, como restos de alimentación o de limpieza de jardines.

Tipología y características de la instalación

Topografía del vaso de vertido

Cuando el vertedero controlado ha sido construido aprovechando depresiones naturales del terreno, valles u hondonadas, la relación entre la superficie exterior y el volumen de los residuos depositados es baja. Esto favorece la generación de biogás, pues garantiza un aislamiento térmico natural del vertedero respecto de la temperatura ambiental. También favorece la recuperación posterior del gas, siempre que el vaso de vertido haya sido correctamente impermeabilizado.

El extremo opuesto lo constituyen vertederos en zonas llanas donde las capas de residuos alcanzan cotas superiores a la del terreno circundante. Evidentemente, la relación superficie/volumen es ahora mayor y, por tanto, el vertedero está más expuesto a las condiciones térmicas ambientales. También será necesario un mayor número de chimeneas de captación y cada una de ellas recuperará un caudal comparativamente menor.

Operaciones de gestión

El sistema de extracción de biogás debe estar diseñado y construido de forma que se recupere la mayor cantidad posible de biogás producido, evitando igualmente la migración del biogás hacia zonas alejadas por un mal acordonamiento del vaso.

Los efectos de la recirculación de lixiviados sobre el vertedero en la generación de biogás han sido estudiados a pequeña y gran escala en laboratorio y celdas piloto. Es una medida positiva para mantener alta la humedad de los residuos y potenciar así la generación de biogás (Rao y Suflita, 1993; Brown y Maunder, 1994).

Posteriormente se tratará en detalle la recirculación de lixiviados en vertederos de RSU.

Condiciones climáticas

El conocimiento de la meteorología de la zona donde está ubicado el vertedero es de suma importancia. Tanto la temperatura ambiente como el índice de precipitaciones influyen en la degradación anaerobia de los residuos.

Existe una relación directa entre la humedad de los residuos y su tiempo de degradación, pudiéndose afirmar que los vertederos de zonas húmedas producen un caudal mayor de gas durante el periodo de explotación que los de zonas secas. Una vez clausurado el vertedero, no obstante, cesan más pronto de producir metano (Martín González, 1997). Christensen *et al.* (1996) establece un incremento exponencial en la velocidad de degradación de los RSU al aumentar el contenido en humedad entre un 25 y un 60%.

Un alto contenido en humedad permite que sustancias nutrientes presentes en una zona del vertedero se trasladen a otras donde son escasas. El pH debe mantenerse en torno a 7 para que la producción de metano no se detenga, siendo muy beneficioso un nivel alto de la humedad, pues permite el movimiento de sustancias con un efecto buffer sobre el pH. Finalmente, sustancias que son tóxicas cuando alcanzan determinadas concentraciones se diluyen en el lixiviado, reduciendo su concentración a niveles en los que incluso pueden convertirse en nutrientes necesarios para la degradación anaerobia, como ocurre con los cationes de calcio, magnesio, etc. (Pacey y DeGier, 1986).

Si no hay precipitaciones durante un largo periodo de tiempo, la superficie del vertedero se puede agrietar y facilitar así la entrada de aire. La lluvia, por el contrario, hace que la superficie sellada del vertedero sea más impermeable. Este fenómeno se acentúa con materiales de cubrición de tipo arcilloso, por sus propiedades expansivas. Según Brown y Maunder (1994), la entrada de aire podría llegar a frenar la producción de metano. Antes de llegar a este extremo, no obstante, se producirá una fuerte caída en el nivel de metano del biogás recuperado, por la dilución del gas generado en el vertedero en la corriente de aire que penetra a través del terreno poroso.

Se recomienda la recirculación de lixiviados en los periodos estivales para mantener alta la humedad de los residuos (Stegmann y Spendlin, 1986; Rao y Suflita, 1993).

El agua también puede provocar problemas en el sistema de extracción del biogás. Además de los problemas asociados a la condensación de la humedad del biogás, las chimeneas de extracción tienden a inundarse por encima del nivel freático del entorno, disminuyendo entonces su rendimiento de captación. Al estudiar la generación de biogás en un vertedero controlado y la facilidad de recuperación es necesario, por tanto, conocer el índice de precipitaciones en la zona objeto de estudio.

La temperatura ambiente también influye en la generación del biogás. Si la temperatura de los residuos está por debajo de los 10°C o por encima de los 60°C, la producción de biogás cae rápidamente. Los rangos óptimos de temperatura de residuos son: 20 a 45°C para las bacterias mesófilas y 45 a 75°C para las termófilas (Pacey y DeGier, 1986). Las temperaturas habituales que se han medido en el interior de los vertederos están entre 20 y 50°C. Se han registrado temperaturas de hasta 62,3°C en el interior de un vertedero. Las variaciones estacionales de la temperatura ambiente influyen en vertederos poco profundos, con menos de 10 m (Martín González, 1997).

3.2.2.- Modelación de la producción de biogás

Los modelos de biogás tienen principalmente los siguientes fines:

- Diseño del sistema de captación de biogás y del destino final del mismo, ya sea quema en antorcha o utilización energética.
- Proyección de las emisiones de biogás y evaluación de la potencial reducción de las mismas.
- Monitorización y evaluación del cumplimiento de la normativa vigente.

Para ello es necesario disponer de datos de producción del gas generado en el vertedero. Los modelos de producción de biogás proporcionan, a partir de parámetros de entrada apropiados y datos de campo, una estimación del biogás generado, siempre teniendo en cuenta las particularidades de cada vertedero analizado.

Un modelo de predicción de biogás es una herramienta que permite la estimación de biogás, o de la fracción de metano, a partir de un volumen de residuos que evoluciona a través del tiempo. El propósito de los modelos existentes es describir en términos sencillos y simplificados las complejas reacciones que ocurren durante la descomposición de la materia orgánica contenida en los residuos depositados en el vaso (Rajaram *et al.*, 2011). La Figura 4 muestra el principio de continuidad de la masa aplicado a los modelos de biogás.

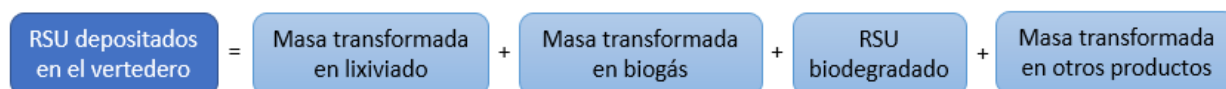


Figura 4.- Principio de conservación de masa en vertederos de RSU

Los modelos de biogás desarrollados con datos procedentes de investigaciones a escala en laboratorios y de plantas piloto necesitan validarse con datos de campo reales, ajustados a las particularidades de cada vertedero. Dicha validación debe realizarse monitorizando el vertedero durante un periodo de tiempo suficientemente largo (varias décadas) para comprobar la bondad del modelo usado. Esto da idea de la dificultad de obtener datos de producción de biogás a partir de un modelo que no difieran del biogás realmente producido.

Es necesario resaltar que la exactitud en la predicción de la generación de biogás no es posible, ya sea mediante la aplicación de un modelo más sencillo o con la utilización de los modelos multifase más complejos.

Las causas principales por las que los resultados de los modelos difieren de los resultados medidos en campo son, entre otras, las siguientes:

- Los modelos de biogás no representan con precisión el rendimiento real de un vertedero.
- Las condiciones de ubicación de los vertederos no se correlacionan con los parámetros de entrada de los modelos. Esto sólo ocurre en los modelos desarrollados *ad hoc*.
- Se asume que los residuos se depositan de forma instantánea y que la generación de metano empieza poco después.
- La mayoría de los modelos considera que la composición de los residuos es homogénea.
- Las mediciones en campo del biogás generado están condicionadas por el sistema de extracción implantado: número de chimeneas, gestión de extracción, estado de la instalación, etc.
- La mayoría de los modelos establece la hipótesis de que todo el biogás generado es recogido.

Sin embargo, la utilización de modelos de biogás proporciona ventajas, siempre y cuando se apliquen conociendo sus limitaciones y las desviaciones que pueden arrojar con respecto a la generación real de biogás.

En la mayoría de los modelos de biogás, independientemente de su complejidad, tipo o validación, los parámetros que definen la producción de biogás son (Nastev, 1998; Rajaram *et al.*, 2011):

- Potencial inicial de producción de biogás [L^3/M]: representa el volumen de gas que se espera se produzca a partir de una determinada cantidad de residuos.
- Producción acumulada de biogás [L^3/M]: representa el volumen de gas que se ha producido a partir de una determinada cantidad de residuos en un tiempo determinado.
- Potencial de producción de biogás [L^3/M]: representa el volumen de biogás que se producirá a partir de una determinada cantidad de residuos después de un tiempo t es la cantidad total de biogás (o fracción de metano, en algunos modelos) que se puede obtener en un vertedero, y depende de la cantidad de materia orgánica biodegradable disponible en los residuos que hay en el interior del vertedero. En los primeros modelos desarrollados se consideraba que la fracción orgánica se degradaba completamente en metano. Esto llegaba a proporcionar valores de generación de metano superiores a 400 l/kg RSU seco.
- Tasa de generación del biogás [$L^3/M/T$]: representa el volumen de biogás producido a partir de una determinada cantidad de residuos sobre una base de tiempo.

La Figura 5 muestra de forma simplificada el potencial de producción y la producción acumulada de biogás.

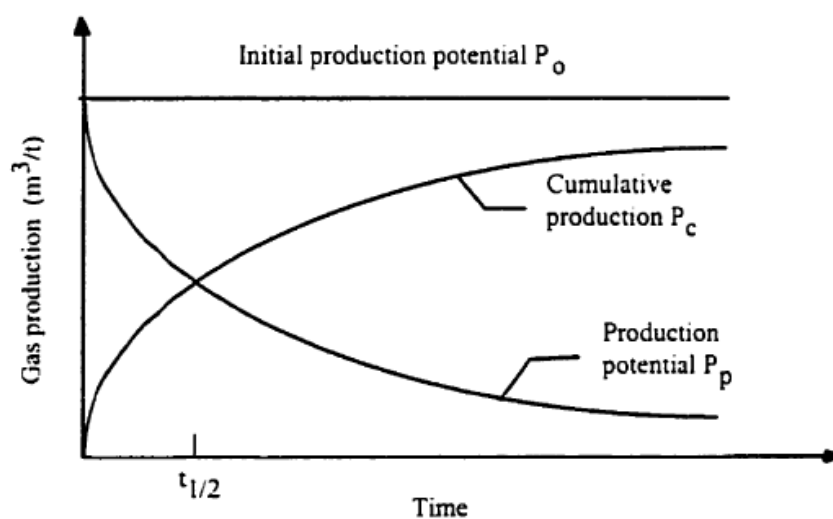


Figura 5.- Potencial de producción y producción acumulada de biogás
(Nastev, 1998)

En la mayoría de los modelos de evaluación de biogás, el potencial de producción se estima a partir de ecuaciones estequiométricas que tratan de reproducir la degradación de la materia orgánica, y la tasa de generación del biogás depende del modelo cinético empleado.

3.2.2.1.- Ecuaciones estequiométricas

Las reacciones químicas consisten básicamente en la transformación de compuestos complejos en compuestos más simples y estables, y en la alteración de las características de los residuos que, con su movilidad, dan lugar a una uniformidad química general y a la estabilización de la masa vertida (Nastev, 1998).

En el interior del vertedero tienen lugar una gran multitud de reacciones químicas: hidrólisis; disolución, precipitación y suspensión de ciertos compuestos en la fase líquida, pudiendo salir del vertedero junto con los lixiviados; vaporización de agua y compuestos químicos en la atmósfera; degradación de la materia orgánica; sorción de compuestos volátiles orgánicos en la fase sólida; oxidación y reducción, etc. (Tchobanoglous, 1994, Nastev, 1998).

Tipos de reacciones

Existen diferentes formas de clasificación de las reacciones químicas. De forma habitual, se clasifican según el número y el tipo de fases en ecuaciones homogéneas y heterogéneas. Se dice que una reacción es homogénea cuando dicha reacción ocurre dentro de una única fase, en la que los reactivos, productos y especies intermedias coexisten en dicha fase. En cambio, las ecuaciones heterogéneas necesitan al menos dos fases para llevarse a cabo (Levenspiel, 1999).

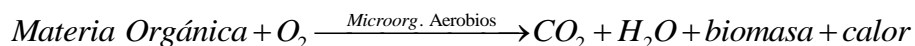
También hay que mencionar las reacciones biológicas, cuya característica fundamental es la intervención de microorganismos vivos que colaboran en la reacción. Estas reacciones son, por lo general, homogéneas y elementales, pudiendo ser aerobias o anaerobias (Levenspiel, 1999).

Para que estas reacciones tengan lugar, es necesario que exista un sustrato que contenga fuentes nutritivas necesarias, tales como el carbono (C), el nitrógeno (N₂), el oxígeno (O₂), el hidrógeno (H₂) y el fósforo (P), y una fuente de energía que puede estar contenida en la materia orgánica para el crecimiento de los microorganismos. Dicha energía es utilizada en la biosíntesis de la biomasa (Canale, 1971).

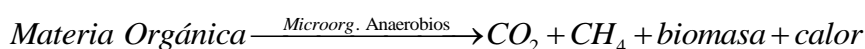
Los microorganismos que forman parte de la reacción generan gases tales como el dióxido de carbono (CO₂), el nitrógeno (N₂), el oxígeno (O₂) y el metano (CH₄), los cuales se separan fácilmente de la fase líquida (Neijssel *et al.*, 1987).

La estequiometría de estas reacciones está influenciada por los microorganismos que actúan en la reacción, así como por los sustratos utilizados y las condiciones impuestas sobre el proceso. Las reacciones globales y simplificadas para condiciones aerobias y anaerobias se presentan a continuación (Nastev, 1998; Levenspiel, 1999):

Reacción biológica aerobia



Reacción biológica anaerobia

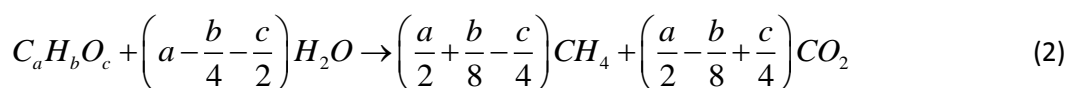


Ecuaciones estequiométricas

Evaluar la máxima producción potencial teórica de biogás en el vertedero es el primer paso para estimar la producción potencial de biogás.

En la estimación de la producción potencial de biogás, diversos autores han empleado reacciones biológicas que muestran la degradación de la materia orgánica en condiciones anóxicas. A continuación se exponen diferentes ecuaciones estequiométricas empleadas, que deben ajustarse a partir del conocimiento de la composición de los residuos, de la materia orgánica contenida en ellos.

La ecuación de Buswell (Symons y Buswell, 1933; Buswell y Mueller, 1952) establece una reacción simplificada para calcular la producción de metano y dióxido de carbono a partir del término $C_aH_bO_c$:



Se observa que la materia orgánica sufre una descomposición total en la ecuación (2). Por tanto, se trata de una ecuación que proporciona la máxima producción potencial teórica de biogás.

Así pues, y de forma teórica, la degradación de la glucosa según la ecuación de Buswell proporciona un volumen del 50% de metano y 50% de dióxido de carbono:



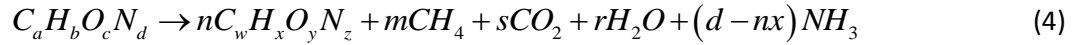
La Tabla 5 recoge rendimientos teóricos de degradación de determinadas sustancias según la ecuación de Buswell.

Tabla 5.- Rendimientos en la generación de biogás según Buswell

Sustancia	Composición	Biogás (l/kg)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)
Glucosa	C ₆ H ₁₂ O ₆	747	50	50
Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	772	38	62
Propiónico	C ₃ H ₆ O ₂	908	58	42
Ácido Láurico	C ₁₂ H ₂₄ O ₂	1344	71	29
Mirístico	C ₁₄ H ₂₈ O ₂	1375	71	29
Palmítico	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	1400	72	28
Ácido Esteárico	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	1420	72	28

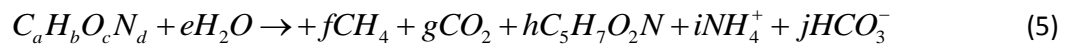
(Elaboración propia)

Rich (1963) estableció que la degradación de la materia orgánica en condiciones anaerobias en la generación de biogás seguía la siguiente ecuación:



Los términos $C_aH_bO_cN_d$ y $C_wH_xO_yN_z$ de la ecuación (4) representan (en base molar) la composición de la materia orgánica presente al inicio y al final del proceso, respectivamente. Se observa que se trata de una ecuación de degradación incompleta, en la que la materia orgánica no desaparece completamente, sino que se transforma, apareciendo en el lado derecho de la ecuación junto con los gases constituyentes del biogás. Se observa que el término del agua no aparece a la izquierda de la reacción.

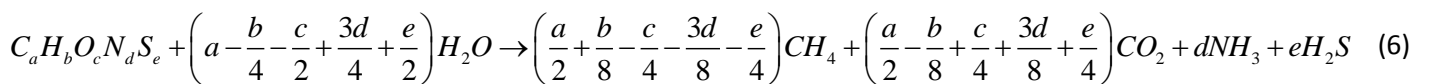
Una variación de la reacción anterior es la propuesta por EMCOM Associates (1982):



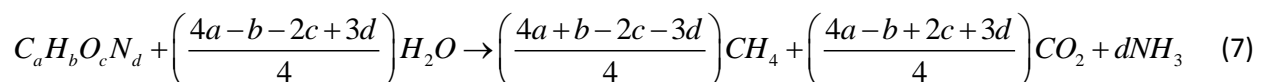
Donde $C_5H_7O_2N$ es la fórmula empírica de las células bacterianas que quedan al degradar la materia orgánica.

Como la estimación de la generación de biogás en vertederos de RSU presenta una gran incertidumbre, la mayoría de los modelos estequiométricos utilizan reacciones de degradación completa, ya que son más sencillos de ajustar y no introducen más incertidumbre de la ya existente.

Boyle (1976) incluyó en la ecuación (4) el nitrógeno y el azufre, para obtener, además de los rendimientos teóricos del metano y el dióxido de carbono, las concentraciones de amoníaco y sulfuro de hidrógeno.



Una formulación intermedia de la materia orgánica es aquella que considera el término $C_aH_bO_cN_d$. De acuerdo con Tchobanoglous *et al.* (1994), la composición teórica del biogás obtenido a partir de un determinado compuesto orgánico podría obtenerse con la siguiente reacción:



Mediante la reacción (7) se pueden calcular los valores de producción y composición del biogás obtenido a partir de diversos componentes de la materia orgánica. Por ejemplo, si consideramos las proteínas como $C_{16}H_{24}O_5N_4$, la producción teórica de biogás es la que se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6.- Rendimientos en la generación de biogás según Tchobanoglous

Sustancia	Composición	Biogás (l/kg)	CH₄ (%)	CO₂ (%)	NH₃ (%)
Proteínas	C ₁₆ H ₂₄ O ₅ N ₄	1273	39	41	20

(Elaboración propia)

Las ecuaciones de degradación completa de la materia orgánica requieren condiciones ideales en el vertedero, ya que consideran que toda la fracción biodegradable se degrada y produce biogás. Sin embargo, el resultado obtenido indica el límite máximo teórico de la producción de metano.

Algunos autores señalan que es más realista asumir la hipótesis de que no todos los residuos se descomponen en metano y dióxido de carbono. Ham y Barlaz (1989) sugieren que sólo los restos de comida y dos terceras partes del papel contenidos en los residuos depositados en el vertedero se descomponen para formar biogás. Algunos restos no se degradan completamente, otros se descomponen en gases diferentes al CO₂ y CH₄ y el resto de residuos permanecen inalterados. Esto hace que el potencial inicial de producción de biogás sea entre uno y dos tercios del máximo teórico calculado.

3.2.2.2.- Modelos de la cinética de la reacción

Existen distintas aproximaciones matemáticas para establecer la tasa de generación de biogás:

- Función empírica simple o combinación de funciones simples con parámetros de cinética global.
- Suma compleja de funciones matemáticas que representan las cinéticas individuales de los procesos físico-químicos que ocurren durante la biodegradación.
- Modelos numéricos

Los modelos con parámetros de cinética global se ajustan de forma empírica mediante la observación de los ratios de producción de biogás. Se asume un periodo inicial donde no se produce biogás (o su producción es mínima) seguido de un periodo activo de producción de metano representado habitualmente mediante relaciones lineales y/o exponenciales (o sus combinaciones) (Figura 6).

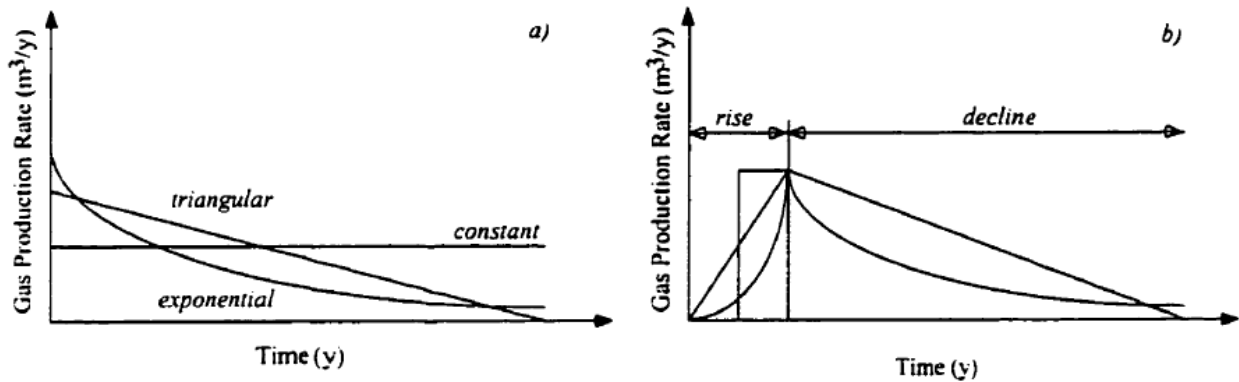


Figura 6.- Tasas de producción de biogás
 a) funciones simples, b) funciones combinadas
 (Nastev, 1998; Kamalan 2011)

El enfoque teórico de la mayoría de los modelos de biogás deriva de la ecuación de Monod, una expresión general cinética que describe los procesos de biodegradación (Nastev, 1998; Kamalan 2011):

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{Kx C}{K_c + C} \quad (8)$$

Donde:

- C es la concentración restante del sustrato (materia orgánica) en el tiempo t (kg/m³ RSU)
- X es la concentración de microorganismos (kg/m³ RSU)
- K es la tasa máxima de utilización del sustrato por kg de microorganismos
- K_c es la constante de saturación

La ecuación de Monod (8) se puede aproximar por las siguientes funciones en dos casos extremos:

- Reacción de orden cero: para valores altos de C, la tasa de utilización del sustrato es constante si la concentración de microorganismos también lo es.

$$\frac{dC}{dt} = -Kx \quad (9)$$

- Reacción de primer orden: para valores pequeños de C y asumiendo constante la concentración de microorganismos, la tasa de utilización del sustrato es una función lineal.

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{Kx}{K_c} C \quad (10)$$

3.2.2.3.- Modelos de evaluación de la producción de biogás

Muchos de los modelos desarrollados se basan en la ecuación de Monod de primer orden (TNO, SWANA, LandGEM, Gassim, Afvalzorg, EPER France, LFGEEN...). La ecuación de Monod de orden cero se ha utilizado en otros modelos (EPER Germany, SWANA zero order, IPPC). Algunos modelos se basan en el crecimiento secuencial biológico, como el modelo Halvadakis. Los modelos más recientes se basan en desarrollos numéricos como el peso residual y las redes neuronales (Ozakaya *et al.*, 2006; Shariatmadari *et al.*, 2007).

La Tabla 7 recoge una breve revisión de las ecuaciones cinéticas usadas en algunos modelos.

Tabla 7.- Modelos cinéticos utilizados en los modelos de biogás

Modelo cinético	Ecuación
Modelo de orden cero: la generación de biogás es constante en el tiempo. La edad de los residuos no está incluida en el modelo	$Q = \frac{M \cdot L_0}{(t_i - t_f)}$
Modelo de primer orden: la generación de biogás decrece exponencialmente	$Q = M \cdot L_0 \cdot k \cdot e^{-k(t-t_i)}$
Modelo modificado de primer orden: se considera un tiempo de desfase en la generación de metano. Inicia lentamente para luego crecer hacia un pico que decrece exponencialmente, como en el modelo de primer orden.	$Q = M \cdot L_0 \frac{k + s}{s} \cdot (1 - e^{-s(t-t_i)}) (k e^{-k(t-t_i)})$
Modelo multifase de primer orden: se consideran diferentes fracciones de residuos y diferentes tasas de producción.	$Q = M_i \cdot L_0 \cdot \left[\begin{array}{l} F_R (k_R \cdot e^{-k_R(t-t_i)}) \\ + F_M (k_M \cdot e^{-k_M(t-t_i)}) + F_S (k_S \cdot e^{-k_S(t-t_i)}) \end{array} \right]$
Modelos de segundo orden: describen las complejas reacciones que ocurren durante la degradación de los residuos, a partir de reacciones de primer orden con diferentes tasas	$Q = M \cdot k \left(\frac{L_0}{kL_0t + 1} \right)^2$

(Oonk 2010; Karanjekar, 2012)

Oonk y Boom (1995) estudiaron la eficiencia en la predicción de diferentes modelos (orden cero, primer y segundo orden, y multifase) usando datos de generación de biogás procedentes de 9 vertederos holandeses. El estudio concluye que los modelos multifase son los que mejor describen la producción de biogás con un error relativo del 18%, seguidos de los modelos de primer y segundo orden (22% e error relativo), siendo los modelos de orden cero los menos fiables con un error relativo del 44%. El modelo multifase utilizado dividía los residuos en tres categorías (rápida, moderada y lentamente

biodegradables). No obstante, los autores señalan que una división más amplia de los residuos podría aumentar la eficiencia de la predicción del modelo.

Otro estudio (SWANA, 1997) realizó también la comparación de diferentes modelos (orden cero, primer orden, multifase y multifase modificado) a partir de los datos de 18 vertederos estadounidenses. Se observó que los coeficientes de regresión (R^2) para todos los modelos se encontraban entre 0.914 y 0.955. El mayor valor de R^2 correspondía al modelo de primer orden.

A continuación se describen brevemente los principales modelos existentes en la evaluación de producción de biogás.

EPER Germany

El modelo EPER (European Pollutant Emission Register) utilizado en Alemania es un modelo de orden cero que sólo tiene en cuenta una tipología de residuos (Scharff and Jacob, 2006; Kamalan *et al.* 2011).

$$M_e = M \cdot BDC \cdot BDC_f \cdot F \cdot D \cdot C \quad (11)$$

Donde

M_e son las emisiones difusas de metano (t CH_4 /año)

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

BDC es la proporción de carbono biodegradable (0.15) (t C/t RSU)

BDC_f es la proporción de carbono biodegradable convertido (0.50)

F es el factor de conversión de C en CH_4 (1.33) (t CH_4 /t C)

D es la 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 es la concentración de metano en el biogás (50) (%)

Este modelo fue concebido para estimar las emisiones de metano a la atmósfera. Eliminando de la ecuación (11) la eficiencia en la recuperación (D), se podría estimar la producción de metano en el vertedero.

EPER France

El modelo francés EPER (European Pollutant Emission Register) (Scharff y Jacob, 2001) es un modelo con una cinética de primer orden. Proporciona dos aproximaciones para estimar la emisión de metano en vertederos. El operador puede escoger cuál de ellas es la más adecuada a sus instalaciones:

- Emisiones de metano en celdas de vertedero conectadas a un sistema de recuperación de gas, usando datos de gas recuperado y eficiencia de la recuperación.
- Emisiones de metano en celdas de vertedero conectadas o no a un sistema de recuperación, usando un modelo multifase.

La primera aproximación sigue la siguiente ecuación:

$$A = F \cdot H \cdot [CH_4] \quad (12)$$

Donde

A es la cantidad de biogás recuperado ($m^3 CH_4/año$)

F es la tasa de extracción del biogás ($m^3 LFG/h$)

H son las horas anuales de funcionamiento del compresor ($h/año$)

CH_4 es la concentración de metano en el biogás ($m^3 CH_4/ m^3 LFG$)

Al aplicar la aproximación (8) hay que tener en cuenta la corrección de A por condiciones estándar de temperatura y presión. La eficiencia de la recogida queda determinada por la superficie de celdas conectadas al sistema y por la presencia de capas de cubrición.

En la segunda aproximación, la producción e metano se calcula a partir de una ecuación multifase:

$$FE_{CH_4} = \sum_x FE_0 \cdot \left(\sum_{1,2,3} A_i \cdot p_i \cdot k_i \cdot e^{-k_i t} \right) \quad (13)$$

Donde

FE_{CH_4} es la generación anual de metano ($m^3 CH_4/año$)

FE_0 es la generación potencial de metano ($m^3 CH_4/Mg RSU$)

p_i es la fracción de residuo con tasa de degradación k_i ($kg_i/kg RSU$)

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

t es la edad de los residuos ($año$)

A_i es el factor de normalización

El modelo describe tres tipologías de residuos y cada categoría lleva asociada una capacidad de producción de metano específica. La Tabla 8 muestra las categorías de residuos y la generación de metano asociada a cada una de ellas.

Tabla 8.- Categorías de residuos y generación de metano asociada en el modelo EPER France

Categoría	Tipos de residuos	Generación de metano (m³CH₄/t RSU)
1	RSU Lodos Restos de jardín	100
2	Residuos industriales Residuos comerciales Residuos biológicos pretratados	50
3	Residuos inertes Residuos no biodegradables	0

(Scharff y Jacob, 2001)

La Tabla 9 muestra las fracciones y los valores de k para cada una de las categorías de residuos consideradas en este modelo.

Tabla 9.- Fracciones y valores de K en el modelo EPER France

Categorías	Fracciones			Valor global (año⁻¹)
	1 (k=0.50 año⁻¹)(%)	2 (k=0.10 año⁻¹)(%)	3 (k=0.04 año⁻¹)(%)	
1	15	55	30	0.12
2	15	55	30	0.12
3	0	0	0	0.00

(Scharff y Jacob, 2001)

IPCC orden cero

Este modelo de orden cero desarrollado por IPCC (1996) está basado en la población y en la materia orgánica degradable existente en los residuos:

$$Q = \left(MSW_T \cdot MSW_F \cdot MCF \cdot DOC \cdot DOC_F \cdot F \cdot \frac{16}{12} R \right) \cdot (1 - OX) \quad (14)$$

Donde

Q son las emisiones de metano (Gg CH₄/año)

MSWT son los RSU totales generados en base a la población (t RSU/año)

MSWF es la fracción de RSU depositada en el vertedero

MCF es la fracción de corrección del metano

DOC representa el carbono orgánico que se degrada (kg C/kg RSU)

DOCF es la fracción de DOC que realmente se degrada

F es la fracción de metano presente en el biogás (0.5)

- 16/12 es la conversión de C a CH₄
- R es el metano recuperado (Gg CH₄/año)
- OX es el factor de oxidación (0)

Este método asume que todo el potencial de emisiones de CH₄ se genera durante el mismo año que se depositan los residuos. Se trata de un método muy sencillo que requiere la introducción de pocos parámetros de entrada, para los que IPCC proporciona valores en función de la ubicación del vertedero.

IPCC multifase

Una década después de la aparición del modelo anterior, IPCC (2006) recomendaba el uso de un modelo multifase de primer orden para estimar las emisiones de metano en vertederos. Una versión simplificada del modelo es la siguiente:

$$Q_{CH_4} = M_i \cdot L_0 \cdot \left[F_R \left(k_R \cdot e^{-k_R(t-t_i)} \right) + F_M \left(k_M \cdot e^{-k_M(t-t_i)} \right) + F_S \left(k_S \cdot e^{-k_S(t-t_i)} \right) \right] \quad (15)$$

Donde

- Q_{CH₄} son las emisiones de metano (m³ CH₄/año)
- L₀ es el potencial de generación de metano (m³ CH₄/t RSU)
- M_i es la masa de residuos depositados en la sección i del vertedero (t/año)
- F_R, F_M, F_S representan las fracciones rápida, moderada y lentamente biodegradables de residuos
- k_R, k_M, k_S son las constantes de degradación de cada una de las fracciones de residuos
- t_i es el incremento de la edad (años)

Aunque los modelos multifase presentan cierta dificultad de uso, presentan ciertas ventajas:

- Incorporan las distintas degradaciones de las fracciones de residuos
- Estos modelos ayudan a identificar el efecto del reciclaje y los cambios en la gestión del vertedero, así como el impacto de las emisiones durante un periodo de tiempo determinado.

LandGEM

El modelo LandGEM ha sido desarrollado por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (USEPA, United States Environmental Protection Agency). Sigue una cinética de primer orden y determina la masa de metano generado a partir de los residuos depositados en vertedero y la capacidad de generación de metano de los mismos (USEPA, 2001).

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n k \cdot L_0 \cdot M_i \cdot e^{-kt} \quad (16)$$

Donde

Q_{CH_4} es el metano generado ($m^3 CH_4/año$)

k es la constante de generación de metano (0.04) ($año^{-1}$)

L_0 es el potencial de generación de metano (100) ($m^3 CH_4/t$ RSU)

M_i es la masa de residuos en la sección i (t RSU)

t_i es la edad de la sección i considerada ($año^{-1}$)

Los protocolos de USEPA establecen que la composición de los residuos usados en el modelo refleja la composición media de los mismos en US. Dichos protocolos proporcionan también los valores por defecto de k y L_0 según el tipo de vertedero (USEPA, 2004).

El modelo LandGEM está basado en el modelo empírico de primer orden Scholl Canyon, que asume que la generación de biogás llega al máximo después de la fase inicial de estabilización, mientras se equilibran las condiciones anaerobias y las poblaciones de microorganismos dentro del vertedero. Después decrece la tasa de producción de biogás debido a la disminución de la fracción orgánica de los residuos (García Darás *et. al*, 2013).

En un vertedero los residuos se vierten de forma continua durante años. Por la tanto, la masa de residuos m sigue aumentando. Para incorporar este efecto, la ecuación (10) se modifica mediante la suma de la masa de residuos añadidos al vertedero en cada incremento de tiempo considerado. Esta modificación mejora la precisión del modelo:

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 k \cdot L_0 \cdot \frac{M_i}{10} \cdot e^{-kt_{ij}} \quad (17)$$

Donde

i corresponde con un incremento de un año

j corresponde con un incremento de 0.1 año

t_{ij} es la edad de la sección j de la masa de residuos M vertida en el año i (años decimales)

Aunqu se trata de un modelo de sencilla aplicación, LandGEM presenta varios defectos:

- Se considera la hipótesis de que los residuos son homogéneos, por lo que L_0 es constante en el tiempo y en el espacio. Sin embargo, L_0 realmente depende de la materia orgánica presente en los residuos y, por tanto, de la composición de los mismos.
- Se asume que el valor de k es constante en el vertedero. Sin embargo, k depende del contenido de humedad, de la temperatura y de la composición de los residuos (Barlaz, 1990).

- Los valores por defecto del modelo consideran las variaciones de humedad debidas a la precipitación o a la recirculación de lixiviados, pero no tienen en cuenta los cambios de temperatura ni la composición de los residuos. Aunque los valores específicos que dependen de la ubicación del vertedero pueden ser modificados por el usuario, esta información rara vez está disponible.

USEPA ha contribuido a desarrollar los modelos de biogás utilizados en determinados países, basados en la ecuación anteriormente expuesta (Tabla 10)

Tabla 10.- Modelos de biogás basados en LandGEM – USEPA

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

(Manuales de uso de los modelos - USEPA)

SWANA

SWANA (Solid Waste Association of North America) desarrolló en primer lugar un modelo de orden cero para calcular la generación de metano en vertederos (Kamalan *et al.*, 2011). Como ya se ha indicado anteriormente, en este tipo de modelos se asume la hipótesis de que la edad y el tipo de residuos no tienen ningún efecto sobre la producción de biogás:

$$Q = \frac{M \cdot L_0}{(t_0 - t_1)} \tag{zz}$$

Donde:

Q es la generación de metano (m³/año).

M son los residuos depositados en el vertedero (t RSU)

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

t es el tiempo (años)

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

t₁ es el tiempo de cese de generación (años)

El modelo SWANA de primer orden (Van Zanten y Scheepers, 1995) incorpora los efectos que la edad de los residuos provoca en la generación de biogás:

$$G = W \cdot L_0 \cdot k \cdot e^{-k(t-t_1)} \quad (18)$$

Donde:

G es la generación de metano (m³/año).

W son los residuos depositados en el vertedero (t RSU)

t₁ es el tiempo de desfase entre el vertido de RSU y el inicio de la generación de biogás

k es la constante de degradación (año⁻¹)

SWANA desarrolló posteriormente un modelo modificado de primer orden en el que introducía una constante de degradación de los residuos para el tiempo de desfase:

$$G = W \cdot L_0 \cdot \frac{k+s}{s} \left(1 - e^{-s(t-t_1)}\right) \cdot \left(k \cdot e^{-k(t-t_1)}\right) \quad (19)$$

Finalmente, introdujo dos fracciones de residuos (de degradación rápida y lenta), pasando a un modelo multifase:

$$G = W \cdot L_0 \cdot \left[F_R \left(k_R \cdot e^{-k_R(t-t_1)} \right) + F_S \left(k_S \cdot e^{-k_S(t-t_1)} \right) \right] \quad (20)$$

TNO

En 1994, se llevó a cabo un estudio en diversos vertederos de los Países Bajos (Oonk *et al.*, 1994). De este estudio resultó el modelo utilizado por el gobierno danés para calcular las emisiones de metano generadas por los residuos depositados en un vertedero: el modelo TNO (The Netherlands Organisation of Applied Scientific Research).

Se trata de un modelo de primer orden que estima el biogás generado en el vertedero basándose en la degradación del carbono orgánico presente en los residuos (Scharff y Jacobs, 2006):

$$\alpha_t = \zeta \cdot 1.87 \cdot A \cdot C_0 \cdot k_1 \cdot e^{-k_1 t} \quad (21)$$

Donde

α_t es la generación de biogás en un tiempo dado (m^3 biogás/año)

ζ es el factor de disimilación (0.58)

1.87 es el factor de conversión (m^3 biogás/kg C degradado)

A es la cantidad de residuos (t RSU)

C_0 es la cantidad de carbono orgánico en residuos (kg C/t RSU)

k_1 es la constante de degradación (0.094) (año^{-1})

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

Afvalzorg

El modelo Afvalzorg es un modelo multifase desarrollado por la Universidad de Agricultura de Wageningen basado en el modelo TNO y en las recomendaciones de “Adviescentrum Stortgas” (Scheepers y van Zanten, 1994).

Se basa en la premisa de que diferentes tipos de residuos contienen diferentes fracciones de carbono orgánico, y por tanto se degradan a un ritmo distinto. La ventaja del modelo multifase es que la composición variable de los residuos se puede tener en cuenta. En este modelo se distinguen ocho categorías de residuos y tres fracciones de carbono orgánico en función de su biodegradabilidad (Scharff y Jacob, 2001 y 2006; Kamalan *et al.* 2011).

El modelo Afvalzorg es un modelo multifase de primer orden y se describe matemáticamente como:

$$\alpha_t = \zeta \sum_{i=1}^3 c \cdot A \cdot C_{0,i} \cdot k_{1,i} \cdot e^{-k_{1,i} t} \quad (22)$$

Donde

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

ζ es el factor de dismilación.

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

c es el factor de conversión (m^3 biogás/kg MO degradada) (0.7, 0.74)

A es la cantidad de residuos (t RSU)

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

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

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

La Tabla 11 recoge las diferentes categorías de residuos consideradas en este modelo, así como el contenido en materia orgánica en función de la fracción de carbono orgánico considerado. En los residuos se distinguen tres fracciones: rápidamente biodegradables, moderadamente biodegradables y lentamente biodegradables.

Tabla 11.- Contenido en materia orgánica – Modelo Afvalzorg

Categorías de residuos	Mínimo contenido en materia orgánica degradable (kg MO/t RSU)				Mínimo contenido en materia orgánica degradable (kg MO/t RSU)			
	Rap.	Mod.	Lent.	Total ¹	Rap.	Mod.	Lent.	Total ¹
Suelos contaminados	0	2	6	40	0	3	8	42
RCD	0	6	12	44	0	8	16	46
Restos de fragmentación	0	6	18	60	0	11	25	70
Residuos de limpieza viaria	9	18	27	90	12	22	40	100
Lodos de aguas residuales - compost	8	38	45	150	11	45	48	160
Voluminosos domésticos	13	39	104	260	19	49	108	270
Residuos comerciales	13	52	104	260	19	54	108	270
Residuos domiciliarios	60	75	45	300	70	90	48	320

¹Sólo se tiene en cuenta la materia orgánica biodegradable. La materia orgánica total es mayor que la reflejada en la suma de las tres fracciones debido a la presencia de materia orgánica que no se degrada bajo condiciones anaerobias.

(Scharff y Jacob, 2006)

LFGGEN

Este modelo fue desarrollado por la Universidad Central de Florida. Las hipótesis que sigue son una combinación de las asunciones hechas por Findikakis (1988) y Tchobanoglous *et al.* (1994):

- La metanogénesis va precedida de una fase de latencia.
- En la primera parte de la metanogénesis, la tasa de generación sigue una función lineal
- La segunda parte de la metanogénesis sigue una cinética de primer orden.

Además, otras hipótesis del modelo son las siguientes:

- El método de análisis proporciona:
 - La generación teórica por estequiometría del carbono y del metano
 - Los factores de biodegradabilidad
 - El potencial bioquímico de metano
- Los residuos biodegradables se dividen en once categorías
- El contenido en humedad se clasifica en húmedo, moderado y seco
- Hay tres fracciones de biodegradabilidad: rápida, moderada y lenta.

LFGGEN incluye un desfase de tiempo t_0 donde se establecen las condiciones anaerobias, seguido de un incremento lineal hasta llegar a la tasa máxima específica de metano Q_{SP} , que se alcanza al final del año t_p . Tras alcanzar la tasa máxima, la generación de biogás decrece exponencialmente hasta ser casi nula en t_{99} , tiempo en que la generación de biogás cae por debajo del 1% del pico:

$$Q_{sp} = L_0 \cdot \frac{2k}{k(t_p - t_o) + 2} \quad (23)$$

Donde

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

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

t_0 es el desfase de tiempo (año)

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

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

En la segunda fase de la metanogénesis, la constante de biodegradación es:

$$k = \frac{-\ln 0.01}{t_{99} - t_p} \quad (24)$$

Donde:

t_{99} es el tiempo en el que la generación de biogás es menor el 1% de Q_{SP} (año)

GasSim

Es el modelo de evaluación de producción de biogás utilizado por el gobierno de Reino Unido. Fue desarrollado por Golder Associates para la Agencia de Medio Ambiente de Inglaterra y Gales.

GasSim es un modelo probabilístico en el que la incertidumbre de ciertos parámetros puede representarse mediante un modelo de simulación que proporciona medida del efecto de dichas incertidumbre. Utiliza la técnica de simulación Monte Carlo.

El modelo incorpora información sobre la cantidad y composición de los residuos, la tipología del vertedero y la gestión de la explotación. Los resultados que se pueden obtener son:

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

Otros modelos de biogás

Modelo triangular

Este modelo asume que la tasa de generación de metano sigue un crecimiento lineal durante la primera fase. En la segunda fase, la generación de metano desciende también linealmente (Oonk 2010; Reinhart *et al.* 2005; Tchobanoglous, 1994). Se consideran dos fracciones de residuos, rápidos y lentamente biodegradables.

Palo Verdes

Se trata de un modelo de primer orden en dos fases similar al LFGGEN. Se distingue de este en que la transición entre la primera y la segunda fase ocurre cuando se alcanza la mitad de la producción de biogás (Reinhart *et al.* 2005, Karanjekar, 2012), es decir, se genera igual volumen de biogás en ambas etapas. Se consideran tres fracciones de residuos.

Sheldon Arleta Model

Similar al anterior, la tasa máxima se alcanza cuando el tiempo de generación es igual al 35% del total de generación de biogás (Reinhart *et al.* 2005, Karanjekar, 2012). Se consideran dos fracciones de residuos, al igual que en el modelo triangular.

GASFILL

El modelo GASFILL fue desarrollado por Fidikakis *et al.* (1988) a partir de los estudios en el vertedero de Mountain View. El modelo incluye un tiempo de desfase, un crecimiento hiperbólico y un decrecimiento exponencial. Se consideran tres fracciones de residuos de diferente velocidad de degradación.

Modelos matemáticos complejos

Estos modelos representan de forma explícita, con funciones matemáticas complejas, algunas de las variables físicas, químicas y biológicas más importantes (composición y cantidad de RSU, humedad, temperatura, absorción, adsorción, volatilización, evaporación, dilución, filtración, precipitación, neutralización, oxidación, reducción...) que afectan a las tasas de producción de biogás. A pesar de que muchas de estas variables son conocidas, no es posible establecer con precisión la generación de biogás sin conocer con detalle la caracterización de las condiciones actuales en el interior del vertedero (Nastev, 1998).

El modelo Halvadakis, como un modelo matemático complejo representativo, se basa en la secuencia biológica de crecimiento. El complejo ecosistema microbiológico del vertedero se representa mediante ecuaciones de primer orden, en términos de fuentes de carbono (carbono sólido, carbono en forma acuosa, biomasa acidogénica de carbono, biomasa metanogénica de carbono, carbono en forma de acetato, carbono en forma de CO₂ y carbono en forma de CH₄). Se trata de un modelo difícil de calibrar, por lo que su uso no está muy extendido.

3.3.- El lixiviado en vertederos de residuos sólidos urbanos

El lixiviado se forma a partir del agua de precipitación que atraviesa la masa de residuos en el vertedero, a lo que se suma el agua generada por la descomposición de estos residuos. Esta, tras percolar a través de la masa de residuos incorpora los materiales disueltos o en suspensión que encuentra en su camino (Fenn *et al.*, 1975). El resultado es un líquido con elevadas concentraciones en sólidos en suspensión, componentes solubles procedentes de los residuos y productos de la descomposición de los mismos debido a la acción de diversos microorganismos.

Los lixiviados tienen un alto poder contaminante, debido a su alto contenido en materia orgánica, nitrógeno y fósforo, y presencia abundante de patógenos y sustancias tóxicas, como metales pesados y constituyentes orgánicos.

La emisión de lixiviados se caracteriza por su cantidad y composición. La cantidad de lixiviados depende principalmente de las precipitaciones y de la evapotranspiración. El potencial de formación del lixiviado puede valorarse mediante la evaluación de un balance hidrológico de cada vertedero. Esto implica la suma de todas las cantidades de agua que entran en un vertedero y la resta de las cantidades consumidas en las reacciones químicas y la cantidad que sale en forma de vapor de agua. La cantidad potencial del lixiviado es la cantidad de agua en exceso sobre la capacidad de retención de humedad de los materiales del vertedero, es decir, sobre su capacidad de campo (Senent, 2012).

3.3.1.-Composición y variabilidad de los lixiviados en vertederos de RSU

Al filtrarse el agua a través de los residuos en descomposición, se lixivian en solución materiales biológicos y constituyentes químicos.

La elevada variabilidad química en la composición del lixiviado ha sido puesta de manifiesto con frecuencia (Ross, 1990; Gómez, 1997; Fatta *et al.*, 1999; Vadillo *et al.*, 1999; Castro, 2015). La variabilidad a distintas escalas temporales y espaciales, en distintos sectores del vertedero (Kjeldsen, 1998) es debida a la interacción de múltiples causas que pueden modificar la composición del lixiviado.

La composición de los lixiviados de vertederos de RSU es bastante compleja y variable, pudiendo ser sus componentes clasificados en cuatro grandes categorías (Christensen *et al.* 2001; Kjeldsen *et al.* 2002):

- Materia orgánica disuelta, expresada en forma de parámetros generales como Demanda Biológica de Oxígeno, Demanda Química de Oxígeno y Carbono orgánico total (COT).
- Componentes inorgánicos (Cl^- , SO_4^{2-} , N-NH_3 , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+).
- Metales pesados (Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn).
- Compuestos xenobióticos, como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs o PAHs), Compuestos Orgánicos Halogenados (AOX, Adsorbable Organic Halogens) y fenoles.

En la Tabla 12 se presentan datos sobre determinados parámetros que se encuentran en la composición de los lixiviados en vertederos de diferentes edades.

La Tabla 13 muestra una relación de los parámetros físicos, químicos y biológicos que deberían analizarse en los lixiviados de vertederos de RSU.

Tabla 12.- Composición de lixiviados en vertederos

Constituyente	Valor (mg/l) ¹		
	Vertedero joven (menos de 2 años)		Vertedero maduro (más de 10 años)
	Rango	Típico	Rango
DBO ₅	2000-30000	10000	100-200
COT	1500-20000	6000	80-160
DQO	3000-60000	18000	100-500
SST	200-2000	500	100-400
N orgánico	10-800	200	90-120
N amoniacal	10-800	200	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10
P total	5-100	30	5-10
Ortofosfato	4-80	20	4-8
Alcalinidad (CaCO ₃)	1000-10000	3000	200-1000
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Dureza total (CaCO ₃)	300-10000	3500	200-500
Calcio	200-3000	1000	100-400
Magnesio	50-1500	250	50-200
Potasio	200-1000	300	50-400
Sodio	200-2500	500	100-200
Cloro	200-3000	500	100-400
Sulfatos	50-1000	300	20-50
Total Hierro	50-1200	60	20-200

¹ excepto el pH

(Tchobanoglous, 1994)

Tabla 13.- Parámetros de análisis en lixiviados

Físicos	Constituyentes orgánicos	Constituyentes inorgánicos	Biológicos
Aspecto	Químicos orgánicos	SS, STD	DBO
pH	Fenoles	SVS, SVD	Bacterias coliformes
Potencial de reducción-oxidación	DQO, COT	Cloruros	Recuento estándar sobre placas
Conductividad	Ácidos volátiles	Sulfatos	
Color	Taninos, ligninas	Fosfatos	
Turbidez	N orgánico	Alcalinidad y acidez	
Temperatura	Solubles en éter	Nitratos y nitritos	
Olor	Sustancias activas al azul de metileno	Amoníaco, cianuro	
	Grupos funcionales orgánicos	Na, P, Ca, Mg	
	Hidrocarburos clorados	Dureza	
		Metales pesados	
		As, F, Se	

(adaptado de Tchobanoglous, 1994)

La composición química de los lixiviados depende de varios factores (El-Fadel *et al.*, 2002; Lufti, 2003), entre los que destacan los siguientes (Figura 7):

- Naturaleza del residuo: es el factor con una influencia más directa, ya que los contaminantes presentes en el lixiviado proceden de los residuos depositados
- Edad del vertedero: marca claramente la composición de los lixiviados
- Método de explotación del vertedero: grado de compactación, tipo de cubrición, recirculación del lixiviado, etc.
- Tratamiento previo del residuo
- Clima

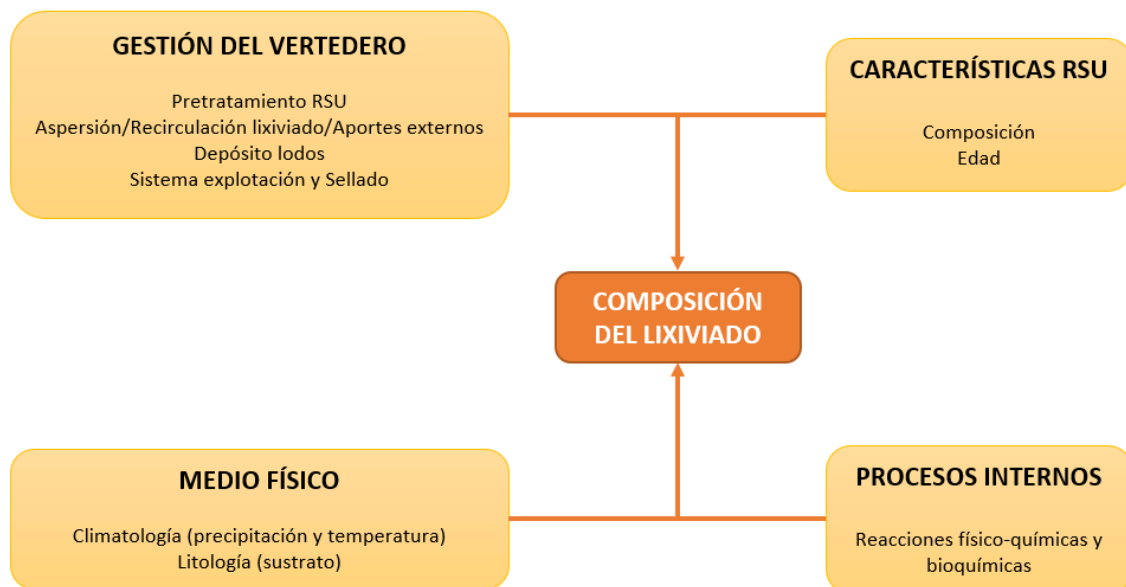


Figura 7.- Factores que intervienen en la composición del lixiviado
(adaptado de Vadillo, 1997; El-Fadel *et al.*, 2002)

La Figura 8 muestra la correlación entre las fases de formación del biogás y las características del lixiviado.

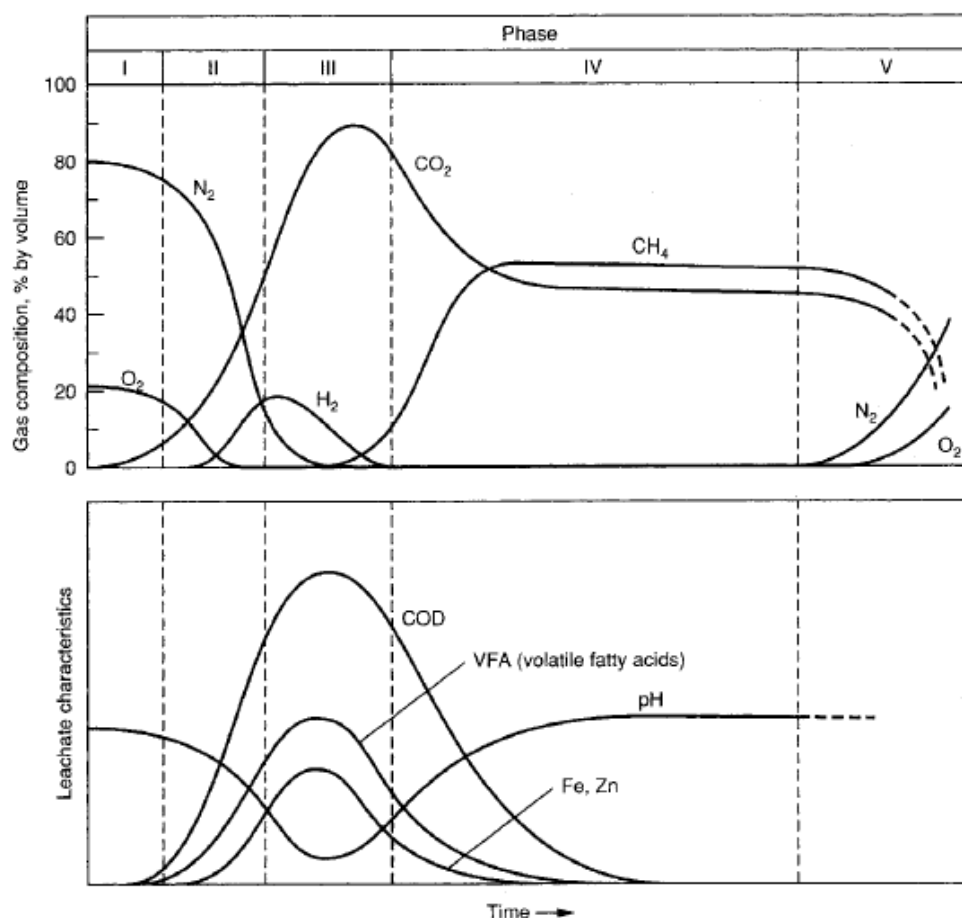


Figura 8.- Características del lixiviado según las fases de formación del biogás (Tchobanoglous y Kreith, 2002)

Por ejemplo, si se recoge una muestra de lixiviados durante la fase ácida de la descomposición (Fase III – Figura 7), el pH será bajo y las concentraciones de DBO_5 , COT, DQO, nutrientes y metales pesados serán altas. Por otro lado, si la muestra de lixiviados pertenece a la fase de fermentación del metano (Fase IV – Figura 7), el pH estará entre 6.5 y 7.5, y los valores de concentración de DBO_5 , COT, DQO y nutrientes serán significativamente más bajos. De igual forma, las concentraciones de metales pesados serán más bajas, al ser estos menos solubles para valores neutros de pH.

El pH del lixiviado dependerá no solo de la concentración de los ácidos presentes, sino también de la presión parcial del CO_2 en el biogás que está en contacto con el lixiviado (Tchobanoglous, 1994).

La biodegradabilidad del lixiviado varía con el tiempo. Se pueden supervisar los cambios en la biodegradabilidad del lixiviado mediante el control de la relación DBO_5/DQO (Kulikowska y Klimiuk, 2008). Inicialmente, dicha relación tiene un valor alrededor de 0.5 o más. Las relaciones que se encuentran entre 0.4 y 0.6 indican que la materia orgánica presente en los lixiviados es fácilmente

biodegradable. En vertederos maduros, la relación DBO_5/DQO suele tener un valor entre 0.05 y 0.2, debido a que el lixiviado contiene ácidos húmicos y fúlvicos, que no son fácilmente biodegradables.

En relación al volumen de lixiviado generado, la cantidad de lixiviado generado está directamente relacionada con la precipitación caída sobre el vertedero, que se infiltra a través de la masa de residuos. Una vez finaliza la vida útil del vertedero, se procede a su sellado y clausura. Al eliminarse prácticamente por completo las entradas de agua, la producción de lixiviados se reduce de forma significativa.

3.3.2.- Modelación de la producción de lixiviados

La modelación de la producción de lixiviados es un paso previo imprescindible en el diseño de cualquier vertedero de RSU. El vertedero es un espacio confinado en el que se puede hacer un balance hídrico de entradas y salidas. Este balance implica la suma de todas las cantidades de agua que entran en el vertedero y la sustracción de las cantidades de agua consumidas en las reacciones químicas, así como la cantidad que sale en forma de vapor de agua (Tchobanoglous *et al.* 1994).

Al establecer el balance hídrico del vertedero, se puede estimar la cantidad total de lixiviado que se producirá, y servirá de base para el diseño del sistema de drenaje y la impermeabilización, así como para el sellado. Además, el cálculo del balance de aguas permite comparar la efectividad de diferentes opciones de diseño. También es necesario para planificar el sistema de almacenamiento y tratamiento de lixiviados que se adoptará, o para la detección de fugas y/o almacenamientos no deseados.

El balance incluye el efecto de muchos parámetros hidrológicos. Una vez se produce la precipitación, ésta puede evaporarse, almacenarse en superficie en forma de nieve o hielo, o bien infiltrarse en el vertedero. En este último caso, puede almacenarse en el suelo o percolar atravesando la masa de residuos. Esta agua de infiltración puede ser captada y drenada lateralmente por el sistema de drenaje, almacenarse en el suelo o en la masa de residuos o generar lixiviados (que también serán recogidos por el sistema de drenaje) (Tchobanoglous y Kreith, 2002; Schroeder *et al.*, 1994).

3.3.2.1.- La ecuación de balance hídrico

Los dos principales métodos para el cálculo del balance son: el calculado de acuerdo a las ecuaciones de Thornthwaite y la aplicación del modelo HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance) (Schroeder *et al.*, 1994), aunque existe una modificación de amplio uso en la práctica propuesta por Tchobanoglous (1994). Frecuentemente, se adoptan variantes del primer método que incluyen

estimaciones poco precisas, como suponer que la infiltración es un valor constante igual al 10% de la lluvia útil, o que la capacidad de adsorción del residuo es de 0.025 m³ de agua por m³ de residuo (Castro, 2015).

Modelo Thornthwaite

Metodología ampliamente conocida desarrollada por Thornthwaite y Mather (1957). Fenn *et al.* (1975) plantean para la Environmental Protection Agency (EPA) una adaptación para estimar la producción de lixiviados en vertederos. En esta aproximación se establecen coeficientes de escorrentía específicos para vertederos y valores de almacenamientos de humedad para los residuos.

En síntesis, el agua de precipitación se acumula de forma continua en la masa de residuos durante años. Así, la producción de lixiviado en vertederos jóvenes es menor, existen caminos preferenciales y gran parte del drenaje se produce por estos caminos. En vertederos viejos, esos macroporos o caminos preferenciales están parcialmente o totalmente obstruidos. Por tanto, el agua probablemente percola a través del residuo hasta alcanzar su nueva capacidad de campo y fluye a través de la matriz. La descarga no muestra fuertes oscilaciones (Bengtsson *et al.*, 1994).

Metodología Tchobanoglous (1994)

Sintetiza los componentes del balance de agua para una unidad tridimensional del vertedero (célula de relleno o celda). Los componentes principales implicados en el balance son, por una parte, las entradas de agua (procedente de las cotas superiores a la celda o unidad considerada), la humedad de los residuos sólidos y la humedad del material de cubrición. Por otra parte, las salidas de agua integradas por el agua que sale del vertedero saturando el biogás y la que se drena como lixiviados.

El balance de agua de vertedero se obtiene sumando todas las entradas y restando el agua consumida por las reacciones químicas (o perdida como vapor de agua), teniendo en cuenta la variación de la capacidad de campo para un intervalo de tiempo determinado.

La Figura 9 presenta un esquema de definición para un balance hídrico en vertedero, considerando un volumen de control.

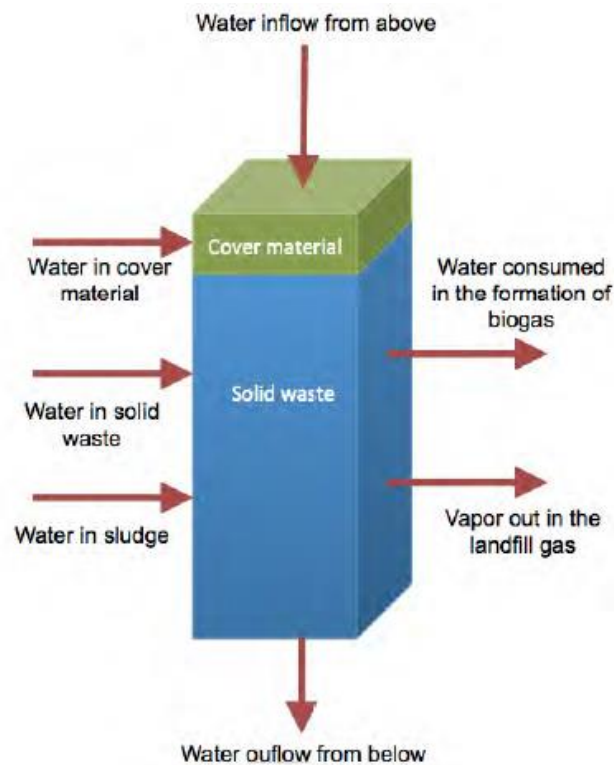


Figura 9.- Balance hídrico en volumen de control de vertedero de RSU
(Rodrigo-Illari y Rodrigo-Clavero, 2014)

Cada uno de los componentes considerados en la Figura 9 se describe a continuación.

- Agua filtrada superiormente. En el nivel superior del vertedero, el agua que entra desde arriba procede de la precipitación, que se filtra (descontando la evaporación) a través del material de cobertura. En los niveles inferiores, el agua que entra desde arriba procede del agua que se ha filtrado a través de los residuos sólidos situados sobre el nivel considerado. Una vez sellado el vertedero, se considerará nula la aportación de la precipitación a la masa de vertido.
- Agua aportada por los residuos. Aquí se considera la humedad de los residuos cuando son depositados en el vertedero. Este parámetro depende de la procedencia de los residuos y de su tratamiento anterior al vertido. Es necesario realizar ensayos de caracterización para establecer el valor de la humedad.
- Agua aportada por el material de cubrición. La cantidad de agua que entra con el material de cubrición dependerá del tipo y del origen del material.
- Agua perdida inferiormente. El agua que sale del primer nivel del vertedero se llama lixiviado. Como se ha expuesto anteriormente, el agua que filtra del resto de niveles procede del agua que entra desde el nivel superior al nivel considerado.

- Agua consumida en la formación de biogás. Se consume agua durante la degradación anaerobia de la fracción orgánica de los RSU. Este valor se puede estimar a partir de la ecuación estequiométrica que representa la descomposición de la materia orgánica.
- Agua perdida como vapor de agua. El biogás suele estar saturado de vapor de agua. La cantidad de vapor de agua que se genera en el vertedero se determina suponiendo que el biogás está saturado y aplicando la ley de los gases perfectos: $P_v \cdot V = n \cdot R \cdot T$
- Otras pérdidas y ganancias en agua. Habrá alguna pérdida de humedad por evaporación, o ganancia por precipitación, durante el vertido de los residuos. Las cantidades no son grandes y se pueden despreciar en el balance. No obstante, la decisión de incluir estas variables en el balance hidrológico dependerá de las condiciones climáticas locales.

Los términos que componen el balance de aguas pueden colocarse en forma de ecuación:

$$\Delta S_{RS} = W_{RS} + W_{MC} + W_P - W_B - W_{VA} - W_L \quad (25)$$

Donde:

ΔS_{RS} es la variación de la cantidad de agua almacenada en los RSU en el vertedero (kg/m^3)

W_{RS} es el agua (humedad) de los RSU depositados (kg/m^3)

W_{MC} es el agua (humedad) del material de cobertura (kg/m^3)

W_P representa el agua filtrada superiormente (en nivel superior, precipitación) (kg/m^3)

W_B representa el agua consumida en la formación de biogás (kg/m^3)

W_{VA} es el agua que sale junto con el biogás como vapor de agua (kg/m^3)

W_L representa el agua que sale inferiormente por cada nivel, siendo lixiviado si el nivel se encuentra directamente por encima de un sistema para la recogida de lixiviado (kg/m^3)

El agua del interior del vertedero que no se consume, y que no sale como vapor de agua, puede mantenerse en el interior de la masa de residuos o generar lixiviado. Los residuos y el material de cobertura son capaces de retener agua. La cantidad de agua que se puede retener, en contra de la gravedad, se denomina capacidad de campo (CC).

Por tanto, para determinar si se produce lixiviado, se compara la capacidad de campo del vertedero con la cantidad de agua presente. Si la capacidad de campo es menor que la cantidad de agua presente, se formará lixiviado.

HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance)

HELP (Hydrological Environmental Landfill Performance) es un modelo cuasi-bidimensional desarrollado por la EPA (Schroeder *et al.*, 1994), basado en los modelos HSSWDS (Perrier y Gibson, 1989; Schroeder y Gibson, 1982), CRAMS (Knisel, 1980) y SWRRB (Williams *et al.*, 1985). El carácter cuasi-bidimensional se debe a que combina un modelo unidimensional de flujo vertical con otro de drenaje horizontal/lateral, cuyos resultados se aúnan en las salidas de los sistemas de drenaje lateral. La mayoría de los modelos existentes que simulan el balance hídrico de un vertedero evalúan únicamente el flujo en una dimensión (flujo vertical a través de las distintas capas del vertedero) obviando el cálculo de flujos laterales.

Se trata de un modelo determinista y cuantitativo que permite estimar los distintos componentes del balance hidráulico que se produce en un vertedero, incluyendo el volumen de lixiviados producidos en un determinado periodo de tiempo, o el espesor saturado en las capas (Figura 10).

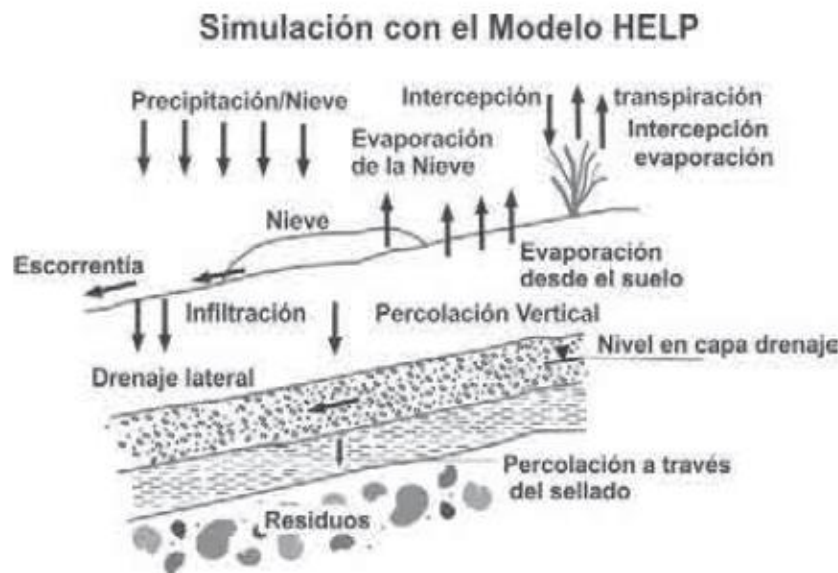


Figura 10.- Esquema resumen de los parámetros considerados en el modelo HELP (Schroeder, 1994)

Por lo tanto, los resultados proporcionados por el modelo permiten comparar la generación potencial de lixiviados de distintas alternativas de diseño, con el fin de poder seleccionar aquellos sistemas de drenaje o de recogida de lixiviados más apropiados. Además, la predicción de los volúmenes de lixiviados generados permite dimensionar adecuadamente la balsa de lixiviados. El grado de exactitud depende en gran medida de la variabilidad y nivel de incertidumbre de las características de los materiales existentes en el vertedero.

El modelo HELP no considera la distribución en el tiempo de las intensidades de precipitación, de forma que no puede esperarse que proporcione estimaciones precisas para eventos tormentosos individuales a partir de datos diarios de precipitación. No obstante, sí que pueden esperarse estimaciones razonables a largo plazo.

Uno de los problemas más habituales en este tipo de estudios es la falta de datos. Los datos de producción de lixiviados con periodicidad adecuada suelen ser difíciles de encontrar. Tampoco suelen estar disponibles otros datos del balance hídrico, como el contenido en humedad, la profundidad del lixiviado en el interior del vertedero, las tasas de percolación, conductividades hidráulicas... Todos estos datos son necesarios para verificar el balance de aguas.

A pesar de todo, en la actualidad HELP es el modelo más utilizado. De hecho, ha tenido tanta aceptación que se ha convertido en un requisito obligatorio para la obtención de permisos para la operación de vertederos en los Estados Unidos (Senent, 2012).

3.3.2.2.- La recirculación de lixiviados

Actualmente, los vertederos son la opción predominante en la eliminación de los residuos sólidos urbanos (Pacey *et al.*, 1999; Warith *et al.*, 2005; Omar y Rohani, 2015). Como se ha expuesto anteriormente, en el interior del vertedero tienen lugar procesos físicos, químicos y biológicos que promueven la degradación de la materia orgánica y, como resultado, generan lixiviados y biogás. Por tanto, el diseño y construcción de vertederos debe incluir elementos que permitan su control y extracción, para garantizar la no afeción al medio ambiente (Reinhart *et al.*, 2002).

Entre esas medidas de control, la legislación vigente obliga a establecer una barrera impermeable en el fondo del vertedero y a sellarlo una vez termina su vida útil. Se trata de mantener confinados los residuos limitando la entrada de agua, esencial en la degradación de la fracción orgánica (Reinhart y Al-Yousfi, 1996; Pacey *et al.*, 1999), y minimizando la producción de lixiviados y biogás.

Esta forma de operar los vertederos se denomina “*dry tomb*” (tumba seca). La idea es mantener los residuos secos para que no se descompongan. Sin embargo, no se puede limitar completamente la presencia de humedad, por lo que la degradación de la materia orgánica se realiza de forma muy lenta, pudiendo llegar a estar activo durante varias décadas (Wang *et al.*, 2012), y generando biogás incluso cien años después de su sellado (Méry y Bayer, 2005). De esta forma, pasaría mucho tiempo antes de que el vertedero alcanzase la estabilización.

Sin la existencia del contenido óptimo de humedad, los residuos permanecen contenidos en el vertedero con una descomposición muy limitada y prácticamente inalterados durante largos periodos

de tiempo, posiblemente superiores a la vida útil de las barreras (Reinhart *et al.*, 2002). Si se produce un fallo en los elementos de impermeabilización que permitiera la entrada de humedad, se activarían los procesos biológicos generando lixiviados y biogás, con el resultado de una potencial contaminación del medio ambiente (Reinhart y Al-Yousfi, 1996).

Así pues, otra consecuencia que se deriva es la necesidad de establecer largos periodos de mantenimiento postclausura, en los que se debe controlar las emisiones de los vertederos. Según el Real Decreto 1481, el periodo postclausura de un vertedero comprende 30 años tras el sellado de la instalación.

Sin embargo, la tasa de biodegradación de los RSU de un vertedero puede ser estimulada, mejorada y controlada. Como el contenido en humedad es uno de los parámetros más influyentes en la generación de biogás, esta producción se puede incrementar mediante la recirculación de lixiviados procedentes de la balsa. De esta forma, se acelerarían los procesos de degradación y la estabilización de los residuos, reduciendo por tanto los tiempos de actividad del vertedero. Este tipo de instalación se denomina “vertedero biorreactor”.

3.4.- El vertedero biorreactor

SWANA (Solid Waste Association of North America) definió el vertedero biorreactor como “un vertedero gestionado de forma que la descomposición y la estabilización de la fracción rápida y moderadamente biodegradable se produce en los 10 primeros años después 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 a lo que ocurre en un vertedero convencional” (Pacey *et al.*, 1999).

Las primeras experiencias de vertedero biorreactor tuvieron lugar en laboratorio en la década de los años 70 (Pohland, 1975; Pohland, 1980). Las primeras pruebas piloto a escala real se realizaron en los años 80 (Natale y Anderson, 1985; Pacey *et al.* 1987). Desde entonces, la gestión de estas instalaciones como vertedero biorreactor ha ido en aumento, encontrándose experiencias en Estado Unidos (más de 100 vertederos), Alemania, Reino Unido y Suecia (Reinhart *et al.*, 2002).

Mediante el vertedero biorreactor se busca el control total de los procesos que ocurren en el interior del vertedero a través de la recirculación de los lixiviados principalmente, pero también mediante la adición de lodos, nutrientes y el control de la temperatura interior (Warith *et al.*, 2005)

En general, se pueden encontrar tres tipos de vertederos biorreactores: anaerobios (los más comunes), aerobios y semi-aerobios (Figura 11).

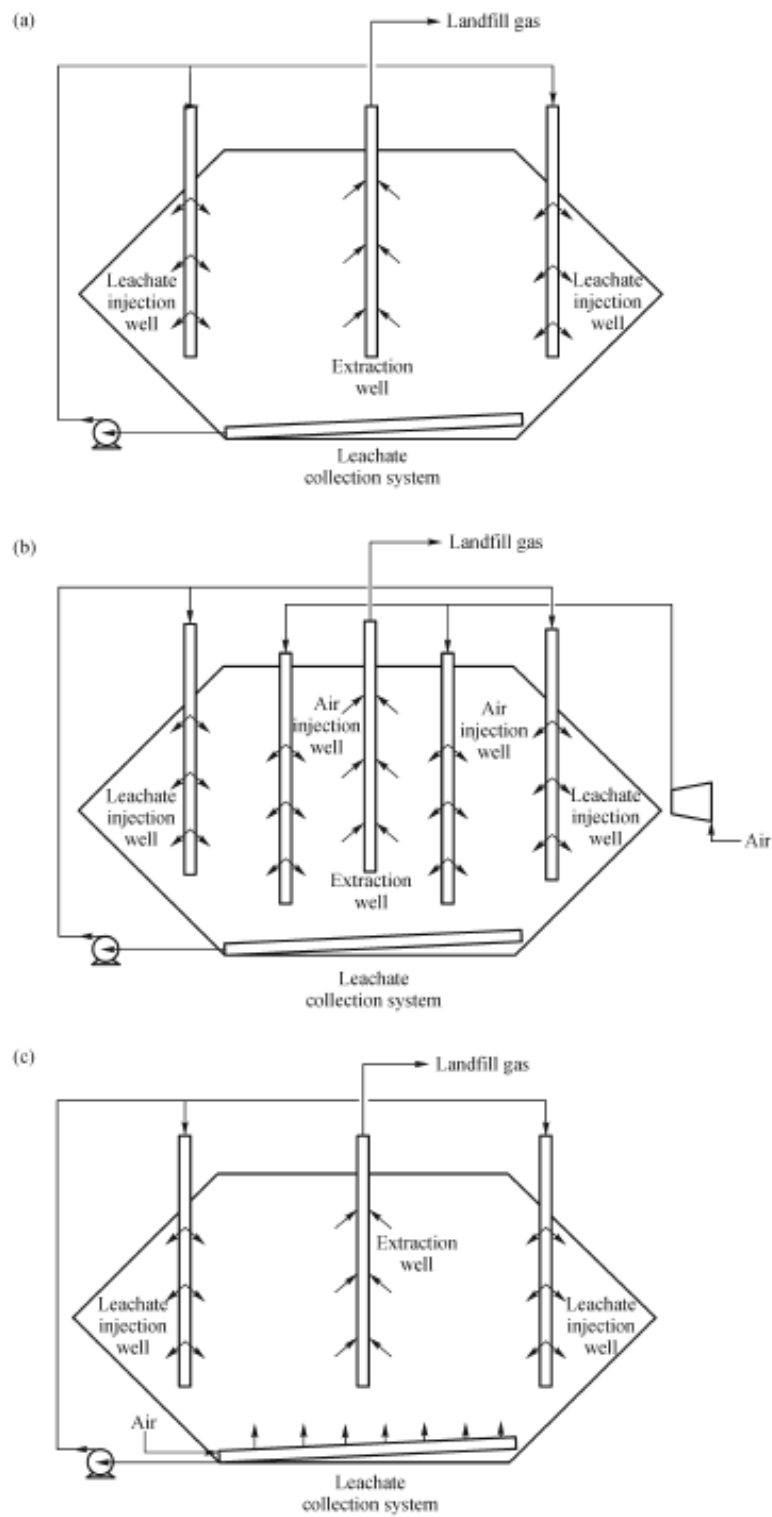
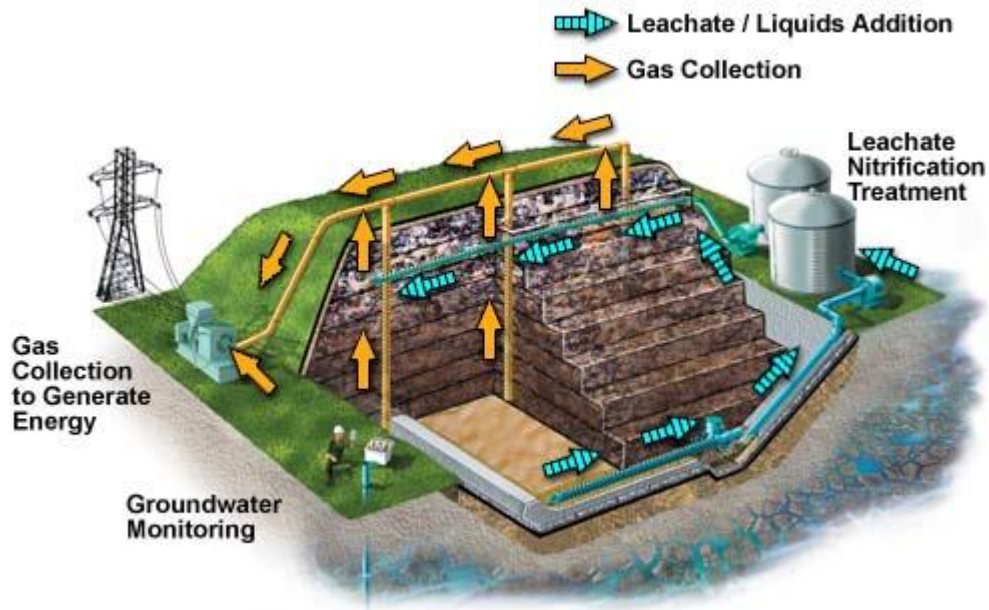


Figura 11.- Tipos de vertedero biorreactor

a) Anaerobio, b) Aerobio, c) Semi-aerobio – Todos ellos con recirculación de lixiviados
(Omar y Rohani, 2015)

La Figura 12 muestran dos esquemas de vertedero biorreactor anaerobio, según sea horizontal o vertical la recirculación de lixiviados. La Figura 13 presenta un esquema de un vertedero híbrido, que podría funcionar como aerobio o anaerobio en función de las necesidades de la instalación.



a)



b)

Figura 12.- Vertedero biorreactor anaerobio
a) Con recirculación horizontal, b) Con recirculación vertical
(Waste Management)

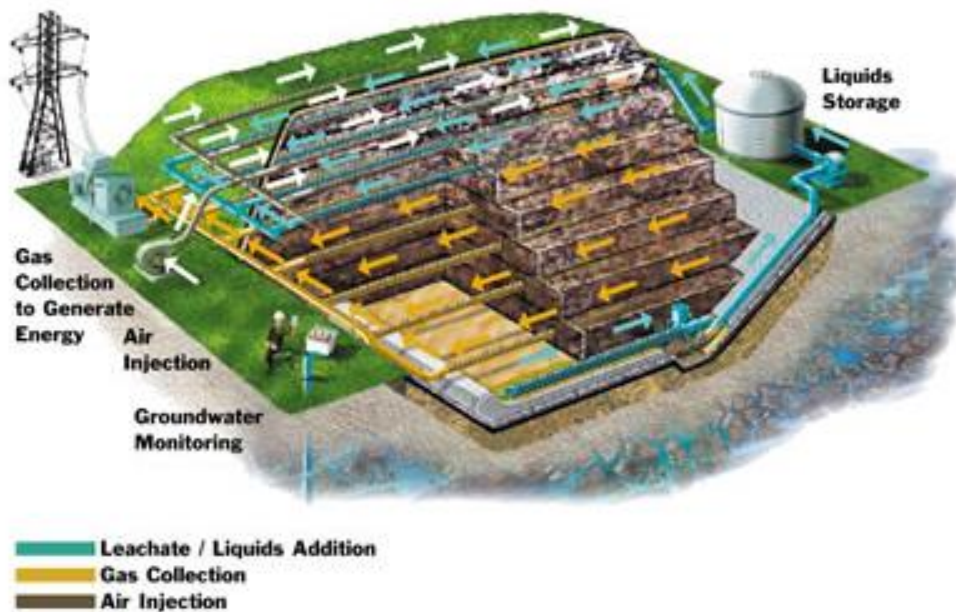


Figura 13.- Vertedero biorreactor híbrido
(Waste Management)

Actualmente el porcentaje de vertederos que funcionan realmente como biorreactores es pequeño, 5-10%, aunque las operaciones de recirculación de lixiviados van en aumento. Las principales causas de la escasa adopción de esta gestión son los siguientes (Reinhart *et al.*, 2002):

- Percepción de que la tecnología empleada no está suficientemente desarrollada
- Costes de implantación, superiores a los de un vertedero convencional
- Impedimentos técnicos en vertederos ya en operación
- Impedimentos legales, ya que la legislación actual no contempla este tipo de gestión.

Beneficios del vertedero biorreactor

La recirculación de lixiviados en la masa de residuos es el principal componente de un vertedero biorreactor. Un gran número de investigaciones se han llevado a cabo para demostrar la estabilización de los residuos mediante dicha recirculación (Pohland, 1975, 1980; Lecki *et al.*, 1979; Buivid *et al.*, 1981; Pohland y Harper, 1986; Mata-Álvarez y Martínez- Viturtia, 1986; Barlaz *et al.* 1989). La efectividad de la recirculación de lixiviados ha sido documentada tanto en experimentos de laboratorio como en plantas piloto (Sanphoti *et al.*, 2005).

Anteriormente se ha expuesto la importancia de la existencia de humedad en la biodegradación de los residuos y, por tanto, en la formación de biogás. Un incremento en el contenido de humedad del

vertedero mejora la degradación anaerobia facilitando la redistribución de los nutrientes en la masa de residuos y propagando los microorganismos (Barlaz *et al.*, 1989; Christensen *et al.* 1996; El-Fadel *et al.*, 1997; Warith *et al.*, 2005).

Los beneficios del vertedero biorreactor frente al vertedero convencional han sido descritos por numerosos autores (Pacey *et al.*, 1999; Reinhart *et al.*, 1995 y 2002; Augey, 2005; Warith *et al.*, 2005; Omar y Rohani, 2015).

A continuación se exponen las principales ventajas de los vertederos biorreactores anaerobios.

Aceleración de la degradación de los residuos

La inyección controlada de lixiviados permite alcanzar el contenido en humedad óptimo que permite establecer las condiciones favorables para la degradación de la materia orgánica. Esto se debe a que las bacterias metanogénicas necesitan una humedad entre el 45 y el 65% (Pacey *et al.*, 1999). En un vertedero convencional, los residuos presentan una humedad menor (están más secos) y la actividad bacteriana se reduce.

Al ser más rápida la descomposición de los residuos en un vertedero biorreactor, se alcanzan antes las condiciones de estabilización.

Reducción del tiempo postclausura

El largo periodo de mantenimiento postclausura establecido por la legislación se debe a que es necesario controlar la producción de biogás, diferida en el tiempo a causa de las condiciones de degradación que tienen lugar en los vertederos convencionales.

La recirculación de lixiviados aumenta la degradación de los residuos, dando lugar a un incremento en la producción de biogás durante la fase de operación. Una vez sellado, si se sigue gestionando el vertedero como biorreactor, el tiempo de mantenimiento puede reducirse considerablemente (Figura 14).

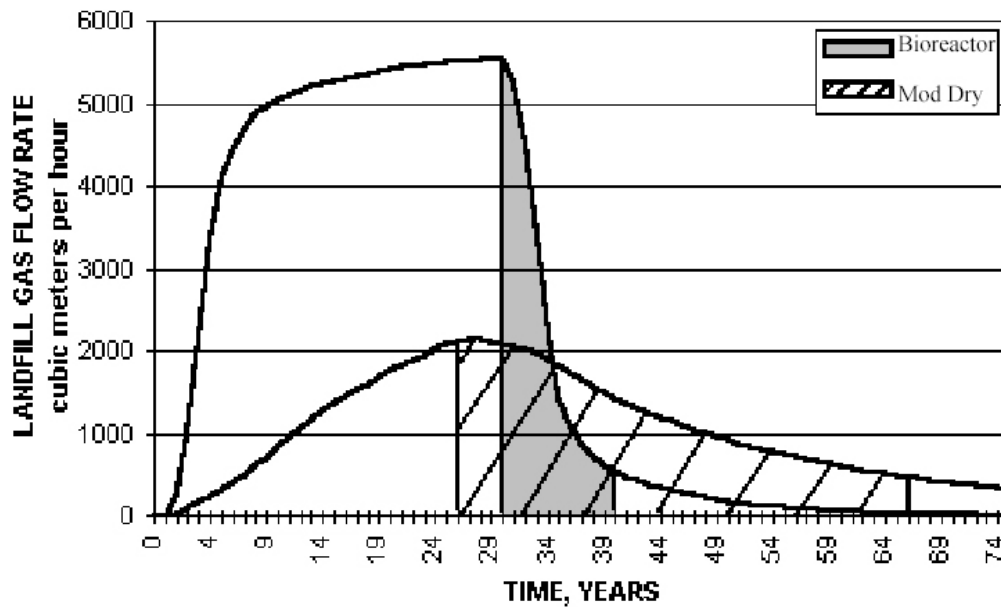


Figura 14.- Simulación de la producción de biogás en vertedero convencional y biorreactor (Augey, 2005, citando a Pacey, 1999)

Incremento de los asientos

La degradación de los residuos da lugar a asentamientos en los vertederos, cuya formación se acelera en aquellos que funcionan como biorreactores. Esto da lugar a un mejor control de la topografía, ya que dichos asientos tendrían lugar igualmente, pero mucho más distanciados en el tiempo. En un vertedero biorreactor, la recirculación de los lixiviados favorece la compresión uniforme de los residuos y unos asientos más extensos, proporcionando un espacio extra de vertido (Augey, 2005)

La Figura 15 muestra una simulación de los asientos que se producirían en vertederos en el tiempo en función de la humedad de los residuos.

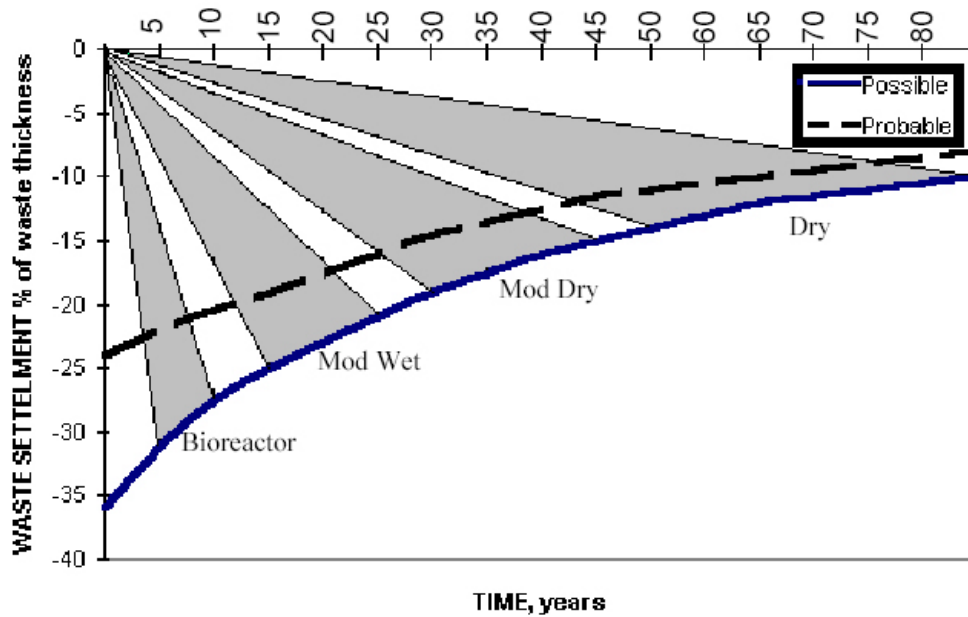


Figura 15.- Evolución de los asentamientos según el tipo de vertedero (Augey, 2005, citando a Pacey, 1999)

Reducción de coste en el tratamiento de los lixiviados

En un vertedero convencional, los lixiviados generados deben tratarse en plantas depuradoras antes de ser vertidos a cauce. Debido a la naturaleza del lixiviado, las plantas de tratamiento deben estar preparadas para soportar la gran carga orgánica y la alta presencia de otras sustancias contaminantes. Esto influye en el coste de tratamiento, siendo éste una de las mayores cargas económicas en la gestión de los vertederos.

Al volver a inyectar los lixiviados en el vertedero, estos costes se reducen, siendo prácticamente nulos.

Además la eliminación de la materia orgánica durante la fase de metanogénesis ocasiona la reducción de COT, DQO y DBO₅ en el lixiviado durante las sucesivas recirculaciones, hasta alcanzar valores muy bajos cuando se estabiliza el vertedero. Este último lixiviado ya se podría tratar en una depuradora de aguas residuales, a un coste mucho menor que si se tratara de lixiviado sin recircular. Esta estabilización puede darse entre los 3 y los 10 años posteriores a la clausura (Pacey *et al.*, 1999).

Esta reducción de carga orgánica en el lixiviado, así como una reducción en la concentración de metales pesados, ha sido observada en el biorreactor de Sandtown (Augey, 2005, citando a Morris *et al.*, 2002).

Otras ventajas en la composición de lixiviados que se derivan de la recirculación incluyen la transformación de ciertos compuestos orgánicos más resistentes (dehalogenación, etc.), el secuestro de

compuestos inorgánicos (precipitación, etc.) y la eliminación de contaminantes por procesos de filtración captura sorción, etc. (Pohland, 1995).

Valorización energética potencial del biogás

La producción de biogás en un vertedero biorreactor se encuentra concentrada en menos años que en un vertedero convencional. Además, es más estable y el biogás presenta un mayor porcentaje de metano. Todo esto hace que se pueda considerar la valorización energética del biogás generado de manera más aprovechable que en una instalación convencional (Figura 16).

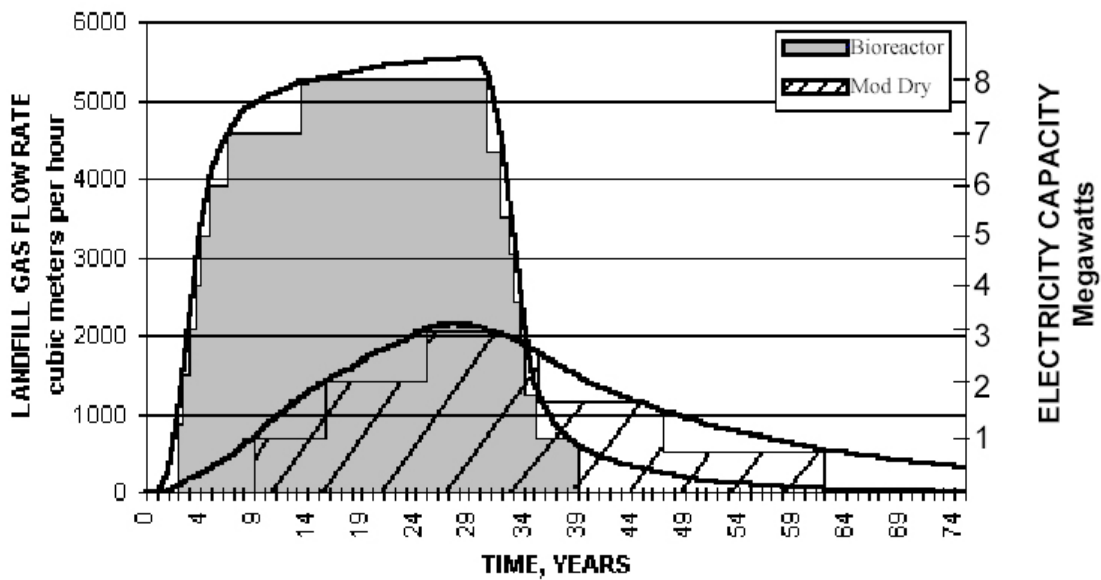


Figura 16.- Energía potencial del biogás según el tipo de vertedero (Augey, 2005, citando a Pacey, 1999)

Junto con la reducción del coste de tratamiento de lixiviados y el menor tiempo de mantenimiento postclausura, el biorreactor puede convertirse en una fuente de ingresos.

También se reducen las emisiones de gases efecto invernadero, al haber un mayor control en la captación y extracción de biogás (Pacey et al., 1999).

Efectos negativos de la recirculación de lixiviados

Incremento en la concentración de sales

Las sales no se ven afectadas por la metanogénesis y son fácilmente solubles. Por tanto, su concentración aumentará con las sucesivas recirculaciones. Es necesario tenerlo en cuenta porque a determinadas concentraciones de sales la metanogénesis puede llegar a inhibirse (Augey, 2005).

Incremento de la concentración de amoníaco

En la fase de metanogénesis se genera amoníaco, que es soluble en un ambiente húmedo. Con las repetidas recirculaciones se puede observar un incremento en la concentración, pudiendo llegar a inhibir la metanogénesis. Puede ser necesario un control regular de la medida de amoníaco en el lixiviado (Omar y Rohani, 2015)

Otros

- Posible incremento de olores
- Formación de sulfuro de hidrógeno
- Es necesario realizar un control de la estabilidad de los taludes y no saturar nunca la masa de residuos al recircular

4.- BIOLEACH: modelo de gestión y de evaluación conjunta de la producción de biogás y lixiviados en vertederos de RSU

4.1.- Introducción y objetivos

Como hemos dejado de manifiesto anteriormente, el biorreactor se plantea como una infraestructura medioambientalmente sostenible que garantiza la adecuada gestión de los RSU maximizando la producción de biogás en el menor tiempo posible con la ventaja añadida de minimizar el volumen de lixiviados a gestionar en instalaciones externas al propio vertedero.

En la investigación realizada y presentada en el estado del arte, no se han identificado modelos matemáticos de libre distribución que permitan la modelación el comportamiento de un biorreactor. De hecho, el % de vertederos que se gestionan como vertederos biorreactores es ínfimo en comparación con el número de vertederos de RSU existentes.

Uno de los objetivos principales del presente TFM es elaborar un modelo matemático de gestión de un vertedero de RSU como biorreactor. Dicho modelo matemático servirá de apoyo para la toma de decisiones de forma que debe ser capaz de responder a las necesidades en la gestión real del vertedor, abordando para un vertedero de RSU concreto, sometido a unas determinadas condiciones meteorológicas, que recibe una cantidad conocida de RSU previamente caracterizados y que dispone de una balsa de almacenamiento de lixiviados de una determinada capacidad, aspectos tales como:

- ¿Cuál es la producción de lixiviados esperable cada mes?
- ¿Cuál es la producción mensual real de biogás?
- ¿Cómo puede maximizarse la producción de biogás utilizando óptimamente 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?

Dada la relevancia de las cuestiones anteriores, tanto desde el punto de vista medioambiental como desde el punto de vista económico (recordemos que el coste de gestión externa de lixiviados es uno de los aspectos fundamentales a considerar en la gestión del vertedero), tener a disposición un modelo de gestión que informe acerca de las reglas de operación óptimas resulta de capital importancia para cumplir los objetivos planteados por la legislación vigente en materia de protección medioambiental.

4.2.- Modelo conceptual

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.

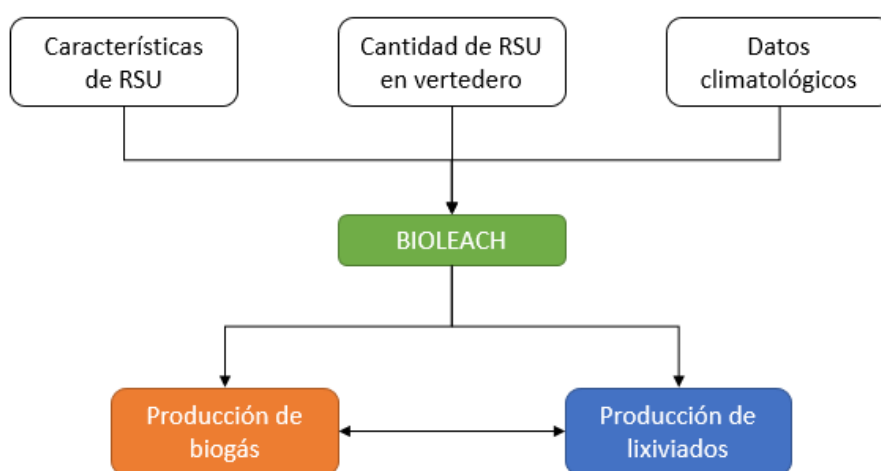


Figura 17.- Modelo conceptual de BIOLEACH

Una de las características principales de BIOLEACH es la posibilidad de analizar el comportamiento del vertedero como biorreactor. La Figura 17 muestra el esquema conceptual del vertedero biorreactor, implementado en BIOLEACH. El módulo de cálculo compara la producción mensual de biogás ocurrida con la máxima cantidad de biogás que es posible obtener para la tipología de residuos depositados en el vaso, determinando cuál es el volumen de lixiviado a recircular desde la balsa de almacenamiento, cuál es la(s) posición(es) óptima(s) del interior del vaso de vertido en las que es más conveniente realizar tal recirculación, llevando en todo momento un control del volumen de lixiviados almacenado en la balsa.

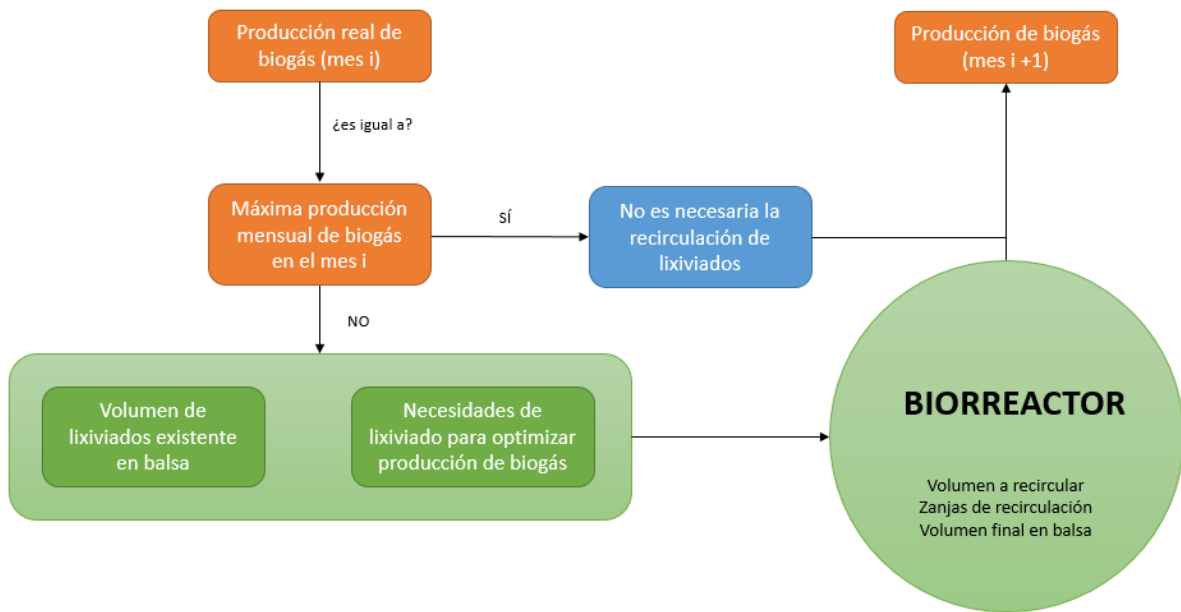


Figura.18- Esquema conceptual del vertedero biorreactor

La Figura 18 muestra el modelo conceptual en el cual se fundamenta BIOLEACH. El usuario debe disponer a escala mensual de datos relacionados con la cantidad y tipología de los residuos gestionados en el vertedero, así como datos procedentes de la estación climatológica local (precipitación y evaporación).

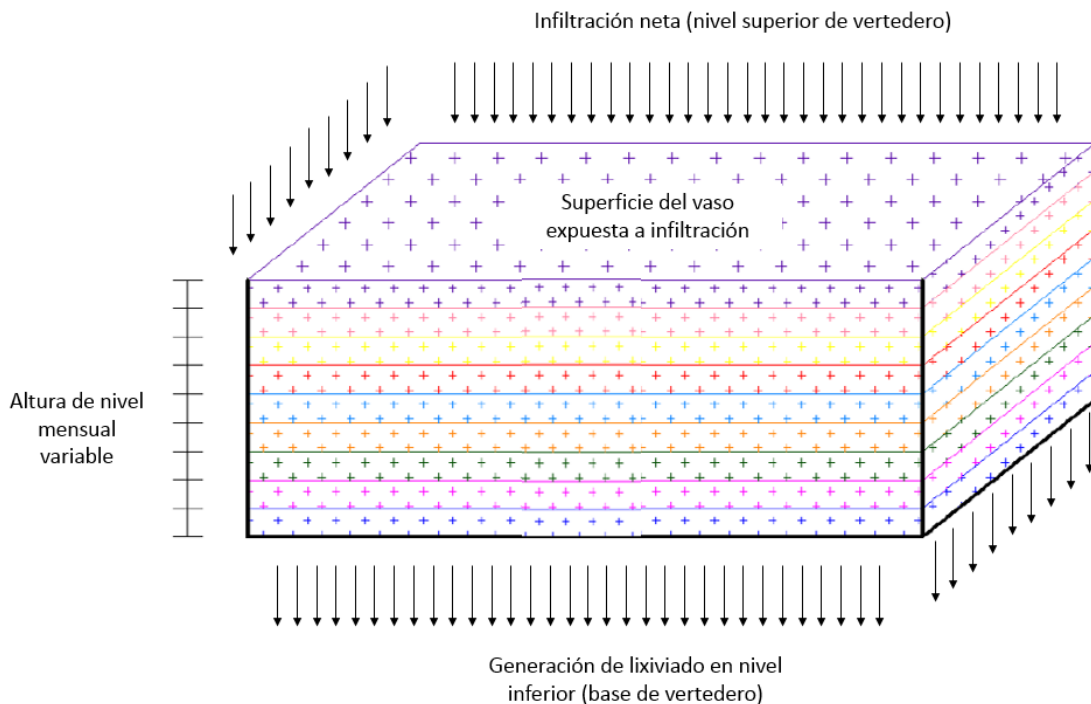


Figura 19.- Discretización espacial del vertedero biorreactor

El vertedero se considera configurado mediante una serie de niveles horizontales de potencia variable (Figura 19). La infiltración actúa exclusivamente sobre el nivel superior y se consideran lixiviados a la totalidad de los fluidos drenados por el nivel inferior más profundo.

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

El módulo de cálculo implementado en BIOLEACH permite la evaluación mensual del volumen de biogás y lixiviado generado por el vertedero las condiciones meteorológicas locales. Dicho módulo de cálculo se fundamenta en la adaptación de la ecuación de balance hídrico en cada nivel del vertedero.

La Figura 20 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 BIOLEACH 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 BIOLEACH.

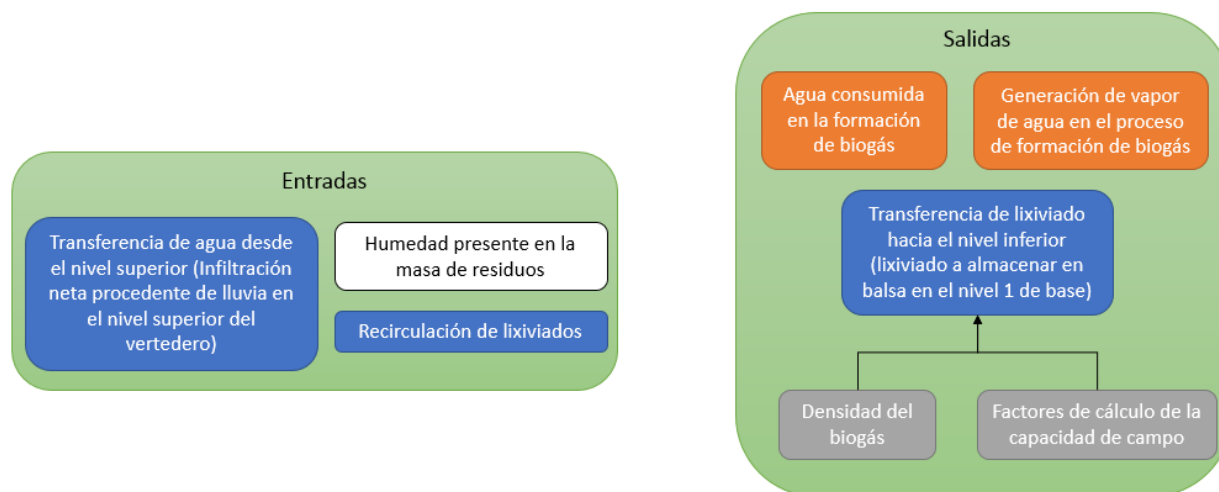


Figura 20.- Términos de la ecuación de balance hídrico

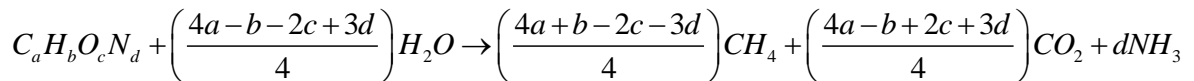
Se consideran entradas en cada nivel:

- La transferencia de agua desde el nivel inmediatamente superior. En el caso del nivel topográficamente más elevado este término se corresponde con la infiltración eficaz (evaluada como la diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración).

- La 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 valorización energética (por ejemplo, compostaje).
- El volumen de lixiviados que provengan de la balsa de almacenamiento por recirculación (en el caso en que se realice una 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:

- El agua consumida en el proceso de formación de biogás, que es evaluada por BIOLEACH a través de la siguiente ecuación estequiométrica de descomposición completa de la materia orgánica en fase anaerobia (Tchobanoglous *et al.*, 1994):



Donde a, b, c, d son cuatro coeficientes que se calibran en función de las proporciones molares que se obtienen a partir del análisis elemental de las distintas fracciones que componen el RSU.

- La generación de vapor de agua en el proceso de formación de biogás, evaluada a partir de la ecuación de los gases ideales:

$$pV = nRT \quad (26)$$

- La 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).

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/m³)
- Capacidad de campo (CC) de los RSU, evaluada según la expresión siguiente (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Savage *et al.*, 1998):

$$CC = A - B \cdot \left(\frac{W}{C + W} \right) \quad (27)$$

Donde A, B y C son tres coeficientes a calibrar y W es el peso (kg) del nivel considerado.

4.2.2.- Cálculo de la máxima producción mensual de biogás

Como hemos comentado anteriormente, BIOLEACH realiza una comparación entre el volumen de biogás generado por el vertedero en las condiciones de operación y el volumen de biogás que se generaría en condiciones óptimas de humedad en la masa de residuos a escala mensual.

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 la fracción rápidamente biodegradable (RRB) como la fracción lentamente biodegradable (RLB).
- Masa total de RSU (kg) depositados en el vertedero en el mes i, a partir de la cual se determinará la superficie sometida a infiltración neta considerando un espesor de residuos fijado por el usuario.

La Figura 21 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

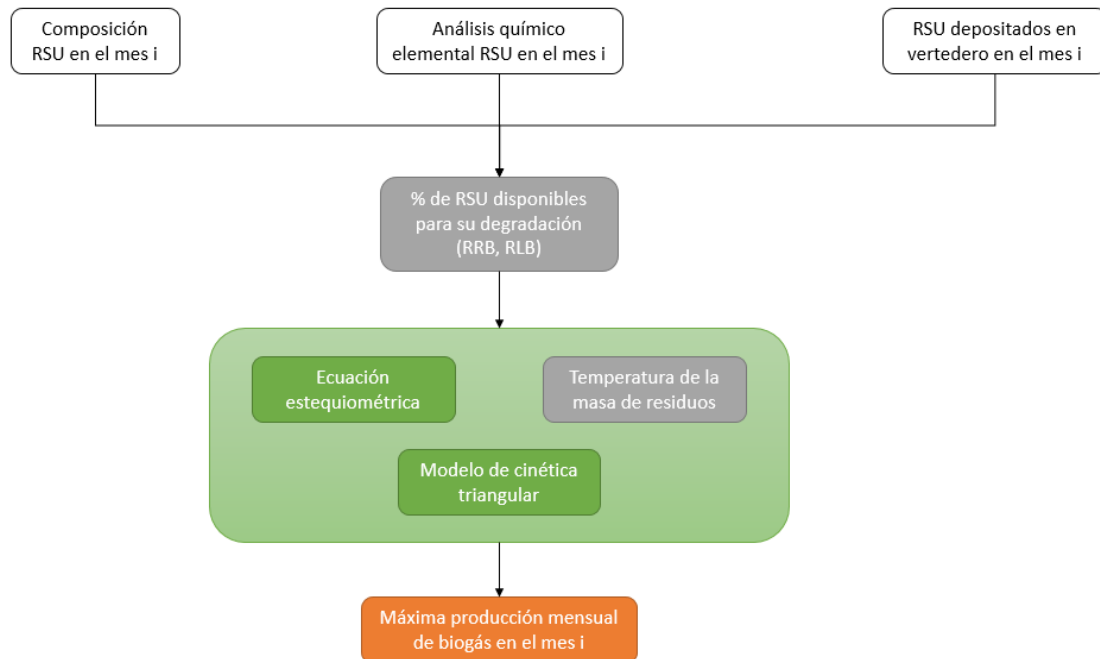


Figura 21.- Diagrama de flujo para el cálculo de la máxima producción mensual de biogás en cada nivel

De acuerdo con la bibliografía consultada, 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. Este valor debe ser calibrado por el usuario, y habitualmente oscila entre un 75% para los RRB y un 50% para los RLB.

Además, BIOLEACH requiere de la calibración de la temperatura de la masa de residuos que se considera constante en todo el proceso y en todo el volumen de vertedero.

Al margen del proceso de descomposición total de la materia orgánica en fase anaerobia descrito por la ecuación estequiométrica presentada anteriormente, BIOLEACH requiere de la consideración de un modelo de cinética de la reacción 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 tiempo.

El modelo de cinética de reacción implementado en BIOLEACH es el modelo de descomposición triangular, que tiene las siguientes características:

- Para la fracción RRB:
 - 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.

- Para la fracción RLB:
 - 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.

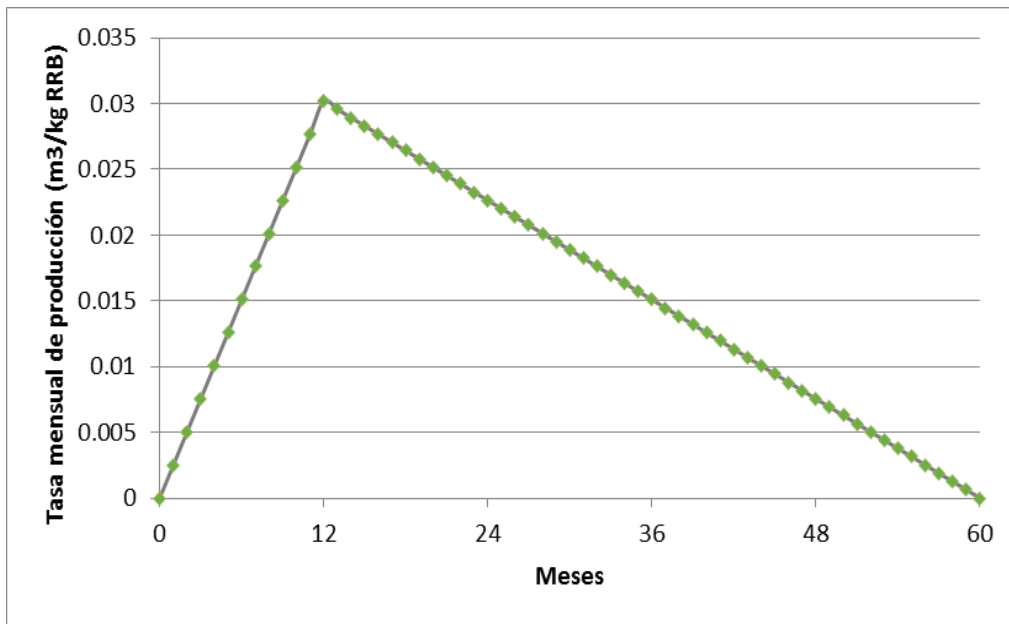


Figura 22.- Tasa mensual de producción de biogás por kg de RRB. Modelo de cinética triangular

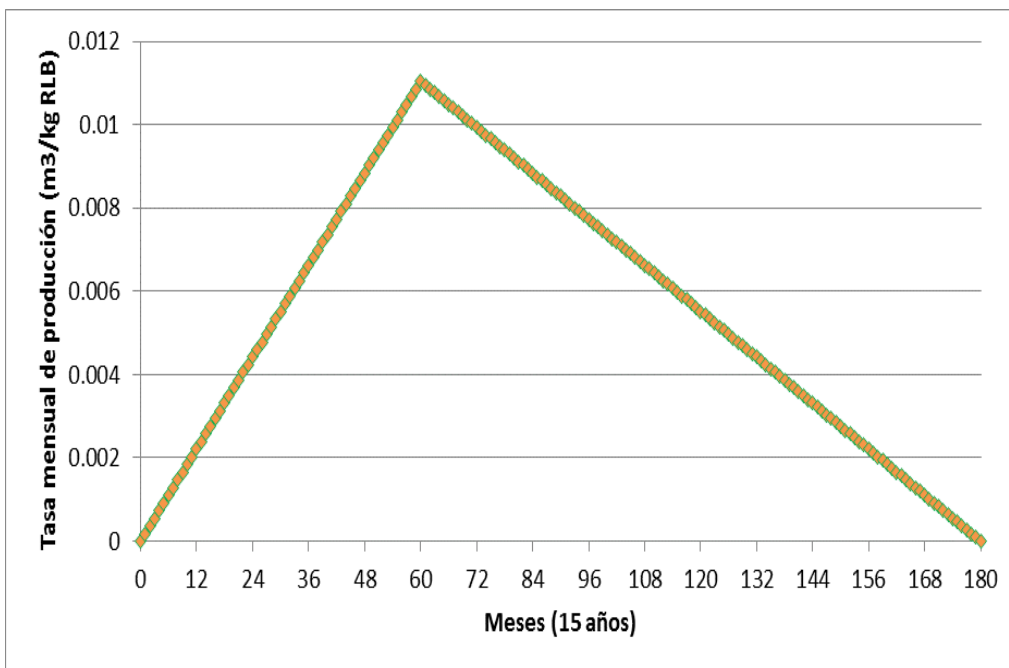


Figura 23.- Tasa mensual de producción de biogás por kg de RLB. Modelo de cinética triangular

La máxima producción mensual de biogás en un determinado mes se obtiene, por tanto, como convolución de todas las producciones de las fracciones RRB y RLB depositadas en cada uno de los niveles, desde la puesta en funcionamiento del vertedero hasta la fecha de cálculo (Figura 24).

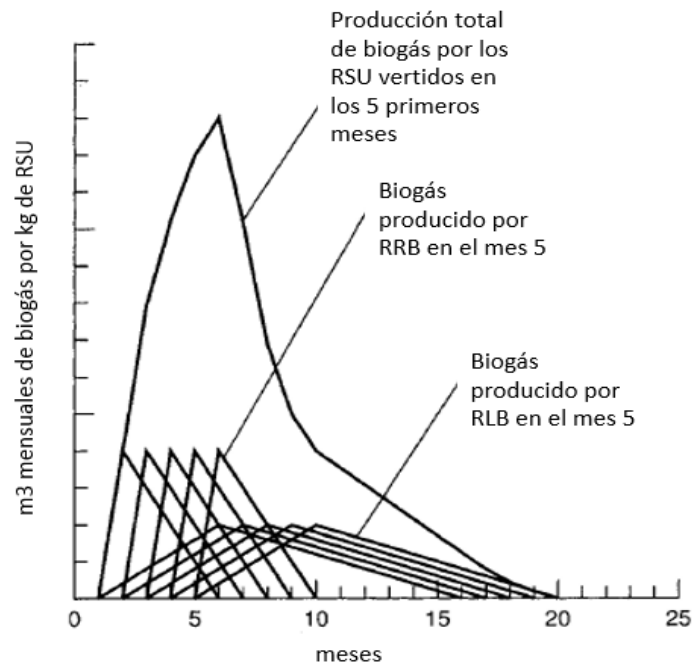


Figura 24.- Producción máxima de biogás según el modelo de cinética triangular (adaptado de Tchobanoglous et al., 1994)

4.2.3.- Modelo conceptual del biorreactor implementado en BIOLEACH

Una vez que se ha calculado la máxima producción mensual de biogás a partir de la totalidad de datos disponibles, 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 máxima.

El modelo conceptual implementado en BIOLEACH considera que las desviaciones en la producción de biogás respecto de la producción máxima se deben a la ausencia de condiciones óptimas de humedad en la masa de residuos, tal cual queda de manifiesto en multitud de estudios cuyas referencias se incluyen en el capítulo 3 del presente documento.

BIOLEACH ha sido diseñado como modelo de gestión mensual para dotar al usuario de información suficiente de forma que le permita tomar decisiones acerca de los volúmenes de lixiviado, procedentes de la balsa de almacenamiento, que conviene reintroducir en la masa de residuos, así como la posición en el interior del vertedero biorreactor en la cual es más conveniente realizar tal recirculación.

La Figura 25 muestra el diagrama de flujo del proceso de cálculo implementado en BIOLEACH.

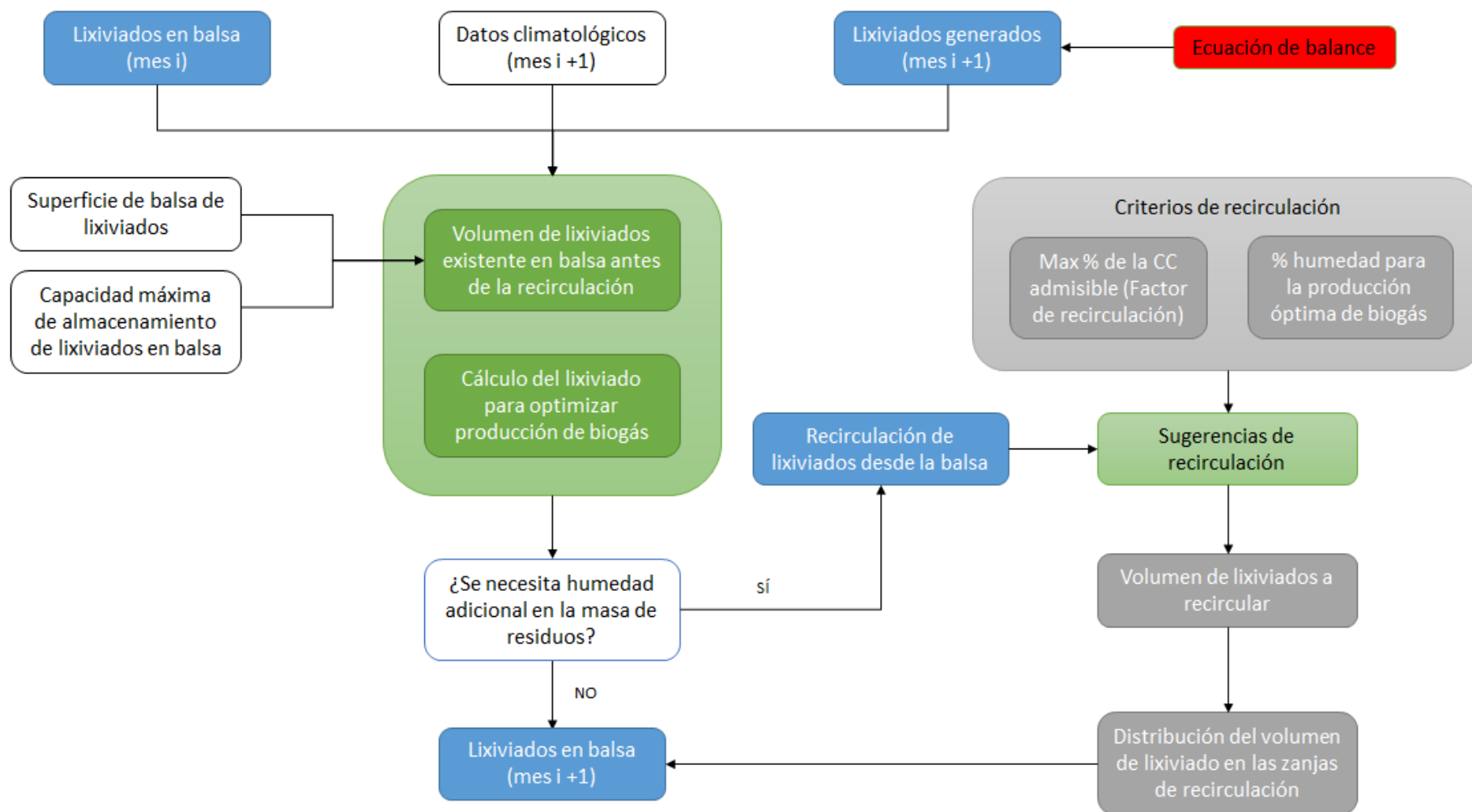


Figura 25.- Diagrama de flujo del modelo de biorreactor implementado en BIOLEACH

Como se ha comentado anteriormente, el modelo de biorreactor se fundamenta en la ecuación de balance hídrico. BIOLEACH 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 dato de entrada la superficie de la balsa de lixiviados y su máxima capacidad de almacenamiento, así como los datos climatológicos mensuales (precipitación y evaporación). 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.

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 en 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 pueden ser modificados durante el proceso de modelación:

- Criterio 1: verificar que existe un % de humedad que garantice la producción óptima de biogás.
- Criterio 2: verificar que se alcanza un % de humedad correspondiente a una fracción de la capacidad de campo de los RSU.

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

Respecto del criterio 1, y a título orientativo, podemos considerar que, de acuerdo con la información recabada en el estado del arte, el proceso de producción de biogás se realiza cuando la humedad está en el rango entre el 40 y 65%. Valores inferiores de humedad inhiben el proceso de degradación bacteriana de la materia orgánica, mientras que valores superiores pueden comprometer la estabilidad de la masa de residuos al margen de inhibir asimismo el proceso de formación de biogás.

El criterio 2 está considerado en BIOLEACH de forma que se asegure la existencia de un nivel de humedad suficiente en la masa de residuos lejos de las condiciones de saturación.

De esta forma, BIOLEACH sugiere al operador la realización o no de acciones de recirculación de lixiviados localizadas en distintos niveles del vertedero biorreactor. BIOLEACH 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 postclausura).

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 realizada por el operador, quien puede controlar manualmente tanto el volumen de lixiviado realmente recirculado como la(s) zanja(s) de infiltración hacia las 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.- Modelo numérico

BIOLEACH ha sido programado en Microsoft Excel en dos módulos independientes:

- Módulo de cálculo de la máxima producción de biogás
- Módulo de gestión del vertedero biorreactor

4.3.1.- Módulo de cálculo de la máxima producción de biogás

El modelo de gestión del vertedero biorreactor debe comenzar con la ejecución del módulo de cálculo de la máxima producción de biogás. Para su ejecución es necesario conocer en cada mes la composición porcentual de las distintas fracciones presentes en los RSU, su análisis químico elemental así como la cantidad de RSU depositados mensualmente en el vaso de vertido.

La Figura 26 muestra un ejemplo de pantalla de introducción de composición de RSU.

La Figura 27 muestra un ejemplo de introducción de datos procedentes del análisis elemental tanto de la fracción RRB (3 tipologías) como de la fracción RLB (5 tipologías).

La Figura 28 muestra un ejemplo de pantalla de introducción de entradas mensuales de RSU en el vertedero. Actualmente BIOLEACH está programado para vertederos de hasta 20 años de vida útil.

Composición de los RSU			
MUESTRA INICIAL (100 kg)			
Componente	% peso húmedo	Humedad (%)	Peso seco (kg)
Restos comida	24.4	50.0	12.2
Papel – cartón	13.8	5.0	13.1
Residuos jardín	10.0	30.0	7.0
Madera	5.9	20.0	4.7
Textiles	8.7	8.0	8.0
Goma	0.0	2.0	0.0
Cuero	0.0	8.0	0.0
Plásticos	17.7	2.0	17.3
Vidrio	6.2	0.0	6.2
Metales férricos	0.9	0.0	0.9
No férricos	0.6	0.0	0.6
Otros	11.8	2.0	11.6
TOTAL	100.0	18.36	81.6

Figura 26.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de datos de composición de RSU

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	24.4	12.20	5.86	0.78	4.59	0.32	0.05	0.61
Papel – cartón	13.8	13.11	5.70	0.79	5.77	0.04	0.03	0.79
Res. jardín (60%)	6	4.20	2.01	0.25	1.60	0.14	0.01	0.19
TOTAL	44.2	29.51	13.57	1.82	11.95	0.50	0.09	1.59

RLB	Peso húmedo (kg)	Peso seco (kg)	C	H	O	N	S	Cenizas
Res. jardín (40%)	4	2.80	1.34	0.17	1.06	0.10	0.01	0.13
Madera	5.9	4.72	2.34	0.28	2.02	0.01	0.00	0.07
Textiles	8.7	8.00	4.40	0.53	2.50	0.37	0.01	0.20
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	18.6	15.52	8.08	0.98	5.58	0.47	0.03	0.40

Composición molar (sin cenizas)					
	C	H	O	N	S
g/mol	12	1	16	14	32
Moles totales					
RRB	1.1296	1.8014	0.7470	0.0356	0.0027
RLB	0.6725	0.9698	0.3485	0.0337	0.0008

Figura 27.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de datos de análisis químico elemental de RSU

	Entradas mensuales (kg)												TOTAL (t/año)
	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	
Año 1	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	8333333.3	100000
Año 2	8400000	8400000	8400000	8400000	8400000	8400000	8400000	8400000	8400000	8400000	8400000	8400000	100800
Año 3	8467200	8467200	8467200	8467200	8467200	8467200	8467200	8467200	8467200	8467200	8467200	8467200	101606
Año 4	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	8534937.6	102419
Año 5	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	8603217.1	103239
Año 6	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	8672042.8	104065
Año 7	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	8741419.2	104897
Año 8	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	8811350.5	105736
Año 9	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	8881841.3	106582
Año 10	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	8952896.1	107435
Año 11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Año 20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Figura 28.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de datos mensuales de RSU depositados en vertedero

BIOLEACH proporciona la posibilidad de que el usuario especifique el tanto por ciento de residuos realmente disponibles para su degradación. La Figura 29 muestra la pantalla de introducción de dicha información correspondiente a los RRB y RLB por separado.

% de RRB disponibles para degradación	75.00%
% de RLB disponibles para degradación	50.00%

Figura 29.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de % de RSU disponibles para su degradación

BIOLEACH lleva implementada la ecuación estequiométrica de Tchobanoglous *et al.* (1994), cuyos coeficientes son ajustados automáticamente por el modelo. La Figura 30 muestra un ejemplo de ajuste de cálculo para los parámetros presentados en las Figuras 27, 28 y 29.

Formulación

$$C_aH_bO_cN_d + A \cdot H_2O \rightarrow B \cdot CH_4 + C \cdot CO_2 + D \cdot NH_3$$

a-b-c-d		
Fórmula química (aprox. sin azufre)		
	RRB	RLB
C (a)	32	20
H (b)	51	29
O (c)	21	10
N (d)	1	1

$$A = \frac{(4 \cdot a - b - 2 \cdot c + 3 \cdot d)}{4}$$

$$B = \frac{(4 \cdot a + b - 2 \cdot c - 3 \cdot d)}{8}$$

$$C = \frac{(4 \cdot a - b + 2 \cdot c + 3 \cdot d)}{8}$$

$$D = d$$

	RRB	RLB
A	9	8
B	17	11
C	15	9
D	1	1

Ecuaciones estequiométricas

RRB	C	H	O	N	+ 9 H ₂ O	→	17 CH ₄	+ 15 CO ₂	+ 1 NH ₃
	32	51	21	1					
RLB	C	H	O	N	+ 8 H ₂ O	→	11 CH ₄	+ 9 CO ₂	+ 1 NH ₃
	20	29	10	1					

Figura 30.- BIOLEACH: Pantalla de ajuste de cálculo de la ecuación estequiométrica

A partir de los datos anteriores, y el valor de temperatura de la masa de residuos, que debe ser especificada por el usuario, y que se considera constante en la simulación, BIOLEACH realiza internamente los cálculos necesarios para obtener la producción de biogás por unidad de masa de RSU. El modelo distingue entre el biogás producido por los RRB y por los RLB. Además, se calcula la cantidad de vapor de agua producido en la reacción de descomposición anaerobia de la materia orgánica, así como la cantidad de agua consumida en el proceso.

La Figura 31 muestra la pantalla de introducción del valor de la temperatura para el cálculo de la producción del vapor de agua.

Vapor de agua producido					
pv V=n R T					
pv	4.82	KN/m2	=	0.048	atm
V	1	l			
n	nº moles				
R	0.082	atm l/°K mol			
T	315	°K	=	42	°C
n	0.0018416	mol			
	0.0331865	kg agua/m3 biogás			

Figura 31.- BIOLEACH: Vapor de agua producido en función de la temperatura de la masa de residuos

La Figura 32 muestra un ejemplo del cálculo automático de los moles de CH₄ y CO₂ producidos por la descomposición de los RRB y RLB a partir de las reacciones estequiométricas ajustadas anteriormente.

V (m3) Metano y Dióxido de carbono						
RRB	C	H	O	N + 9 H2O	→	17 CH4 + 15 CO2 + 1 NH3
	32	51	21	1		
	781.03		168.11		265.63	666.47 17.03
RLB	C	H	O	N + 8 H2O	→	11 CH4 + 9 CO2 + 1 NH3
	20	29	10	1		
	447.60		150.10		170.11	410.55 17.03
Peso específico Metano (kg/m3)		0.717				
Peso específico Dióxido carbono (kg/m3)		1.978				
RRB	CH4					
	14.00					m3 N
	CO2					
	12.73					m3 N
RLB	CH4					
	8.23					m3 N
	CO2					
	7.20					m3 N
Biogás por unidad de peso seco						
RRB	0.91	m3/kg RRB				
RLB	0.99	m3/kg RLB				

Figura 32.- BIOLEACH: Cálculo de la producción de CH₄ y CO₂ por kg de RSU

Para su utilización posterior en la ecuación de balance hídrico, es necesario calcular el agua consumida en la generación de biogás. La Figura 33 muestra un ejemplo de los resultados calculados automáticamente por BIOLEACH, distinguiendo entre el consumo de agua correspondiente a la degradación de los RRB y los RLB.

Agua consumida en la generación de biogás				
RRB	0.22	kg/kg RRB		
RLB	0.34	kg/kg RLB		
RRB	0.24	kg/m ³ biogás	← Datos para el modelo triangular	
RLB	0.34	kg/m ³ biogás		
	kg RSU seco/ kg RSU	m ³ biogás/ kg RSU	kg H ₂ O/ kg RSU	kg H ₂ O/ m ³ biogás
RRB	0.30	0.27	0.06	TOTAL
RLB	0.16	0.15	0.05	0.27
RNoB	0.37	0.00	0.00	
Total	0.82	0.42	0.12	

Figura 33.- BIOLEACH: Cálculo del agua consumida en la formación de biogás por kg de RSU

El módulo de cálculo de la máxima producción de biogás se completa con la implementación del modelo de cinética triangular, de forma independiente para los RRB y los RLB.

Las Figuras 34 y 35 muestran los valores de la producción unitaria mensual de biogás procedente de la descomposición de los RRB y los RLB, respectivamente.

La Figura 36 muestra un ejemplo de la máxima producción total de biogás obtenida a partir de la convolución de las producciones unitarias mensuales de los RSU depositados en cada nivel del vertedero. En este caso, se puede observar que la máxima producción de biogás se obtiene 10 años después del inicio de las operaciones de vertido y que la producción de biogás se prolonga hasta el año 25, es decir, 15 años después del sellado del vertedero, aspecto este que se deriva del modelo triangular correspondiente a la fracción RLB.

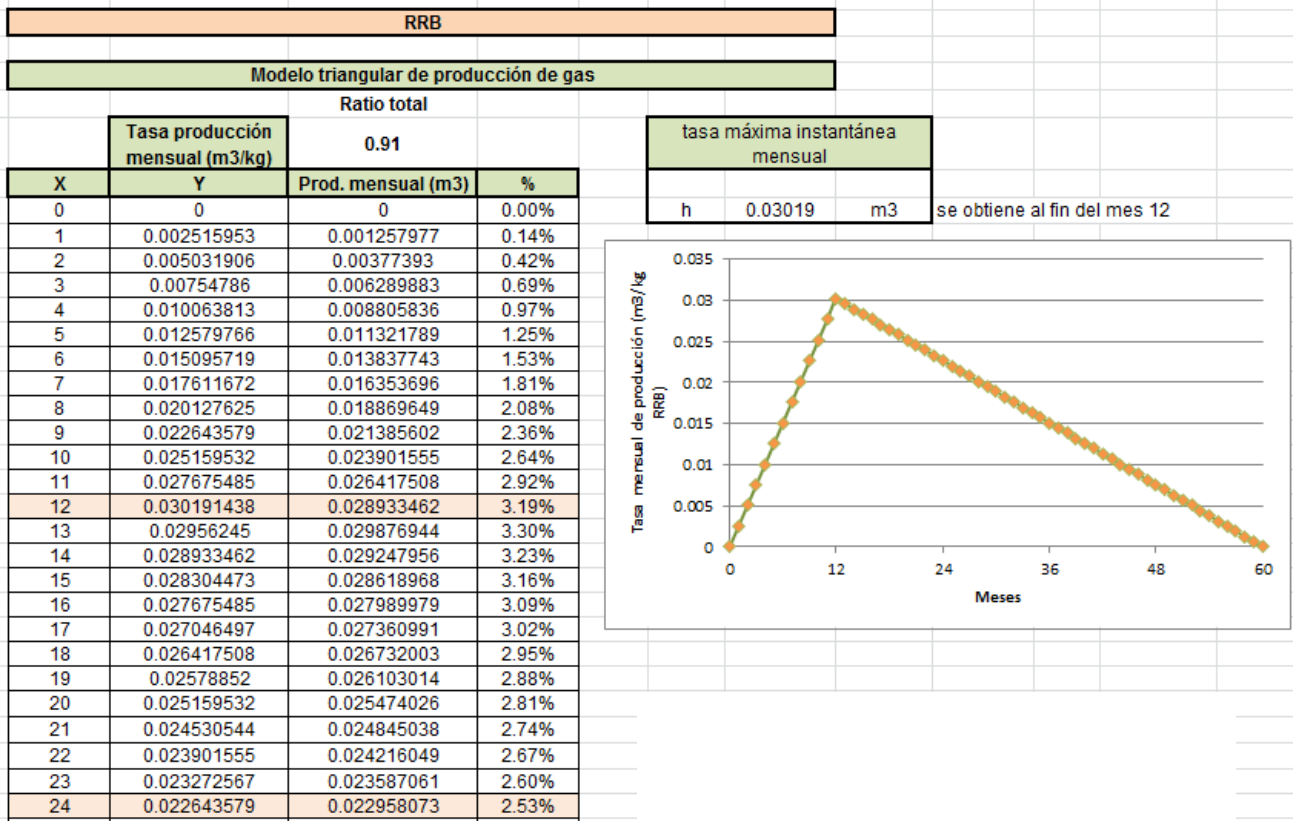


Figura 34.- BIOLEACH: Modelo cinético triangular para los RRB

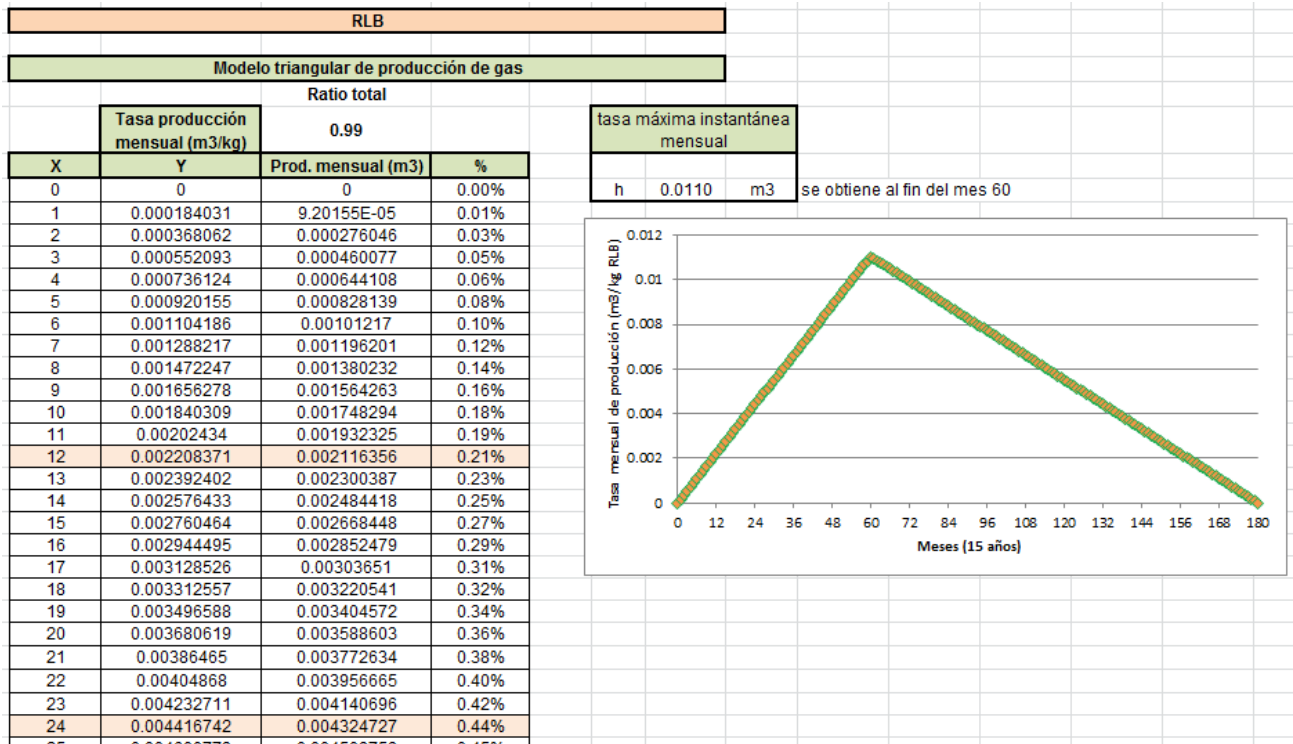


Figura 35.- BIOLEACH: Modelo cinético triangular para los RLB

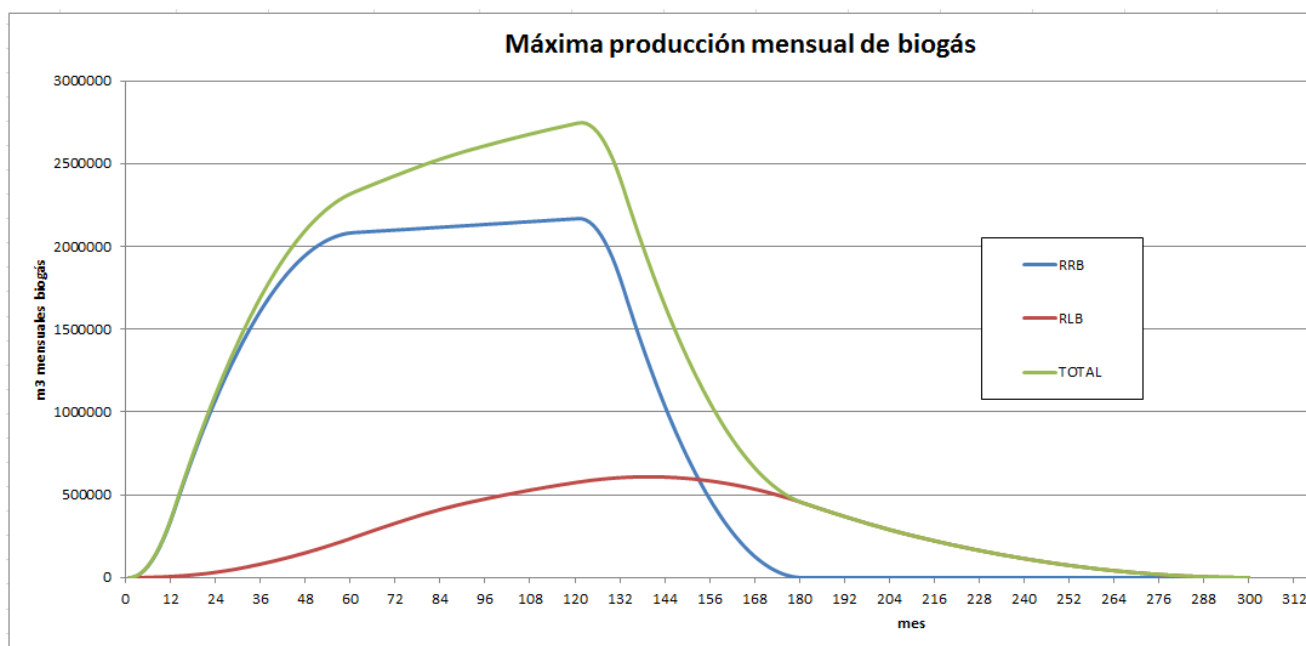


Figura 36.- BIOLEACH: Máxima producción de biogás

4.3.2.- Módulo de gestión del vertedero biorreactor

BIOLEACH incorpora los resultados del módulo de cálculo de la producción máxima de biogás en los cálculos internos del módulo de gestión del vertedero biorreactor. Este módulo de gestión está diseñado para ser utilizado durante el funcionamiento de la instalación, mediante la introducción de los siguientes datos de entrada:

- Datos climatológicos mensuales
- Superficie de la balsa de lixiviados expuesta a evaporación
- Capacidad máxima de almacenamiento de lixiviados en la balsa
- Espesor de cada nivel de RSU depositado mensualmente
- Espesor de la capa de cubrición depositada mensualmente
- Densidad de los RSU
- Densidad del material de cubrición

La Figura 37 muestra la pantalla de introducción de datos climatológicos mensuales (precipitación y evaporación).

La Figura 38 muestra la pantalla de introducción de datos de características geométricas de la balsa de lixiviados.

			Precipitación (mm)	Evaporación (mm)	Infiltración (mm)
1	1	Enero			0
	2	Febrero			0
	3	Marzo			0
	4	Abril			0
	5	Mayo			0
	6	Junio			0
	7	Julio			0
	8	Agosto			0
	9	Septiembre			0
	10	Octubre			0
	11	Noviembre			0
	12	Diciembre			0
2	13	Enero			0
	14	Febrero			0
	15	Marzo			0
	16	Abril			0
	17	Mayo			0
	18	Junio			0
	19	Julio			0
	20	Agosto			0
	21	Septiembre			0
	22	Octubre			0
	23	Noviembre			0
	24	Diciembre			0

Figura 37.- BIOLEACH: Pantalla de introducción de datos climatológicos

BALSA	
Volumen (m3)	Superficie (m2)
3500	500

Figura 38.- BIOLEACH: Ejemplo de introducción de características geométricas de la balsa de lixiviados

El módulo biorreactor se ha programado en una hoja de cálculo conformada por cinco 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 la ecuación de balance hídrico
- Bloque 3: Control de la balsa de lixiviados antes de la recirculación
- Bloque 4: Criterios de recirculación
- Bloque 5: Control de la balsa de lixiviados tras la recirculación

La Figura 39 muestra un ejemplo de estructura general del módulo biorreactor para el tercer año de explotación.

Mes	Características fundamentales de cada nivel			Ecuación de balance			Balsa inicial			Criterios de recirculación			Balsa final		
	Alteza	Superficie	Volumen	Influencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia	Resistencia
Mes i	10-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	11-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	12-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	13-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	14-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	15-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	16-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	17-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	18-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	19-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	20-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	21-10-2015	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Características fundamentales de cada nivel	Ecuación de balance	Balsa inicial	Criterios de recirculación	Balsa final
---	---------------------	---------------	----------------------------	-------------

Figura 39.- BIOLEACH: Ejemplo de estructura general del módulo biorreactor para el tercer año de explotación

Bloque 1: Características generales de cada nivel de RSU

En este bloque se incluye la siguiente información:

- Espesor de nivel de RSU (m)
- Espesor de la capa de cubrición (m)
- Densidad de RSU (kg/m³)
- Densidad del material de cubrición (kg/m³)
- Humedad de RSU (%)
- 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)
- Densidad del biogás (kg/m³)

La Figura 40 muestra un ejemplo de bloque de características generales de cada nivel para el mes de enero del año 3. En ella se ha sombreado la posición de las dos zanjas de infiltración disponibles en esa fecha.

			m	m	kg/m ³	kg/m ³		kg	kg	kg	kg	mm=l/m ²	kg	kg/m ³
	Mes	Nivel	Altura fase RSU	Espesor cubrición	Densidad RSU	Densidad cubrición	Humedad RSU	Peso cubrición	Peso RSU	Humedad RSU	Peso seco RSU	Infiltración neta o recirculación	Peso infiltración neta	Densidad biogás
Enero	25	25	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	0	0	1.2
	25	24	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	23	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	22	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	21	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	20	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	19	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	18	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	17	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	16	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	15	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	14	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	13	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	12	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	6	6	1.2
	25	11	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	10	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	9	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	8	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	7	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	6	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
	25	5	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2
25	4	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2	
25	3	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2	
25	2	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2	
25	1	0.5	0.05	900	1770	18%	88.50	450.00	82.60	367.40	-	-	1.2	

Figura 40.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de características generales de cada nivel para el mes de enero del año 3

Bloque 2: Cálculo de la ecuación de balance hídrico

En este bloque se incluye la siguiente información:

- Producción óptima de biogás en el nivel (m³)
- Peso del biogás realmente producido en el nivel (kg)
- Peso del agua consumida en la formación de biogás (kg)
- Peso del vapor de agua producido en la formación de 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 (kg)
- Peso de los RSU existentes sobre el centro de cada nivel (kg)
- Capacidad de campo
- Peso máximo de agua retenido por los RSU (kg)
- Peso del agua restante hasta la capacidad de campo (kg)
- Peso del agua retenida en los RSU tras la formación de biogás (kg)
- Peso final total del nivel (kg)
- Peso de los lixiviados producidos en cada nivel por unidad de superficie (kg/m²)
- Superficie en planta de cada nivel (m²)
- Volumen de lixiviados producidos por el vertedero a almacenar en balsa (m³)

La Figura 41 muestra un ejemplo de bloque de cálculo de la ecuación de balance hídrico de cada nivel para el mes de enero del año 3. En ella se ha sombreado la producción de lixiviados por unidad de área en el nivel inferior y la producción de lixiviados total de ese mes.

Mes	Nivel	m3 Biogás producido	kg Peso biogás	kg Peso agua necesaria	kg Peso vapor agua producido	kg Peso agua en RSU tras formación biogás	kg Peso seco RSU tras formación biogás	kg Peso medio sobre RSU	kg Capacidad de campo	kg Max agua q pueden retener RSU	kg Valor hasta CC	kg Agua retenida tras la formación de biogás	kg Peso final nivel	kg Lixiviados s por m2	m2 Superfici e en planta	t=m3 Lixiviados totales	
Enero	25	25	0.00	0.00	0.00	0.00	82.60	367.40	313.50	0.56	207.38	124.77	82.60	538.50	0.00	18816	0.00
	25	24	0.08	0.09	0.02	0.00	82.58	367.30	851.94	0.51	188.44	105.86	82.58	538.38	0.00	18867	0.00
	25	23	0.21	0.25	0.06	0.01	82.52	367.05	1390.17	0.47	172.88	90.36	82.52	538.07	0.00	18867	0.00
	25	22	0.35	0.42	0.09	0.01	82.41	366.83	1927.97	0.44	159.83	77.42	82.41	537.54	0.00	18867	0.00
	25	21	0.50	0.60	0.13	0.02	82.26	366.03	2465.14	0.41	148.73	66.47	82.26	536.79	0.00	18867	0.00
	25	20	0.65	0.78	0.17	0.02	82.06	365.25	3001.44	0.38	139.16	57.09	82.06	535.81	0.00	18867	0.00
	25	19	0.80	0.96	0.21	0.03	81.82	364.28	3536.65	0.36	130.79	48.97	81.82	534.61	0.00	18867	0.00
	25	18	0.96	1.15	0.25	0.04	81.53	363.14	4070.54	0.34	123.42	41.89	81.53	533.17	0.00	18867	0.00
	25	17	1.11	1.33	0.29	0.04	81.20	361.80	4602.88	0.32	116.86	35.66	81.20	531.50	0.00	18867	0.00
	25	16	1.27	1.52	0.33	0.05	80.82	360.28	5133.43	0.31	110.97	30.15	80.82	529.60	0.00	18867	0.00
	25	15	1.42	1.71	0.38	0.05	80.39	358.58	5661.96	0.29	105.65	25.26	80.39	527.47	0.00	18867	0.00
	25	14	1.58	1.89	0.42	0.06	79.92	356.68	6188.25	0.28	100.81	20.89	79.92	525.10	0.00	18867	0.00
	25	13	1.73	2.08	0.46	0.06	79.40	354.61	6712.05	0.27	96.38	16.98	79.40	522.51	0.00	18867	0.00
	25	12	1.87	2.25	0.49	0.07	95.29	352.36	7241.38	0.26	92.26	0.00	92.26	533.12	3.03	18519	56.14
	25	11	1.99	2.39	0.53	0.07	81.27	349.97	7766.30	0.25	88.47	7.20	81.27	519.74	0.00	18519	0.00
	25	10	2.09	2.51	0.55	0.08	77.61	347.47	8282.96	0.24	85.00	7.39	77.61	513.58	0.00	18519	0.00
	25	9	2.17	2.60	0.57	0.08	76.96	344.86	8794.91	0.24	81.78	4.82	76.96	510.32	0.00	18519	0.00
	25	8	2.24	2.69	0.59	0.08	76.29	342.18	9303.55	0.23	78.79	2.51	76.29	506.96	0.00	18519	0.00
	25	7	2.30	2.76	0.61	0.08	75.59	339.42	9808.79	0.22	76.00	0.41	75.59	503.51	0.00	18519	0.00
	25	6	2.35	2.82	0.62	0.09	74.89	336.60	10310.54	0.22	73.39	0.00	73.39	498.49	1.50	18519	27.70
	25	5	2.39	2.87	0.63	0.09	74.19	333.73	10807.24	0.21	70.95	0.00	70.95	493.18	3.24	18519	60.01
	25	4	2.43	2.91	0.64	0.09	73.48	330.82	11298.61	0.21	68.66	0.00	68.66	487.98	4.82	18519	89.26
	25	3	2.46	2.95	0.65	0.09	72.76	327.87	11784.76	0.20	66.51	0.00	66.51	482.88	6.25	18519	115.77
	25	2	2.48	2.98	0.66	0.09	72.04	324.89	12265.79	0.20	64.49	0.00	64.49	477.88	7.55	18519	139.80
	25	1	2.50	3.00	0.66	0.09	71.30	321.89	12741.80	0.19	62.57	0.00	62.57	472.97	8.73	18519	161.61

Figura 41.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de cálculo de la ecuación de balance hídrico en cada nivel para el mes de enero del año 3

Bloque 3: Control de la balsa de lixiviados antes de la recirculación

En este bloque se incluye la siguiente información:

- Volumen de lixiviados almacenados en balsa (m³)
- Volumen de lixiviados + precipitación almacenados en balsa (m³)
- Volumen de lixiviados a gestionar (volumen de lixiviados + precipitación – evaporación) (m³)

La Figura 42 muestra un ejemplo de bloque de control de la balsa de lixiviados antes de la recirculación en el mes de enero del año 3.

		Balsa sin recirculación			
		m3			
	Mes	Nivel	V lixiviados en balsa	V lixiviados + precipitación	V lixiviados + precipitac - evaporaci (a gestionar)
Enero	25	25	-	-	-
	25	24	-	-	-
	25	23	-	-	-
	25	22	-	-	-
	25	21	-	-	-
	25	20	-	-	-
	25	19	-	-	-
	25	18	-	-	-
	25	17	-	-	-
	25	16	-	-	-
	25	15	-	-	-
	25	14	-	-	-
	25	13	-	-	-
	25	12	-	-	-
	25	11	-	-	-
	25	10	-	-	-
	25	9	-	-	-
	25	8	-	-	-
	25	7	-	-	-
	25	6	-	-	-
	25	5	-	-	-
	25	4	-	-	-
	25	3	-	-	-
	25	2	-	-	-
	25	1		588	588

Figura 42.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de control de la balsa de lixiviados antes de la recirculación en el mes de enero del año

Bloque 4: Criterios de recirculación

En este bloque se incluye la siguiente información:

- Eficiencia del proceso de producción de biogás (agua disponible/agua necesaria) (%)
- Volumen de biogás realmente producido (m³)
- Máxima producción de biogás (m³)
- Volumen de agua que es necesaria en cada nivel para alcanzar la producción óptima de biogás (m³)
- Volumen de agua que es necesaria en cada nivel para alcanzar un porcentaje (β) de la capacidad de campo
- Criterio de recirculación nº 1: volumen de agua que es necesario aportar en cada zanja de infiltración para garantizar la producción óptima de biogás en los doce niveles inferiores a dicha zanja (m³)
- Criterio de recirculación nº2: volumen de agua que es necesario aportar en cada zanja de infiltración para que la humedad final de los doce niveles inferiores a dicha zanja sea igual un porcentaje (β) de la capacidad de campo (m³)

La Figura 43 muestra un ejemplo de bloque de criterios de recirculación en cada una de las dos zanjas de infiltración existentes en el mes de enero del año 3.

		Criterios de recirculación							
		%	m3	m3	m3	m3	m3	m3	
	Mes	Nivel	Eficiencia (agua disponible / agua necesaria)	Biogás producido	Max producción de biogás	Agua necesaria en cada nivel	Hasta β·CC	Necesidad de recirculación - Criterio 1	Necesidad de recirculación - Criterio 2
Enero	25	25	-	-	0	-	-	-	-
	25	24	33.72%	994	2948	3029	1581	35918	9214
	25	23	33.72%	2982	8844	3027	1349	-	-
	25	22	33.72%	4970	14740	3024	1156	-	-
	25	21	33.71%	6956	20636	3020	993	-	-
	25	20	33.70%	8942	26532	3013	853	-	-
	25	19	33.69%	10925	32428	3006	731	-	-
	25	18	33.68%	12907	38324	2997	625	-	-
	25	17	33.67%	14887	44220	2987	532	-	-
	25	16	33.65%	16695	49617	2975	450	-	-
	25	15	33.63%	18649	55454	2962	377	-	-
	25	14	33.61%	20600	61292	2947	312	-	-
	25	13	33.59%	22546	67129	2931	254	-	-
	25	12	39.27%	27037	68840	2642	0	33608	331
	25	11	34.83%	23525	67538	2816	107	-	-
	25	10	33.50%	22192	66236	2852	109	-	-
	25	9	33.47%	21736	64934	2832	71	-	-
	25	8	33.44%	21279	63632	2812	37	-	-
	25	7	33.41%	20823	62330	2790	6	-	-
	25	6	32.71%	19960	61027	2796	0	-	-
25	5	31.89%	19046	59725	2806	0	-	-	
25	4	31.13%	18189	58423	2813	0	-	-	
25	3	30.43%	17381	57121	2816	0	-	-	
25	2	29.77%	16619	55819	2817	0	-	-	
25	1	29.16%	15896	54516	2815	0	-	-	

Figura 43.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de criterios de recirculación en cada una de las dos zanjas de infiltración existentes en el mes de enero del año 3

Bloque 5: Control de la balsa de lixiviados tras la recirculación

En este bloque se incluye la siguiente información:

- Volumen de lixiviados almacenados en balsa (m³)
- Volumen de lixiviados + precipitación almacenados en balsa (m³)
- Volumen de lixiviados a gestionar (volumen de lixiviados + precipitación – evaporación) (m³)
- Volumen de recirculación sugerido por BIOLEACH en cada zanja de infiltración (m³)
- Volumen total realmente recirculado en cada una de las zanjas de infiltración (m³) (decidido por el operador en la pantalla de “Reglas de gestión”)
- Volumen final de lixiviados almacenado en la balsa tras la recirculación (m³)

La Figura 44 muestra un ejemplo de bloque de control de la balsa de lixiviados tras la recirculación en el mes de enero del año 3.

		Balsa final tras recirculación					
		m3	m3	m3	m3	m3	m3
Mes	Nivel	V lixiviados en balsa	V lixiviados + precipitación	V lixiviados + precipitac - evaporaci (a gestionar)	Sugerencia de recirculación	Recirculación real parcial y total	V final en balsa
Enero	25	25	-	-	-	-	-
	25	24	-	-	-	0	140
	25	23	-	-	-	-	-
	25	22	-	-	-	-	-
	25	21	-	-	-	-	-
	25	20	-	-	-	-	-
	25	19	-	-	-	-	-
	25	18	-	-	-	-	-
	25	17	-	-	-	-	-
	25	16	-	-	-	-	-
	25	15	-	-	-	-	-
	25	14	-	-	-	-	-
	25	13	-	-	-	-	-
	25	12	-	-	-	283	0
	25	11	-	-	-	-	-
	25	10	-	-	-	-	-
	25	9	-	-	-	-	-
	25	8	-	-	-	-	-
	25	7	-	-	-	-	-
	25	6	-	-	-	-	-
25	5	-	-	-	-	-	
25	4	-	-	-	-	-	
25	3	-	-	-	-	-	
25	2	-	-	-	-	-	
25	1	588	588	283	-	140	143

Figura 44.- BIOLEACH: Ejemplo de bloque de criterios de control de la balsa de lixiviados tras la recirculación en el mes de enero del año 3

En el módulo de cálculo de biorreactor se incluye además la siguiente información adicional:

- Factores de cálculo de la capacidad de campo introducidos por el usuario
- Humedad mínima a garantizar para la producción óptima de biogás introducido por el usuario (Criterio de recirculación nº1)
- Factor β de minoración de la capacidad de campo (Criterio de recirculación nº2)
- Tabla de control del número de balsas de lixiviados a gestionar externamente (con y sin recirculación)
- Tabla de producción unitaria de biogás, agua consumida y vapor de agua generado (procedente del módulo de cálculo de biogás)

La Figura 45 muestra la información adicional del módulo de cálculo de biorreactor.

Capacidad de campo				Biogás	Agua necesaria	Vapor de agua		
A	B	C	β Factor recirculación n					
0.6	0.55	4536	0.8	m3/kg RSU	kg/kg RSU	kg/kg RSU		
Control Volumen Balsa				1	Enero	0	0	0
Vaciadas S/r					Febrero	0.0001737	4.58503E-05	6.35409E-06
Vaciadas C/r					Marzo	0.0004633	0.000122267	1.69443E-05
25	0	0	Abril		0.0007818	0.000206326	2.85934E-05	
26	0	0	Mayo		0.0011119	0.000293442	4.06662E-05	
27	0	0	Junio		0.0014477	0.000382086	5.29508E-05	
28	0	0	Julio		0.0017869	0.000471603	6.53564E-05	
29	0	0	Agosto		0.0021282	0.000561666	7.78377E-05	
30	0	0	Septiembre		0.0024708	0.000652093	9.03693E-05	
31	0	0	Octubre		0.0028144	0.000742775	0.000102936	
32	0	0	Noviembre		0.0031587	0.000833642	0.000115529	
33	0	0	Diciembre		0.0035035	0.000924648	0.000128141	
34	0	0	2	Enero	0.0038464	0.001015136	0.000140681	
35	1	0		Febrero	0.0041594	0.00109778	0.000152126	
36	0	0		Marzo	0.0044203	0.001166774	0.000161664	
3500				Abril	0.004639	0.001224694	0.000169655	
%Humedad recirculación				Mayo	0.004823	0.001273505	0.000176375	
40%				Junio	0.0049783	0.001314734	0.000182035	
				Julio	0.0051096	0.001349582	0.000186804	
				Agosto	0.0052206	0.001379013	0.000190817	
				Septiembre	0.0053141	0.001403803	0.000194181	
				Octubre	0.0053926	0.001424589	0.000196987	
				Noviembre	0.005458	0.001441894	0.000199306	
				Diciembre	0.005512	0.001456155	0.00020212	
			3	Enero	0.0055542	0.001467268	0.000202655	
				Febrero	0.0055875	0.001476039	0.000203783	
				Marzo	0.005613	0.001482726	0.000204619	
				Abril	0.0056315	0.001487553	0.000205196	
				Mayo	0.0056438	0.001490716	0.000205541	
				Junio	0.0056505	0.001492383	0.000205676	
				Julio	0.005652	0.001492698	0.000205623	
				Agosto	0.005649	0.001491792	0.000205399	
				Septiembre	0.0056417	0.001489774	0.00020502	
				Octubre	0.0056304	0.001486745	0.0002045	
				Noviembre	0.0056155	0.001482791	0.00020385	
				Diciembre	0.0055972	0.001477991	0.000203082	

Figura 45.- BIOLEACH: Ejemplo de información adicional del módulo de cálculo de biorreactor

4.3.3.- Módulo de reglas de operación

Los resultados obtenidos a partir de la ejecución del módulo de cálculo de biorreactor permiten definir los volúmenes de lixiviado, que son necesarios en cada una de las zanjas de infiltración existentes en cada momento en el vertedero para garantizar condiciones óptimas de humedad que permitan maximizar la producción de biogás.

BIOLEACH realiza la comparación entre dichos volúmenes de lixiviado y el volumen realmente existente en la balsa de lixiviados y propone al usuario, en su caso, recircular todo o parte del volumen almacenado en la balsa entre las distintas zanjas de infiltración. Esto es lo denominado “Sugerencias de recirculación”.

El criterio utilizado por BIOLEACH para determinar las sugerencias de recirculación entre las distintas zanjas es obtener una humedad óptima en la totalidad de la masa de residuos, teniendo en cuenta:

- El estado de humedad realmente existente en cada nivel
- La ocurrencia de eventos puntuales de precipitación que pudieran saturar en mayor medida los niveles superiores del vaso
- La edad de los residuos depositados, lo cual define las necesidades de humedad de acuerdo con el modelo de cinética escogido
- Garantizar la estabilidad de la masa de residuos, cumpliendo para ello las restricciones impuestas por los criterios de recirculación 1 y 2

La recirculación real por zanja es un parámetro que debe determinar el usuario a la vista de las sugerencias de recirculación aportadas por BIOLEACH. El modelo comprueba si el volumen total de lixiviado recirculado es igual o inferior al realmente existente en la balsa (“Recirculación correcta”) o si es superior (“Recirculación excesiva”), informando al usuario en cada caso.

La Figura 46 muestra un ejemplo de las reglas de operación para el tercer año de explotación del vertedero biorreactor en el cual existen dos zanjas de infiltración y la totalidad del lixiviado recirculado se ha dirigido a la zanja 2.

m3		Recirculación real por zanja		Necesidades máximas		Sugerencias		Recirculación real total	
		R1	R2	N1	N2	S1	S2		
3	25 Enero	140	33608	35918	283	0	140	Recirculación correcta	
	26 Febrero	150	33532	35662	326	0	150	Recirculación correcta	
	27 Marzo	320	33470	35379	377	0	320	Recirculación correcta	
	28 Abril	200	33548	34911	402	0	200	Recirculación correcta	
	29 Mayo	200	33600	34547	525	0	200	Recirculación correcta	
	30 Junio	0	33620	34168	618	0	0	Sin recirculación	
	31 Julio	400	33605	33974	878	0	400	Recirculación correcta	
	32 Agosto	1000	33575	33401	757	0	1000	Recirculación excesiva	
	33 Septiembre	100	33536	32303	116	0	100	Recirculación correcta	
	34 Octubre	0	33442	32690	912	0	0	Sin recirculación	
	35 Noviembre	1500	33322	33010	1626	0	1500	Recirculación correcta	
	36 Diciembre	1600	33207	33311	2323	0	1600	Recirculación correcta	

Figura 46.- BIOLEACH: Ejemplo de reglas de operación para el año 3

4.3.4.- Control de la evolución temporal de la gestión del biorreactor

Adicionalmente al módulo de reglas de operación, BIOLEACH proporciona información gráfica y tablas que permiten analizar cómo evolucionan temporalmente los parámetros fundamentales que definen la gestión del biorreactor.

La información gráfica generada se refiere a:

- Evolución temporal de los criterios de recirculación (Figura 47)
- Evolución temporal de la producción de biogás comparada con la producción óptima (Figura 48)
- Evolución temporal del volumen de lixiviado almacenado en balsa (Figura 49)
- Evolución temporal del volumen de lixiviado recirculado (Figura 49)

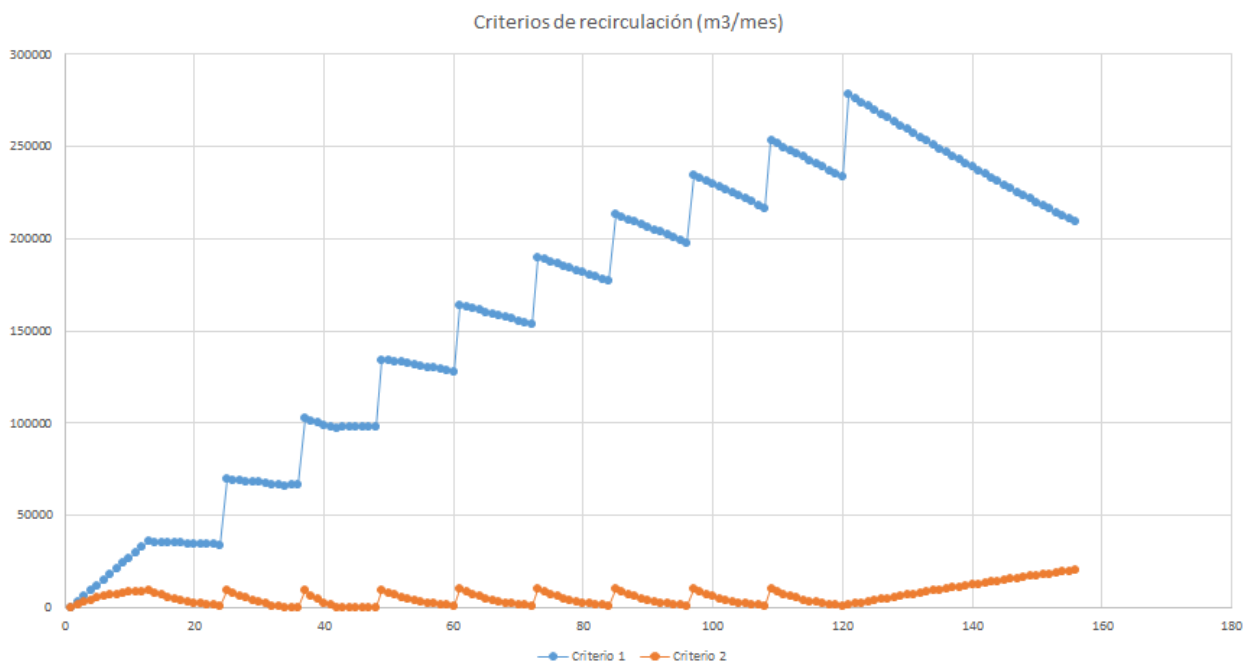


Figura 47.- BIOLEACH: Evolución temporal de los criterios de recirculación

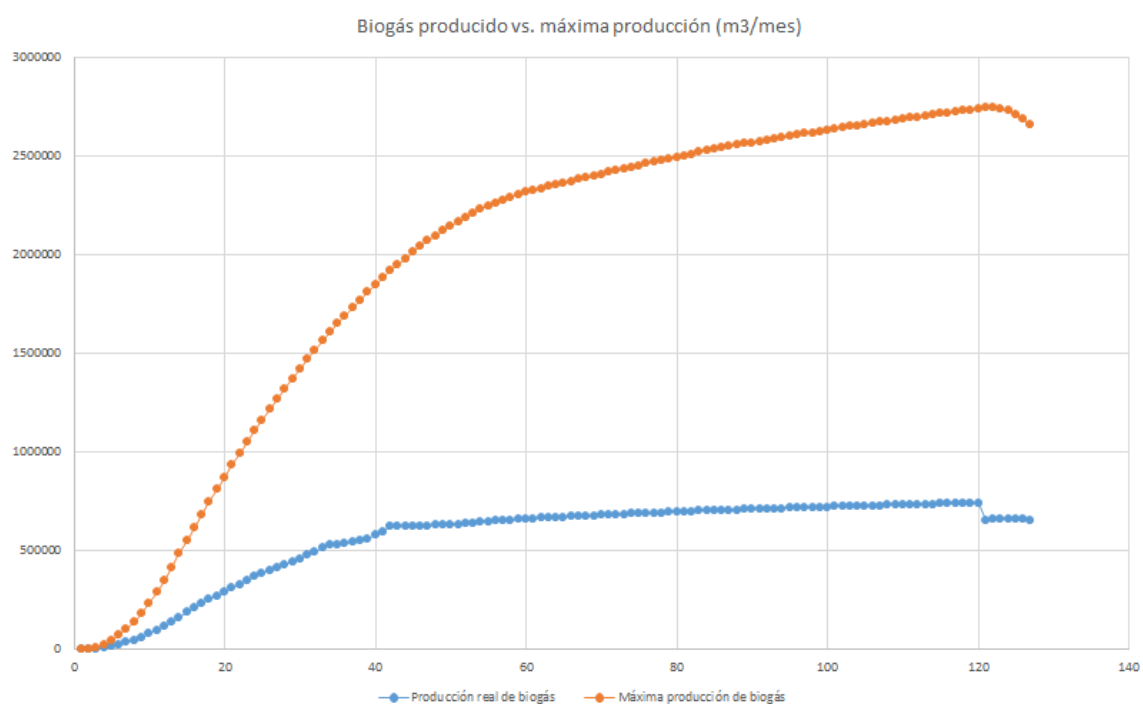


Figura 48.- BIOLEACH: Evolución temporal de la producción de biogás comparada con la producción óptima

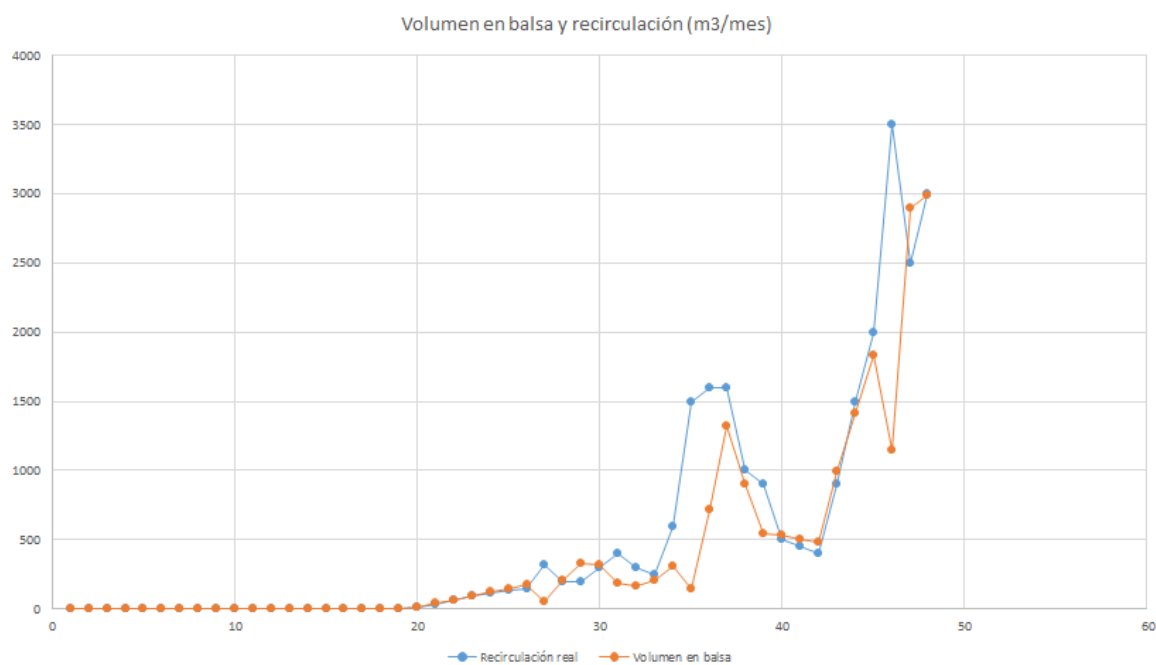


Figura 49.- BIOLEACH: Evolución temporal del volumen de lixiviado almacenado en balsa (naranja) y reciclado (azul)

5.- Conclusiones

De acuerdo con la legislación vigente, la gestión medioambiental sostenible de vertederos de RSU requiere de la utilización de todas las técnicas disponibles para garantizar la correcta recogida y tratamiento de los lixiviados y de los gases producidos durante las fases de explotación, clausura, sellado y vigilancia postclausura.

El biorreactor se plantea por tanto como una alternativa técnicamente viable y muy recomendable en comparación con la metodología clásica de explotación de vertedero, por cuanto se maximiza la producción de biogás, minimizando a su vez el lixiviado a tratar mediante gestor externo.

En el presente TFM se ha desarrollado un nuevo modelo matemático de gestión de biorreactor, denominado BIOLEACH, que considera los procesos de formación de lixiviados y biogás como procesos físicamente acoplados.

BIOLEACH permite disminuir los costes de gestión de lixiviados en gestor externo mediante la justificación técnica del proceso de recirculación en el biorreactor. Además, este proceso de recirculación acerca la producción real de biogás a la producción óptima.

Características principales del modelo BIOLEACH

- BIOLEACH es un modelo de gestión. Permite la gestión óptima de los lixiviados (minimizando el volumen de lixiviados a gestionar externamente) y del biogás (maximizando su producción) en función de las características climatológicas de la zona y de la tipología de los residuos depositados en el vaso.
- Simula el comportamiento del vertedero como biorreactor, tratando de obtener las condiciones óptimas de humedad en el interior de la masa de residuos que permitan maximizar la producción de biogás sin comprometer la estabilidad de los taludes del vaso.
- BIOLEACH es un modelo a escala mensual que se enlaza fácilmente con las observaciones de la estación meteorológica instalada en el vertedero. De esta forma, el modelo permite concluir la respuesta del vertedero a fenómenos tormentosos de ocurrencia puntual, que habitualmente quedan inadvertidos en modelos de escala anual.
- Está adaptado a RSU procedentes de planta de tratamiento o todo uno. El usuario debe informar al modelo de la composición de la masa de residuos distinguiendo entre residuos rápidamente biodegradables (RRB) y residuos lentamente biodegradables (RLB)
- BIOLEACH permite el control simultáneo de la producción de lixiviados y biogás mediante el planteamiento de la ecuación de balance hídrico. En ella se realiza el control de las entradas y salidas de agua en cada nivel en que se ha dividido el vertedero a escala mensual. Los procesos

- de formación de biogás y de generación de lixiviados se consideran, por tanto, de forma acoplada en el modelo de gestión.
- La ecuación de balance hídrico considerada en BIOLEACH contiene los siguientes términos:
 - Entradas
 - Transferencia de agua desde el nivel superior (Infiltración neta procedente de lluvia en el nivel superior del vertedero)
 - Humedad presente en la masa de residuos
 - Recirculación de lixiviados
 - Salidas
 - Agua consumida en la formación de biogás
 - Generación de vapor de agua en el proceso de formación de biogás
 - Transferencia de lixiviado hacia el nivel inferior (lixiviado a almacenar en balsa en el nivel 1 de base)
 - El modelo considera que la formación de biogás sigue una cinética triangular distinta para RRB y RLB.
 - El modelo justifica la posible recirculación mensual de los lixiviados almacenados en la balsa en base a los criterios siguientes:
 - Criterio 1: se calcula el volumen de lixiviados que es necesario recircular para que la humedad existente en la masa de residuos sea igual a la humedad necesaria para la producción óptima de biogás
 - Criterio 2: se calcula el volumen de lixiviados que es necesario recircular hasta alcanzar una humedad igual a un % de la CC definido por el usuario
 - El volumen de lixiviados a recircular se distribuye entre las distintas zanjas de recirculación del biorreactor
 - Se considera que se construye un sistema de zanjas de recirculación en el mes 12 de cada año de explotación del vertedero
 - El modelo informa al usuario de las sugerencias de recirculación en cada zanja y en cada mes
 - El usuario decide mensualmente la cantidad de lixiviados a recircular
 - El usuario puede variar la cantidad real recirculada en base a otros criterios (averías en el sistema de recirculación)

Datos de entrada

El usuario de aportar mensualmente la siguiente información:

- Composición de RSU
- Análisis químico elemental RSU
- t/mes de RSU depositadas en el vertedero

- Datos procedentes de la estación meteorológica local: precipitación, evaporación.
- Volumen y superficie de la balsa de lixiviados
- En cada nivel de explotación se necesita:
 - Espesor de RSU
 - Espesor del material de cubrición
 - Densidad de RSU
 - Densidad del material de cubrición
- Espesor y densidad de la capa de sellado

Parámetros internos del modelo

- Densidad del biogás
- Temperatura de la masa de RSU
- Factores de cálculo de la capacidad de campo

Parámetros a decidir por el usuario

- % de RSU disponibles para su degradación (RRB, RLB)
- Max % de la CC admisible (Factor de recirculación)
- % humedad necesaria para la producción óptima de biogás
- Volumen de lixiviados a recircular cada mes en cada zanja de inyección del biorreactor

Resultados obtenidos

- Reglas de operación durante las fases de explotación, sellado, y vigilancia postclausura
- El modelo proporciona las gráficas y listados siguientes:
 - Máxima producción de biogás procedente de los RSU
 - Máxima producción de biogás procedente de los RRB
 - Máxima producción de biogás procedente de los RLB
 - Producción real de biogás
 - Volumen de recirculación de lixiviados en función del criterio 1
 - Volumen de recirculación de lixiviados en función del criterio 2
 - Volumen de lixiviado almacenado en balsa
 - Volumen de lixiviado recirculado

6.- Líneas de futura investigación

Actualmente el modelo permite variar la cantidad de RSU que son gestionados en el vaso de forma mensual. Con pocas modificaciones, BIOLEACH permitirá también modificar la composición de los residuos mensualmente y adaptar de esta forma las necesidades de agua para la producción de biogás.

Con el objetivo de garantizar la estabilidad de la masa de residuos, el modelo verifica que en ningún caso se alcanza la saturación total de ningún nivel. Desde este punto de vista, el modelo es perfectamente compatible con el uso de los modelos matemáticos que habitualmente se utilizan en vertederos para el análisis de la estabilidad de los taludes (modelos de equilibrio límite tipo Bishop, Janbu y Morgensten-Price).

Se contempla también la posibilidad de incorporar técnicas de análisis de redes neuronales en lo referente a la consideración de los datos meteorológicos, precipitación fundamentalmente.

Dado que el modelo lleva un control de la humedad existente en cada nivel, la información procedente de BIOLEACH puede ser aprovechada por modelos pseudo-distribuidos de estabilidad de taludes en zona no saturada.

Sería necesario instrumentar el vertedero con una red de control de temperatura para estar en disposición de utilizar modelos avanzados termo-hidro-mecánicos (THM), considerando distribución heterogénea de parámetros. Ello permitiría la aplicación de técnicas geoestadísticas de simulación, que abordaran, por ejemplo, el problema complejo de la caracterización de parámetros hidrogeológicos en el interior de la masa de residuos, considerando el movimiento de los lixiviados en el interior de la masa no saturada mediante la resolución de las correspondientes ecuaciones del flujo y transporte de masa.

7.- Referencias bibliográficas

- Augey, J.C. (2005). Quantification of Performances of the Bioreactor of La Vergne. Master`s Thesis, Chalmers University of Technology, Sweden.
- Barlaz, B. A.; Ham, R. K.; Schaefer, D. M. (1989). Mass-balance analysis of anaerobically decomposed refuse. *Journal of Environmental Engineering* 115 (6): 1088-1102.
- Barlaz, M. A.; Ham, R. K.; and Schaefer, D. M. (1990). Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 19(6): 557-584.
- Bengtsson, L.; Bendz, D.; Hogland, W.; Rosqvist, H.; Åkesson, M. (1994). Water balance for landfills of different age. *Journal of Hydrology*, 158(3-4): 203-217.
- Boyle, W.C. (1976). Energy recovery from sanitary landfills– a review. Seminar in Göttingen. (Eds. Schlegel, H. G.; Barnea, S.) *Microbial Energy Conversion*: 119-138. Pergamon Press, Oxford.
- Brown, K.A.; Maunder, D.H. (1994). Exploitation of Landfill Gas: a UK Perspective. *Water Science & Technology* Vol. 30 Issue 12: 143-151.
- Buivid, M.G.; Wise, D.L.; Blanchet, M.J.; Remedios, E.C.; Jenkins, B.M.; Boyd, W.F.; Pacey, J.G. (1981). Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste. *Resource Recovery and Conservation* 6: 3-20.
- Buswell, A.M.; Mueller, H.F. (1952). Mechanism of methane fermentation. *Industrial & Engineering Chemistry* 44: 550-552.
- Canale, R. (1971). *Biotechnology and Bioengineering Symposium 2. Biological Waste Treatment*. John Wiley & Sons.
- Castro Gámez, A. F. (2015). Caracterización hidrogeológica y estudio del biogás en vertederos de la provincia de Málaga. Bases para su gestión medioambiental. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga.
- Constant, M.; Naveau, H.; Nyns, E. J.; Ferrero, G. L. (1989). *Biogas End-Use in the European Community*, Elsevier Science Publisher Ltd.; Gran Bretaña.
- Chiemchaisri, C.; Chiemchaisri, W.; Kumar, S.; and Hettiaratchi, J. P. A. (2007). Solid waste characteristics and their relationship to gas production in tropical landfill." *Environmental Monitoring Assessment*, 135(1): 41-48.
- Christensen, T. H.; Cossu, R.; Stegmann, R. (1996). *Landfilling of Waste: Biogas*. E&FN Spon, London.
- Christensen, T. H.; Kjeldsen, P.; Bjerg, P. L.; Jensen, D. L.; Christensen, J. B.; Baun, A.; Albrechtsen, H.; Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16 (7-8): 659-718.

- Christensen, T. H.; Kjeldsen, P. (1989). Basic biochemical processes in landfill. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. (Eds. Christensen, T. H.; Cossu, R.; Stegmann, R.), Academic Press Ltd.; London: 29-49.
- El-Fadel, M. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste management* 22 (3): 269-282.
- El-Fadel, M.; Fidikakis, A. (1997). Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal Environmental Management* 50: 1-25.
- EMCON Associates (1982). Methane Generation and Recovery from Landfills. Ann Arbor Science Publishers, Michigan.
- Farquhar G.J.; Rovers F.A. (1973). Gas production during refuse decomposition. *Water Air Soil Pollution* 2: 483-495.
- Fatta, D.; Papadopoulos, A. y Loizidou, M. (1999). A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health*, 21: 175-190.
- Fenn, D.; Hanley, J.; Truett, V. (1975). Use of the Water Balance method for Predicting Leachate Generation form Solid Waste Disposal Sites.
- Findikakis, A.N.; Papelis, C.; Halvadakis, C.P.; Leckie, J.O. (1988). Modeling gas production of managed sanitary landfills. *Waste Management & Research* 6: 115-123.
- García-Darás, F.; Colomer-Mendoza, F.J.; Robles-Martínez, F.; Aranda, G. (2013). Análisis comparativo entre los modelos de generación de biogás aplicados a las emisiones de un relleno sanitario en México. V Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos (VSIIR-REDIS).
- Gardner, N.; Probert, S.D. (1993). Forecasting Landfill-Gas Yields. Science Publishers Ltd. England.
- GasSim User Manual v2.5.8
- Gendebien, A.; Pauwels, M.; Constant, M.; Ledrut-Damanet, M.-J.; Nyns, E.-J.; Willumsen, H.-C.; Butson, J.; Fabry, R.; Ferrero, G.-L. (1992). Landfill Biogás. From Environment to Energy. Commission of the European Communities. Final report EUR 14017 / 1 EN, Luxemburgo.
- GEO-SLOPE (2012). Stability Modeling with SLOPE/W. An Engineering Methodology, GEO-SLOPE International Ltd. Calgary, Alberta (Canada).
- Giusti, L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, 29 (8): 2227–2239.
- Gómez Martín, M. A. (1997). Estudio Hidrológico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: Vertederos de Gipuzkoa y Navarra. El vertedero como Sistema Acuífero. Universidad del País Vasco.

- Grana Magariños, J. J. (2014). La producción de biogás en vertedero. Modelización y determinación analítica de los parámetros operativos de funcionamiento mediante diferentes tipologías de algoritmos. Congreso Nacional del Medio Ambiente, CONAMA2014. Madrid.
- Gurijala K.R.; Suflita J.M. (1993). Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples. *Environmental Science Technology* 27: 1176-1181.
- Ham, R.K.; and Barlaz, M.A. (1989). Measurements and prediction of landfill gas quality and quantity. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. (Eds. Christensen, T.H.; Cossu, R.; and Stegmann, R. Academic Press Ltd.; London: 155-166.
- Hilger, H. H.; Barlaz, M. A. (2002). Anaerobic decomposition of refuse in landfills and methane oxidation in landfill cover soils. *Manual of Environmental Microbiology*, (Ed. Hurst, C.J.), ASTM Press: 696-718.
- Huitric, R.; Soni, R. (1997). Making the most of LFG projection models. In *Proceedings from SWANA's 20th annual LFG symposium*, Monterey California, USA.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1996). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- Jacobs, J.; Scharff, H. (2001). Comparison of methane emission models and methane emission measurements, NV Afvalzorg. Netherlands.
- Jeon, E.; Bae, S.; Lee, D.; Seo, D.; Chun, S.; Lee, N.; Kim, J. (2007). Methane generation potential and biodegradability of MSW components. *Sardinia 2007 Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*.
- Kamalan, H.; Sabour M.; Shariatmadari N. (2011). A Review on Available Landfill Gas Models. *Journal of Environmental Science and Technology* 4 (2): 79-92.
- Karanjekar, R.V. (2012). An improved model for predicting methane emissions from landfills based on rainfall, ambient temperature and waste composition. Ph.D. Thesis, The University of Texas, Arlington.
- Kasali G.B.; Senior E.; Watson-Craik I.A. (1990). Solid state refuse promotion methanogenic fermentation: Control and promotion by water addition. *Applied Microbiology* 11: 22-26.
- Kjeldsen, P.; Barlaz, M. A.; Rooker, A. P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T. H. (2002). Present & long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32 (4): 297-336.

- Kjeldsen, P.; Grundtvig, A.; Winther, P. y Andersen, J.S. (1998). Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: Landfill history and leachate composition. *Waste Management Research*, 1 (16): 3-13.
- Klink, R.E.; and Ham, R.K. (1982). Effects of moisture movement on methane production in solid waste landfill samples. *Resources and Conservation* 8: 29-41.
- Kulikowska, K.; y Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99 (13): 5981–5985.
- Laner, D.; Crest, M.; Scharff, H.; Morris, J.W.F. y Barlaz, M.A. (2012). A review of approaches for the long-term Management of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 32 (3): 498-512.
- Lecki, J.O.; Pacey, J.G.; Halvadakis, C. (1979). Landfill management with moisture control. *Journal of Environmental Engineering Division ASCE*: 337-355.
- Levenspiel, O. (1999). *Chemical Reaction Engineering*. John Wiley & Sons, US.
- Lutfi, M.N. (2003). Investigación relativa a la minimización de lixiviados en vertederos y su depuración. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid.
- Manna, L.; Zanetti, M.C.; Genon, G. (1999). Modeling biogas production at landfill site. *R Resources, Conservation and Recycling* 26: 1-14
- Martín González, S. (1997). Producción y recuperación del biogás en vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: análisis de variables y modelización. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo.
- Mas Fuertes, C. (2015). Estabilidad de taludes en vertederos de RSU: aplicación al vertedero del área metropolitana de Valencia, T.M. Dos Aguas (Valencia). PFC Escuela de Caminos, Canales y Puertos, Universidad Politécnica de Valencia.
- Mata-Álvarez, J.; Martínez-Viturtia, A. (1986). Laboratory simulation of municipal solid waste fermentation with leachate recycle. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 36, 547.
- Méry J.; Bayer S. (2005). Comparison of external costs between dry tomb and bioreactor landfills: Taking intergenerational effects seriously. *Waste Management & Research* 23(6): 514-526.
- Nastev, M. (1998). Modeling landfill gas generation and migration in sanitary landfills and geological formations. Ph.D. Thesis, Laval University, Québec.
- Neijssel M.; van der Meer R.; Luyben K. (1987). *Proceedings 4th European Congress on Biotechnology*. Elsevier Vol. 4.
- Omar, H.; Rohani, S. (2015). Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: A review. *Chemical Science and Engineering* 9(1):15-32.

Oonk, H. (2010). Literature Review: Methane from Landfills: Methods to Quantify Generation, Oxidation and Emission." *Innovations in Environmental Technology*.

Oonk, J.; Boom, A. (1995). Landfill gas formation, recovery and emissions. NOVEM Programme Energy Generation from Waste and Biomass (EWAB), TNO report R95-203, Apeldoorn, Netherlands.

Oonk, J.; Weenk, A.; Coops, O.; Luning, L. (1994). Validation of landfill gas formation models. NOVEM Programme Energy Generation from Waste and Biomass (EWAB), TNO report 94-315, Apeldoorn, Netherlands.

Ozakaya, B.; Demir, A.; Bilgili, M.B. (2006). Neural network prediction model for the methane fraction in biogas from field-scale landfill bioreactors. *Environmental Modeling Software* 22: 815-822.

Pacey, J.; Augenstein, D.; Morck, R.; Reinhart, D.; Yazdani, R. (1999). The Bioreactor Landfill – An Innovation in Solid Waste Management. Proceedings SWANA 5th Annual Landfill Symposium, Silver Spring, MD, USA.

Pacey, J.G.; DeGier, J.P. (1986). The factors influencing landfill gas production. Conference Energy from Landfill Gas, Solihull, Gran Bretaña.

Plan Nacional Integral de Residuos (PNIR) 2008-2015.

Pohland, F. G.; Harper, S. R. (1986). Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills. EPA/600/2-86/073, Cincinnati, OH. US Environmental Protection Agency.

Pohland, F.G. (1975). Sanitary Landfill Stabilization with Leachate Recycle and Residual Treatment. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EPA-600/2-75-043.

Pohland, F.G. (1980). Leachate recycle as landfill management option. *Journal of Environmental Engineering* 106 (EE6):1057-1069.

Pohland, F.G. (1995). Landfill Bioreactors: Historical Perspective, Fundamental Principles, and New Horizons in Design and Operations, EPA/600/R-95/146: 9-24.

Pommier, S.; Chenu, D.; Quintard, M.; Lefebvre, X. (2007). A Logistic Model for the Prediction of the Influence of Water on the Solid Waste Methanization in Landfills. *Biotechnology and Bioengineering* 97: 473-482.

Protocol on Pollutant Release and Transfer Registers (2003). Kiev.

Rajaram, V.; Siddiqui, F. Z. Khan, M. E. (2011). *From Landfill Gas to Energy – Technologies and Challenges*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Rao Gurijala, K.; Sufilita, J.M. (1993). Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples. *Environmental Science & Technology* 27: 1176-1181.

- Rees J.F. (1980). Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 30: 458-465.
- Reinhart, D.R.; Al-Yousfi, A. (1996). The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research*. 14: 337-346.
- Reinhart, D.R.; Faour, A.A.; You, H. (2005). First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington D.C.
- Reinhart, D.R.; McCreanor, P.T.; Townsend, T. (2002). The bioreactor landfill: its status and future. *Waste Management and Research*. 20: 172-186.
- Reinhart, D.R.; Townsend, T.G.; 1998. Landfill bioreactor design and operation. CRC Press LLC.
- Rettenberger, G.; Stegmann, R. (1996). Landfilling of Waste: Biogas. (Eds. Christensen, T. H.; Cossu, R.; Stegmann, R.), E&FN Spon: 51-58.
- Rich, L.G. (1963). *Unit Processes of Environmental Sanitary*, John Wiley & Sons, New York.
- Rodrigo-Illarri, J.; Rodrigo-Clavero, M.E. (2014). Desarrollo y aplicación de modelos de evaluación de la producción de lixiviados en vertederos de residuos sólidos urbanos. II Congreso Ibérico de las Aguas Subterráneas (CIAS), Valencia. Libro de actas: 781-792.
- Rodrigo-Illarri, J.; Rodrigo-Clavero, M.E. (2014). Modeling leachate production in urban solid waste landfills using a simple water balance scheme. Communication in 41st IAH International Congress – Groundwater Challengers and Strategies, Marrakech.
- Rodrigo-Illarri, J.; Rodrigo-Clavero, M.E. (2014). Sensitivity analysis of the waste composition and water content parameters on the biogas production models on solid waste landfills. Communication in European Geosciences Union (EGU), Vienna.
- Ross, W.R. (1990). Factors influencing the chemical characteristics of landfill leachates. *Water SA*, 4 (16): 275-280.
- Sanphoti, N; Towprayoon, S; Chaiprasert, P; Nopharatana, A. (2005). The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. *Environmental Management* 81: 27-35.
- Savage, G.; Diaz, L.; Golueke, C.; Martone, C. (1998). Guidance for landfilling waste in economically developing countries. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EPA-600/R-98-040.
- Scharff, H.; Jacobs, J. (2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management* 26: 417-429.

- Scharff, H.; Oonk, J.; Hensen, A. (2000). Quantifying landfill gas emissions in the Netherlands – Definition study. NOVEM Programme Reduction of Other Greenhouse Gases (ROB), project number 374399/9020, Utrecht, Netherlands.
- Scheepers, M.J.J, van Zanten, B. (1994). Handleiding Stortgaswinning. Adviescentrum Stortgas, Utrecht, Netherlands.
- Schroeder, P. R.; Dozier, T. S.; Zappi, P. A.; Mcenroe, B. M.; Sjostrom, J. W.; Peyton, R. L. (1994). The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance Model (HELP): Engineering Documentation for version 3. EPA/600/R-94/168b. September 1994. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development. Washington, D.C.
- Senent Aparicio, J. (2012). Predicción de lixiviados en vertederos de residuos sólidos urbanos en ambientes semiáridos. Aplicación del modelo HELP en el vertedero de Fuente Álamo (Murcia). Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- Senior, E.; and Balba, M.T.M. (1987). Landfill Biotechnology. Bioenvironmental Systems, Vol.11, (Ed. Wise, D.L). CRC Press, Boca Raton, Florida: 17-65.
- Shanmugam, P.; and Horan, N. (2009). Simple and rapid methods to evaluate methane potential and biomass yield for a range of mixed solid wastes." *Bioresource Technology*, 100(1): 471-474.
- Shariatmadari N.; Sabour M.; Kamalan, H. (2007). Applying Simple Numerical Model to Predict Methane Emission from Landfill. *Journal of Applied Sciences* 7 (11): 1511-1515.
- Solid Waste Association of North America (SWANA) (1997). Comparison of Models for Predicting Landfill Methane Recovery. Rep. No. GR-LG0075, SWANA, Maryland.
- Stegmann, R.; Spendlin, H. H. (1989). Enhancement of degradation: German experiences. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. (Eds. Christensen, T. H.; Cossu, R.; Stegmann, R.), Academic Press Ltd. London:61-82.
- Suflita, J. M.; Gerba, C. P.; Ham, R. K.; Palmisano, A. C.; Rathje, W. L.; & Robinson, J. A. (1992). The world's largest landfill: a multidisciplinary investigation. *Environmental Science & Technology*. 8 Ed.; Vol. 26: 1486-1494.
- Symons G.E.; Buswell A.M. (1933). The methane fermentation of carbohydrates. *Journal of the American Chemical Society* 55: 2028-2036.
- Tchobanoglous, G.; Kreith, F. (2002). *Handbook of Solid Waste Management*, McGraw Hill. 2 Ed.
- Tchobanoglous, G.; Theisen, H. Vigil, S. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*. McGraw-Hill, D.L. Madrid.

United Kingdom Department of the Environment (1994). Landfill Gas, Waste Management Paper Nº 27.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2001). Landfill Volume III.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2004). Direct Emissions from Landfilling Municipal Solid Waste. Climate leaders' greenhouse gas inventory protocol core module guidance.

United States Environmental Protection Agency (US-EPA) (2005). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide, Report no. EPA-600/R-05/047.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2008). Municipal Solid Waste in The United States: 2007 Facts and Figures, Report no. EPA530-R-08-010.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2015). LFG Energy Project Development Handbook. Landfill Methane Outreach Program.

Vadillo, I.; Carrasco, F.; Andreo, B.; García de Torres A. y Bosch, C. (1999) Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain). *Environmental Geology*, 37 (4): 326-332.

Van Zanten, B.; Scheepers, M.J.J. (1995). Modeling of Landfill Gas Potentials. Proceedings of SWANA 18th Annual Landfill Gas Symposium, New Orleans, LA.

Varnero Moreno, M. T. (2011). Manual de biogás. Proyecto CHI/00/G32 - Chile: Remoción de Barreras para la Electrificación Rural con Energías Renovables. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO.

Wang Y.; Pelkonen M.; Kaila J. (2012). Optimization of landfill leachate management in the aftercare period. *Waste Management & Research* 30(8): 789-799.

Warith, M. A. (2003). Solid waste management: new trends in landfill design. *Emirates Journal of Engineering Research*. 8 (1): 61-70.

Warith, M.; Li, X.; Jin, H. (2005). Bioreactor landfills: state of the art review. *Emirates Journal for Engineering Research*, 10 (1): 1-14.

