

## Presencia de gases en los vertederos de Residuos Sólidos Urbanos y su afeción a la estabilidad

### Gases in Municipal Solid Waste landfills and their effect on stability

**María Santana & José Estaire**

*CEDEX-Laboratorio de Geotecnia, España, Maria.S.Ruiz@cedex.es*

**RESUMEN:** Las políticas europeas están impulsando la economía circular con el objetivo de evitar al máximo la generación de residuos y su depósito final en vertederos. No obstante, actualmente son muchos los materiales que todavía deben ser colocados en vertederos. Este es el caso de los residuos sólidos urbanos. El estudio de la estabilidad de los vertederos es fundamental para garantizar la no afeción de los residuos sobre el medio ambiente y la salud humana. Estos estudios suelen realizarse con métodos de equilibrio límite, donde es fundamental establecer, entre otros, tanto los parámetros resistentes de los materiales involucrados como las condiciones de nivel de lixiviados. En el caso concreto de los residuos sólidos urbanos, la generación de gases que se produce por la descomposición de la materia orgánica puede tener también afeción a la estabilidad. En este trabajo se realiza un estado del arte sobre los parámetros con mayor relevancia sobre la estabilidad de un vertedero y se explica el origen de los gases en el vertedero. Por último, a través de un perfil tipo, se introduce este factor como aumento de presión sobre la superficie de rotura considerada y se analiza la variación en el factor de seguridad.

**ABSTRACT:** European policies are promoting the circular economy to avoid waste generation and its final disposal in landfills as much as possible. However, at present, many materials still need to be landfilled. This is the case for municipal solid waste. The study of the stability of landfills is essential to ensure that waste does not affect the environment and human health. These studies are usually carried out using limit equilibrium methods, where it is crucial to establish, among other things, both the resistance parameters of the materials involved and the leachate level conditions. In the specific case of municipal solid waste, generating gases produced by the decomposition of organic matter can also affect stability. In this work, a state of the art on the most relevant parameters for the stability of a landfill is presented and the origin of the gases in the landfill is explained. Finally, through a typical profile, this factor is introduced as an increase in pressure on the rupture surface considered and the variation in the safety factor is analysed.

**KEYWORDS:** landfill, solid urban waste, factor of safety, gas pressure

#### 1. INTRODUCTION.

Las políticas europeas de Economía Circular tienen, entre sus principales objetivos, conseguir disminuir al máximo el depósito de residuos en vertederos. A modo de ejemplo, cabe destacar la Directiva del Consejo de la Unión Europea 31/1999 relativa a vertederos y que determina que los países miembros están obligados a reducir la cantidad de residuos urbanos biodegradables que son depositados en vertederos a un máximo del 76% antes del 2006 y que va progresivamente disminuyendo hasta un 10% antes de 2035.

No obstante, en 2020 en España se generaron más de 470 kg por habitante de residuos urbanos, de los cuales un 12% fueron incinerados, un 40% se reciclaron y un 48% llevados a vertedero (INE, datos 2020). Por su parte, en el conjunto de la Unión Europea, de los residuos urbanos generados un 23% se deposita en vertederos, frente al 26% que es incinerados, el 30% reciclado y un 18% se usa como compost (Eurostat, 2021). Tal y como se observa en las anteriores estadísticas, a pesar del enorme esfuerzo realizado por los gobiernos, todavía una importante parte de los residuos urbanos acaban siendo depositados en vertederos.

La utilización de vertederos tiene como misión principal la eliminación del residuo mediante su depósito en estas infraestructuras que pueden ser subterráneas, pero que mayoritariamente se sitúan sobre la superficie, ya sea llana o a lo largo de laderas. Con el objetivo de aislar los residuos del medio ambiente, los vertederos disponen de elementos para su impermeabilización y sistemas de canalización de los lixiviados que puedan generarse. Además, en el caso concreto de los residuos urbanos también se diseñan sistemas para la extracción del gas generado por la degradación de la materia orgánica que contienen.

Los proyectos de construcción de vertederos deben incluir un estudio de estabilidad, dado que un fallo en estas instalaciones puede provocar importantes problemas tanto medioambientales como sobre la vida humana (accidentes o muertes personales). En estos estudios previos se tiene en cuenta, entre otros parámetros, la topografía y perfil del vertedero, propiedades resistentes del residuo y posible presencia de niveles de lixiviado dentro de la masa del residuo. Sin embargo, a pesar de que es sobradamente conocido que los residuos sólidos urbanos (RSU) van a generar gases durante los procesos de degradación de la materia orgánica que contienen, este factor no suele ser tenido en cuenta durante los estudios de estabilidad.

En este trabajo se realiza un estado del arte con los últimos estudios que han incorporado la presencia de gases en los vertederos de residuos sólidos urbanos y su influencia sobre la estabilidad de los vertederos. Además, a través de un ejemplo tipo, se calcula la variación del factor de seguridad que se produce sobre el vertedero de RSU tipo cuando se considera en los cálculos de estabilidad la presencia de gases. Este factor se ha introducido en los cálculos mediante el aumento de la presión sobre la superficie de rotura considerada.

## 2 LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

### 2.1 Composición

La composición de los RSU es muy variada y depende, entre otros factores de su origen. Según la Ley 7/2022 (España) de residuos y suelos contaminados, los RSU, que pasan a denominarse residuos domésticos, son los generados en los hogares por su propia actividad, así como los procedentes de industrias y servicios no generados durante su propia actividad, los procedentes de limpieza de las calles y zonas verdes e incluso los procedentes de obras menores de construcción. La Figura 1 muestra la distribución porcentual por componentes de los RSU en España (Statista, 2018).



Figura 1. Distribución porcentual de los componentes de los RSU en España.

Como se observa en la Figura 1, el componente mayoritario de los RSU en España es la materia orgánica, con un 37% del total. Según indica Stylianoui et al. (2020), en la Unión Europea, el porcentaje de materia orgánica en los RSU oscila entre un 25% y 48%, siendo éste el componente mayoritario. Yang et al (2018) indican que en países en desarrollo la cantidad de materia orgánica puede llegar a superar el 97%. La elevada presencia de materia orgánica en los RSU provoca que se produzcan reacciones químicas que desembocan en la generación de gases mediante los procesos detallados en los siguientes epígrafes.

### 2.2 Parámetros resistentes

La asignación de parámetros resistentes a los RSU lleva asociada incertidumbre debido a su gran heterogeneidad y la dificultad y representatividad en la toma de muestras (Bray et al. 2009). Como señala Zhang et al. (2020) los métodos más habituales para la caracterización de los parámetros resistentes de los RSU se basan en ensayos de corte directo, ensayos triaxiales, análisis

retrospectivos y ensayos in situ. Respecto a estos últimos, Lapeña (2017) indica que los más adecuados son los ensayos presiométricos y los de penetración estática.

Bray et al. (2009) señalan algunos de los factores que influyen en los resultados de los ensayos para determinar los parámetros resistentes, como son la composición del residuo, el peso específico, la orientación de las partículas fibrosas, la presión de confinamiento o la ratio de las cargas aplicadas.

Existen en la bibliografía numerosos trabajos que aportan valores de los parámetros resistentes. Daciolo et al. (2022) hace una importante recopilación de valores obtenidos con ensayos de corte directo. En la Figura 2 se muestran los valores de cohesión y ángulo de rozamiento de RSU obtenidos en dicho trabajo, donde también se muestran los rangos sugeridos por varios autores y en la que se han incluido los límites propuestos por Cañizal et al. (2011), ampliamente utilizados en los vertederos de España.

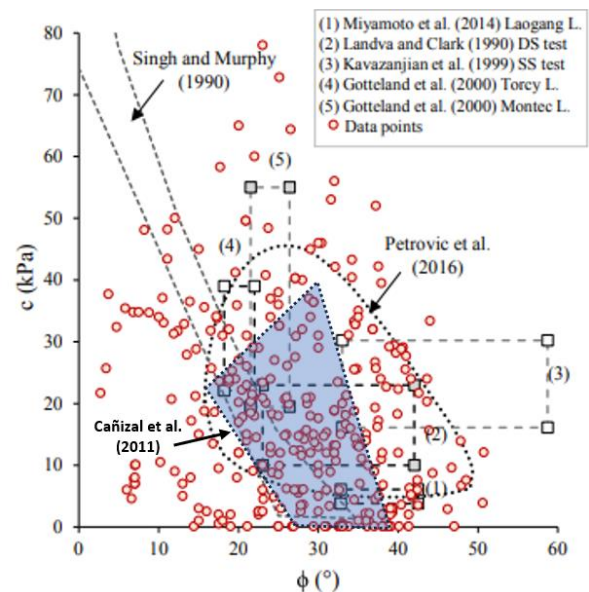


Figura 2. Valores de cohesión y ángulo de rozamiento obtenidos en ensayos de corte directo. También muestra los rangos de estos parámetros sugeridos por varios autores (modificado de Daciolo et al. 2022).

Esta recopilación de valores sirve de base para la elección de los parámetros resistentes a asignar a los RSU en los cálculos de estabilidad y otros de carácter geotécnico.

### 2.3 Parámetros de estado

En este apartado se indican los valores de varios de los parámetros geotécnicos que se utilizarán en los estudios de estabilidad de taludes, así como aquellos que pueden tener influencia en la generación o interacción de los gases de vertedero con el lixiviado.

#### 2.3.1 Peso específico aparente

Uno de los parámetros necesarios a introducir en los programas de cálculo de estabilidad es el peso específico del material. Este aspecto ha sido ampliamente estudiado, tanto para establecer el valor del parámetro como su variación con la profundidad. La recopilación bibliográfica realizada muestra su variabilidad con

valores máximos de 18 N/m<sup>3</sup> y mínimos de 1 kN/m<sup>3</sup>. La media se sitúa entre 5 y 12 kN/m<sup>3</sup>.

En general, los estudios muestran que el peso específico de los RSU aumenta con la profundidad, si bien quedan en una asíntota a partir de cierto valor, es decir, su valor no continúa aumentando a partir de cierta profundidad, que suele estar comprendida entre 10 y 20 m (Yang et al. 2018).

El valor del peso específico depende de la humedad, así, en aquellos vertederos en los que se realiza la recirculación de lixiviados (bioreactores), se comprueba que se produce un aumento del peso específico (Lapeña, 2017). Si bien este procedimiento no es habitual en España, puede considerarse como referencia a la hora de estimar los valores de peso específico de los RSU por encima y debajo del nivel de lixiviados.

### 2.3.2 Humedad

La humedad de los residuos en un vertedero depende de varios factores, entre los que destaca la humedad intrínseca del residuo, la zona climática en la que se encuentre el vertedero, la gestión operacional de la instalación (superficie del vertedero que queda expuesta a la lluvia) y el sistema de captación de lixiviados (un mal funcionamiento provoca un aumento del nivel y en consecuencia aumenta la humedad de los residuos). Krause et al. (2023) indica que la fuente mayoritaria procede de la humedad intrínseca del residuo, que se encuentra entre el 20-30%.

De los estudios analizados para este trabajo, se puede observar que los RSU presentan humedades comprendidas entre 40% y 70%, aunque se han registrado valores superiores al 100%.

Respecto a la influencia de la humedad del residuo en la resistencia, se puede indicar que Cox et al. (2015) establecieron que un aumento de la humedad de un 11% al 110% supuso una disminución del ángulo de rozamiento de 40° a 30°.

### 2.3.3 Permeabilidad

La permeabilidad del residuo afecta a la distribución del lixiviado dentro del vertedero y, por tanto, a su estabilidad. Al igual que otros parámetros, la permeabilidad va a estar influenciada por la composición del residuo, el grado de compactación con el que se ha colocado y los procesos de degradación posterior.

Tomando como referencia los valores recogidos en los trabajos de Yang et al. (2018) y de Feng et al. (2018), se puede indicar que los valores de permeabilidad de los vertederos de RSU varían entre 3,7x10<sup>-8</sup> cm/s y 2,0x10<sup>-1</sup> cm/s con un valor medio de 1,8x10<sup>-3</sup> cm/s. Además, estos estudios también apuntan a que la permeabilidad va disminuyendo al aumentar la profundidad del residuo.

## 3 GASES EN LOS VERTEDEROS DE RSU

La materia orgánica contenida en los RSU sufre una biodegradación que origina gas, comúnmente denominado gas de vertedero o biogás. La práctica habitual de explotación de estos vertederos incluye la cubrición con tierras de los residuos, lo que provoca que dicha degradación se produzca en condiciones anaeróbicas (ausencia de oxígeno). Como resultado se produce una mezcla gaseosa compuesta principalmente por metano (CH<sub>4</sub>) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). La composición y cantidad de este biogás no es homogénea a lo largo de la vida del vertedero. Como generalización se puede indicar que una tonelada de residuo genera unos 100 m<sup>3</sup> de biogás a lo largo de 10 años.

Son varios los autores que han tratado de establecer el número de fases de degradación microbiana por las que pasan los RSU depositados en vertederos: tres fases para Martín González (1997), cuatro para Varnero (2011), Karanjekar (2012) y EPA, (2015). En este trabajo se describen las cinco fases propuestas por Pohland y Harper (1986), las cuales se muestra en la Figura 3.

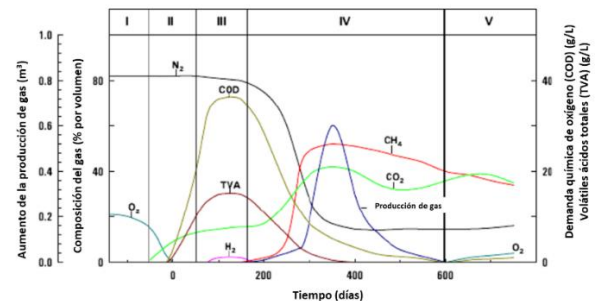


Figura 3. Fases de formación del biogás [tomado de Pohland y Harper (1986)]

La fase inicial (I) se produce durante el depósito de los RSU en el vertedero y se extiende hasta que se consigue suficiente humedad como para comenzar a producirse la actividad de microorganismos, siendo este proceso aeróbico. En la fase de transición (II) comienza el proceso anaeróbico, con la producción de nitrógeno y sulfuro de hidrógeno. Además, el medio se vuelve ácido por la presencia de ácidos orgánicos. La fase ácida (III) se caracteriza por una importante actividad de microorganismos que genera cantidades relevantes de ácidos orgánicos y una cantidad pequeña de hidrógeno y elevada de dióxido de carbono. Esta acidificación del medio hace también que se solubilizcen los materiales pesados. Durante la fase de fermentación del metano (IV) empiezan a activarse otro tipo de microorganismos que convierten el ácido acético y el hidrógeno en CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>. Esto provoca también que el pH del medio se vuelva neutro y que la composición del biogás sea algo más estable. Por último, durante la fase de maduración (V) la actividad bacteriana disminuye significativamente por falta de nutrientes y, por tanto, la cantidad de gas también se reduce. Tchobanoglous et al (1994) determinan la distribución porcentual de gases generados tras la clausura del vertedero, como se muestra en la Figura 4.

Intervalo temporal desde el llenado del vertedero (meses)	% medio por volumen		
	N <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>
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

Figura 4. Distribución porcentual del biogás generado en el vertedero tras su clausura [según Tchobanoglous et al. 1994, tomado de Rodrigo (2016)]

La tasa de generación de biogás es función de la cantidad y composición del residuo, la humedad del RSU, la presencia de otros compuestos que pueden servir como nutrientes (p.e. nitrógeno y fósforo) o inhibidores de la actividad microbiana (p.e. sales y metales pesados), y las condiciones ambientales de la localización del vertedero, relativas a humedad y temperatura. Todas estas variables hacen que existan numerosos modelos para calcular la tasa de emisiones de gases en los vertederos. El documento guía sobre la implantación del Registro Europeo de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (<http://prtr.ec.europa.eu/pgDownloadGuidance.aspx>) sugiere utilizar uno de los seis modelos: TNO, AFVALZORG, GasSim, LandGEM, EPER o el LandGEM de la EPA. Rodrigo (2016) desarrolla el modelo BIOLEACH con el que es posible estimar tanto la producción de biogás como de lixiviado en estos vertederos. La literatura recoge tasas de generación de gas de hasta 0.037 m<sup>3</sup>/kg/año durante su vida útil la cual disminuye hasta 6.24x10<sup>-3</sup> m<sup>3</sup>/kg/año tras su clausura (Thiel, 1999).

Debido a la afección que tienen estos gases sobre el medioambiente, las normativas establecen la obligación de recoger el biogás con técnicas activas (recuperación, combustión, aprovechamiento), siempre que se superen unos umbrales mínimos que hagan que dicha actividad sea rentable. En la UE el valor límite es de 5 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>/ha/h. En caso contrario, deberán tomarse medidas pasivas para la oxidación del metano.

Por otra parte, la distribución de la presión del gas dentro de un vertedero va a depender de la tasa de producción de gas y de la relación entre la permeabilidad horizontal y vertical de la masa de residuos al gas (Zhang et al. (2021).

La elevada cantidad de factores que afectan a la cuantificación del gas generado en un vertedero de RSU puede provocar que las medidas de extracción y aprovechamiento de dichos gases no sean suficientes, lo que originaría la acumulación del biogás dentro de la masa de residuos. Esta acumulación de gas puede ocasionar problemas de estabilidad como los recogidos por Lavigne et al. (2014) y Zekko et al. (2014). Jafari et al. (2017) apuntan a valores de presión de gas por biodegradación anaeróbica de hasta 3 kPa, sin embargo, se han documentado valores de presión cercanos a 30 kPa (Shu et al., 2022), superiores a 50 kPa (Wen et al. 2023, Lu and Feng, 2022), hasta 220 kPa (Ma et al., 2019) y que han sido capaces de expulsar una columna de lixiviado a más de 13 m de altura (Beaven et al. 2007). Por su parte, Jafari et al. (2017) indican que la biodegradación en los vertederos de RSU produce presiones de gas de entre 0.5-3 kPa, y que las combustiones internas pueden aumentar esa presión hasta los 75 kPa.

## 4 LIXIVIADOS

### 4.1 Origen y composición de los lixiviados

Se define lixiviado como “cualquier líquido que percole a través de los residuos depositados y que sea emitido o esté contenido en un vertedero” (Real Decreto 646/2020).

Dentro de los procesos propios de evolución de los RSU en los vertederos se encuentra la generación de lixiviados. Esta fase líquida, al atravesar los residuos, se carga con diferentes componentes orgánicos e inorgánicos. Jiménez (2021) indica que 1 litro de lixiviado está compuesto por 985-998 g de agua, 0,1-3 g de compuestos orgánicos y 2-13 g de compuestos inorgánicos. En

función del contenido en estos compuestos, el lixiviado puede ser más o menos contaminante.

La fase líquida del lixiviado procede fundamentalmente de dos fuentes: la propia humedad de los residuos y el agua de infiltración de lluvia o de origen subterráneo. Además, las propias reacciones de degradación de la materia orgánica húmeda generan agua que incrementa el volumen de lixiviado en el vertedero. Debido al potencial contaminante de este líquido, los vertederos se diseñan con sistemas de captación, recogida y tratamiento de los lixiviados.

La composición de los lixiviados es variable y compleja, incluyendo compuestos orgánicos e inorgánicos solubles, microorganismos y sólidos suspendidos. Esta composición va a depender del tipo de residuos, las precipitaciones en el área, la velocidad de descomposición química, la edad del vertedero y otras condiciones del lugar. En la Figura 5 se muestra la evolución de varias de las características del lixiviado a lo largo del tiempo y su relación con las cinco fases descritas en la formación del biogás.

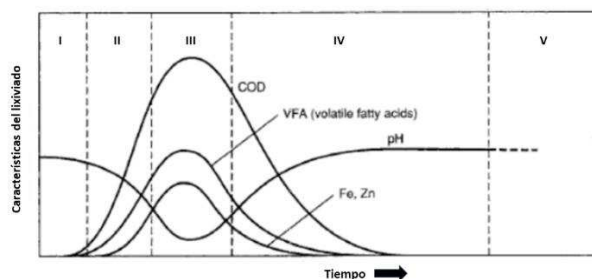


Figura 5. Evolución de la composición de los lixiviados con a lo largo del tiempo, relacionado con las cinco fases de formación del biogás (tomado de Tchobanoglous et al., 1994).

Por su parte, en la Tabla 1 se incluyen los valores de varios constituyentes de los lixiviados en función de la edad del vertedero (Tchobanoglous et al., 1994). En la Figura 6 se muestran los valores de la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda biológica de oxígeno a cinco días (DBO<sub>5</sub>) en varios vertederos en España, en la que puede verse la dispersión de valores.

Tabla 1. Valores de varios constituyentes de los lixiviados en función de la edad del vertedero (tomado de Tchobanoglous et al., 1994)

Constituyente (mg/l)	Vertedero	
	joven <2años	maduro >10 años
DOB5	2000-30000	100-200
COT	1500-20000	80-160
DQO	3000-60000	100-500
Total sólidos en suspensión	200-2000	100-400
pH	4,5-7,5	6,6-7,5

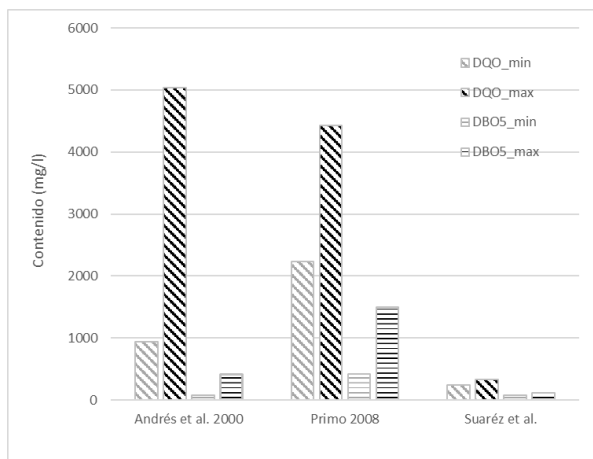


Figure 6. Valores de DQO y DBO5 en varios vertederos españoles.

#### 4.2 Balance hídrico. Niveles de lixiviados

El volumen de lixiviados que se genera dentro de un vertedero está determinado en gran medida por la infiltración del agua de lluvia. En España, al igual que en otros países, dentro de los requisitos para instalar un vertedero se encuentra el cálculo de los volúmenes teóricos de lixiviados generados por el método del balance hídrico. Dada la elevada incertidumbre del método y la variabilidad de métodos aplicables, una de las regiones españolas (Euskadi) ha elaborado una guía para su cálculo (Gobierno Vasco, 2015).

Es práctica habitual que los lixiviados sean recogidos en balsas para su posterior tratamiento y que el vertedero cuente con caudalímetros que permitan comprobar que los volúmenes teóricos se corresponden con los reales. Estas mediciones son de vital importancia, ya que su variación puede ser indicativa de la acumulación de lixiviado dentro del vertedero que genera una elevación del nivel piezométrico.

Sin entrar en detalles sobre los requisitos normativos o medidas técnicas de cada país, los documentos relativos a la construcción de vertederos incluyen, como requisito general, la necesidad de controlar el nivel de lixiviados dentro del vertedero y la inclusión de soluciones técnicas para su extracción.

Koerner y Koerner (2008) estudian las normativas tanto en los diferentes estados de EEUU como en otros países, concluyendo que la mayoría no incluyen una altura máxima del nivel del lixiviado sobre el sumidero de salida, y en aquellos en los que se indica un valor es, mayoritariamente, de un máximo de 30 cm. Jiang et al. (2010) limitan la relación entre la altura del lixiviado y la altura del residuo a 0,4 para garantizar su estabilidad. Hay que indicar que, en el caso de España, los documentos analizados no recogen estas limitaciones de altura de lixiviado sobre la superficie de impermeabilización o sobre la cota del sumidero de salida, ni tampoco soluciones técnicas para la medida del nivel de lixiviado dentro de la masa de residuo. No obstante, como se indica más adelante, el control de la altura piezométrica del lixiviado es fundamental para analizar la estabilidad de un vertedero.

#### 4.3 Interacción entre el lixiviado y el gas en un vertedero

La coexistencia del lixiviado y el gas en los vertederos de RSU es un hecho recogido en la bibliografía. El efecto de la presión de gas en la estabilidad se ha tenido en cuenta en los vertederos que incluyen la recirculación del lixiviado para un mayor aprovechamiento energético del biogás (Xu et al. (2012), Feng et al. (2018)).

Para el resto de los vertederos, los primeros estudios en los que se tomaba en consideración la presión de gas y su afección a la estabilidad estaban enfocados al efecto que el gas tenía sobre la cobertera superior (Thiel, 1999). Este autor indica que la permeabilidad del residuo al gas es 10 veces inferior que, al agua, y que la presencia de agua (lixiviado) en el residuo disminuye aún más la permeabilidad al gas. Todo ello va a contribuir a aumentar las presiones dentro del vertedero. Por su parte, Merry et al. (2005) indican que el gas producido por la biodegradación de los RSU puede quedar atrapado en el interior de la masa de residuos saturada de lixiviados y provocar un aumento de la presión de poros en dicha zona. La baja permeabilidad de esta zona es la causante de su entrapamiento (Liu et al., 2020). Además, la saturación de los residuos ocasionada por elevados niveles de lixiviado disminuye la permeabilidad del residuo al gas, provocando que esta presión aumente (Zhan et al., 2015).

Koerner y Soong (2000) introdujeron el efecto que tiene la presencia de lixiviado dentro de la masa del residuo sobre el factor de seguridad (FS). Para ello simulaban varios escenarios, entre los que se contemplaba la existencia de gas atrapado en la zona con lixiviado. En esta situación, el gas, que intenta ascender hacia la zona no saturada, provoca el mismo efecto que el incremento de la altura del lixiviado, con la consiguiente disminución del factor de seguridad.

Por su parte, Shu et al. (2022), que estudian la estabilidad del vertedero con el método de rebanadas, señalan que la presión de gas produce una reducción de la tensión normal efectiva en la base de la rebanada considerada, mientras que la presión del lixiviado reduce la resistencia al corte de dicha rebanada. También apuntan a que la interacción entre ambas fases (gas y lixiviado) se refuerza cuanto mayor es la altura del lixiviado dentro de la masa del residuo, llegando incluso a afirmar que el efecto de la presión de gas puede despreciarse para alturas de lixiviado bajas.

Reddy y MunwarBasha (2014) señalan que el gas en el vertedero puede quedar acumulado debajo de la cobertera y reducir la resistencia al corte entre el suelo y el geocompuesto que sirve como cobertera superficial.

Son varios los estudios que simulan cómo es la interacción entre el lixiviado y el gas. Así, Shu et al. (2021) concluye que cuando ambos fenómenos se combinan la presión de gas simulada se incrementa en un 20% al que se obtendría si solo se considerase la presión del lixiviado.

## 5 ESTABILIDAD DE VERTEDEROS

### 5.1 Introducción

La inestabilidad de los taludes de los vertederos puede causar importantes problemas medioambientales y significativos costes económicos, incluso pérdida de vidas humanas (Koerner y Soong, 2000). Reddy y MunwarBasha (2014) recopilan un total de 20

fallos en vertederos entre 1977 y 2010. Si bien el número no parecería elevado, si los son los volúmenes de residuo movilizado.

Las tipologías de roturas en vertederos, de acuerdo con Qian et al. (2002) incluyen: (1) rotura del paquete de impermeabilización inferior, (2) rotura de la cobertera superficial, (3) rotura del talud por el pie o por la base del sustrato, (4) fallo del elemento de cierre con afección al sustrato, al paquete de impermeabilización y al residuo, (5) rotura a través de la masa de residuo y (6) rotura traslacional a lo largo del paquete de impermeabilización inferior y el residuo.

Dentro de los factores desencadenantes, Feng et al. (2021) señalan la falta de capacidad portante del terreno y las fuertes lluvias. No obstante, la inestabilidad de los taludes en los vertederos está mayoritariamente relacionada con altos niveles de lixiviados (Koerner and Soong (2000), Jiang et al. (2010), Reddy and MunwarBasha (2014), Zhang et al. (2020), Feng et al. (2021). En el análisis de más de 60 fallos en vertederos, Zhang et al. (2020) indican que más del 40% de las inestabilidades están asociadas a niveles altos de lixiviados, siendo éste el primer factor desencadenante.

Los parámetros que suelen intervenir en el cálculo de la estabilidad de los taludes de un vertedero son: la geometría del vertedero, la resistencia al corte del residuo, la resistencia al corte de las diferentes capas del paquete de impermeabilización, la resistencia de terreno de apoyo y el nivel de lixiviados dentro de la masa del residuo (Reddy y MunwarBasha, 2014). No obstante, y como se ha indicado en apartados anteriores, la presencia de gas en los vertederos de RSU es un hecho que afecta también a la estabilidad del vertedero. Hay que indicar que, en este trabajo no se ha considerado el efecto de las elevadas temperaturas que pueden también producirse en este tipo de vertederos y cuyos principales efectos son: un incremento en la presión de gas, cambios en su composición, facilitar la migración del lixiviado (Jafari y Stark (2017), y que implican una disminución del FS (Shu y Shi (2022).

## 5.2 Estudio de estabilidad de vertederos en España

### 5.2.1 Introducción

El análisis de estabilidad es un requisito imprescindible en todos los proyectos de vertederos. En España, la normativa de vertederos (Real Decreto 646/2020) indica que el vertedero y los residuos depositados en él deben ser estables, pero no menciona más requisitos ni el procedimiento para estudiar este aspecto. En España, el documento titulado “*Recomendaciones para el establecimiento de criterios de ubicación, diseño y programas de vigilancia en vertederos*” incluye algunas directrices generales (Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, 2023).

Este capítulo tiene por objeto definir el marco teórico del análisis de estabilidad y los datos necesarios para realizar los cálculos. Los aspectos a considerar en los cálculos son:

- las situaciones de proyecto a analizar,
- las superficies de deslizamiento a utilizar,
- los valores mínimos del FS a exigir en las distintas situaciones de proyecto.

Además, los datos necesarios para realizar los cálculos son:

- la geometría del perfil del vertedero,
- los niveles piezométricos en el interior del vertedero, y,

- las propiedades resistentes de los materiales implicados en los cálculos.

### 5.2.2 Situaciones de proyecto

Normalmente, deben considerarse cuatro situaciones de proyecto, que representan cuatro situaciones diferentes a las que pueden estar expuestos los vertederos durante su vida útil: normal, accidental, extraordinaria y sísmica.

#### Situación normal

Se corresponde con un funcionamiento normal y correcto del vertedero. Esta situación implica que no ha habido ningún movimiento significativo de los residuos y que el nivel piezométrico es el que corresponde con el funcionamiento normal del sistema de recogida de lixiviados.

Es importante señalar que este nivel piezométrico sólo afecta a los residuos del interior del vertedero y, por tanto, no afecta al paquete de impermeabilización. Esto implica en los cálculos de estabilidad que, por debajo del paquete de impermeabilización, sólo existirían las presiones de agua subterránea derivadas del nivel piezométrico que pudieran existir en el terreno natural. En el caso más extremo, el nivel piezométrico del terreno natural podría estar en su superficie, pero sería aliviado por el sistema de drenaje basal del vertedero.

#### Situación accidental

Se trata de una situación producida por la rotura o el mal funcionamiento de algún elemento del vertedero, como el fallo del sistema de drenaje. Esta situación implica que el sistema de recogida de lixiviados se atasca o deja de funcionar por cualquier otro motivo y, en consecuencia, se produce un aumento inesperado del nivel de lixiviados en el interior de los residuos. Normalmente, estas situaciones pueden considerarse temporales.

Al igual que en la situación normal de proyecto, es importante señalar que este nivel piezométrico sólo afecta a los residuos del interior del vertedero y, por lo tanto, no produce sobrepresión de agua subterránea en el paquete de impermeabilización.

#### Situación extraordinaria

Esta situación, con una probabilidad de ocurrencia muy baja, puede aparecer, por ejemplo, como consecuencia de una situación accidental prolongada, correspondiente a una rotura del paquete de impermeabilización, si no se toman medidas para repararlo.

En esta situación extraordinaria de proyecto, el nivel piezométrico existente en los residuos también produce presión del agua subterránea en el interior del paquete de impermeabilización, ya que se ha supuesto la rotura de este paquete por lo que ambos niveles piezométricos están conectados.

#### Situación sísmica

Esta situación de proyecto combina una situación normal con la ocurrencia de un evento sísmico. Esta situación puede analizarse realizando cálculos pseudoestáticos con fuerzas horizontales y verticales inerciales para modelizar los efectos sísmicos.

### 5.2.3 Superficies de deslizamiento a analizar

De acuerdo con las recomendaciones del borrador del documento español para la estabilidad de vertederos, deben estudiarse las siguientes geometrías de la superficie de deslizamiento:

- Superficie de deslizamiento a través del vertedero y del terreno de cimentación natural.
- Superficie de deslizamiento a través del relleno de residuos.
- Superficie de deslizamiento a lo largo del paquete de impermeabilización suponiendo la menor resistencia de sus interfaces.

En este trabajo sólo se analiza la rotura a través de la superficie que atraviesa la masa del residuo, para poder centrar el estudio en el efecto del gas sobre este tipo de superficie. Esta razón no exime de la necesidad de su cálculo en proyectos reales de vertederos.

#### 5.2.4 Valores mínimos requeridos del factor de seguridad en los cálculos de estabilidad

El factor de seguridad mínimo requerido en los proyectos de vertederos debería ser fijado por las autoridades nacionales. No obstante, en España, no existe ese documento oficial. En este trabajo, para determinar el FS mínimo más adecuado a alcanzar, se han revisado dos documentos españoles: las recomendaciones antes indicadas y la Guía Técnica de Seguridad de Presas (Guía Técnica de Seguridad de Presas, 2003). Este aspecto también fue analizado por Estaire y Pardo de Santayana (2013).

El borrador del documento técnico de estabilidad de vertederos incluye unos valores mínimos de seguridad en función del tipo de vertedero y del riesgo que conlleva la rotura del mismo. Las situaciones de riesgo se dividen en tres tipos: bajo, medio y alto, mientras que los vertederos se clasifican en inertes, no peligrosos y peligrosos. A cada una de las combinaciones se le asigna un FS. Así, para vertederos de riesgo bajo y residuos no peligrosos, en los que se clasifican aquellos destinados a RSU, se exige un FS de 1.4, de riesgo medio 1.5 y de riesgo alto 1.6. Este documento especifica que *“las situaciones de riesgo bajo son aquellas en las que una inestabilidad potencial causaría exclusivamente daños materiales sin consecuencias significativas para el medio ambiente ni para la seguridad de las personas. Se entiende por riesgo medio la situación de un vertedero cuya inestabilidad causaría daños significativos para el medio ambiente pero no para la seguridad de las personas. Las situaciones de riesgo alto son aquellas en las que los daños a las personas o los impactos medioambientales graves o irreversibles”*.

Teniendo en cuenta los documentos anteriores, en este trabajo, el factor de seguridad de estabilidad global mínimo a alcanzar en cada situación de proyecto se muestra en la Tabla 2.

Como puede verse, en los cálculos de estabilidad no se contempla específicamente el efecto que tiene la existencia de gases en el vertedero. El estudio de estos gases solo se realiza para su posible explotación y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

Tabla 2. Valores del factor de seguridad mínimos adoptados en este trabajo

Situación de proyecto	Descripción	Factor de seguridad mínimo
Normal	Operativa normal	1.5
Accidental	Fallo sistema de drenaje	1.4

Situación de proyecto	Descripción	Factor de seguridad mínimo
Extraordinario	Rotura Sistema de impermeabilización y saturación	1.2
Sísmica	Terremoto en operativa normal	1.2

## 6 CÁLCULO DE ESTABILIDAD DE UN VERTEDERO INCLUYENDO EL EFECTO DEL BIOGAS

### 6.1 Introducción

En este capítulo se incluye un ejemplo de análisis de estabilidad de un vertedero de RSU, considerando las bases de proyecto desarrolladas en el apartado anterior. En primer lugar, se describen las principales características del vertedero, tales como el perfil topográfico, el paquete de impermeabilización de fondo, el tipo de materiales colocados, los niveles de lixiviado dentro de la masa de residuos y el efecto del biogás. En segundo lugar, se describen los resultados de los cálculos realizados para las distintas situaciones de proyecto. Finalmente, por su relevancia en las condiciones de estabilidad, se incluye la relación entre el factor de seguridad de estabilidad al deslizamiento y la localización del nivel piezométrico en el interior de los residuos.

### 6.2 Descripción del vertedero de RSU

Los cálculos se realizan sobre el perfil idealizado de un vertedero a media ladera y con características similares a las conocidas por los autores del trabajo. No se describen las características del terreno natural, muro de cierre, impermeabilización superior e impermeabilización inferior dado que no se ha contemplado la afección de la superficie de deslizamiento a estos elementos.

#### 6.2.1 Perfil topográfico

El vertedero está situado en una ladera natural, cuya base tiene dos taludes: el inferior, casi horizontal, y el superior, con una pendiente general de 30°. El talud superior del terreno natural se perfila para obtener taludes de 10 m de altura con inclinación 2H:1V. El perfil exterior del vertedero tiene una pendiente general de 18° (3H:1V) con taludes individuales de 10 m de altura, inclinación 2H:1V y bermas de 7 m de anchura. Los análisis de estabilidad se realizaron para el vertedero en su capacidad máxima que se alcanzará al final de su vida útil de proyecto (véase la Figura 7).

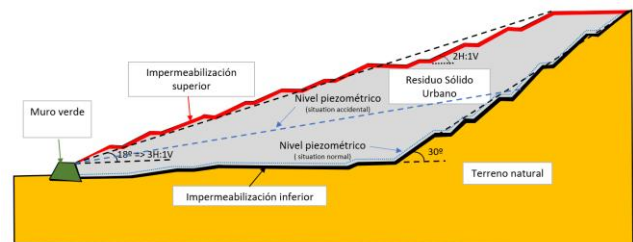


Figura 7. Esquema del perfil del vertedero de RSU utilizado en el cálculo.

### 6.2.2 Parámetros geotécnicos de los RSU

Teniendo en cuenta la recopilación bibliográfica mostrada en apartados anteriores, así como la experiencia de los autores en vertederos de RSU en España, los parámetros geotécnicos de los RSU utilizados en los cálculos son:

- Ángulo de rozamiento: 27.5°
- Cohesión: 20 kPa
- Peso específico aparente: 12 kN/m<sup>3</sup>

### 6.2.3 Nivel de lixiviados dentro de la masa de residuos

El análisis de estabilidad se ha realizado bajo dos supuestos diferentes en lo referente a la localización del nivel de lixiviados dentro del residuo. En el primero, se modeliza una situación normal, en la que el nivel de lixiviados tiene una altura máxima de 1 m sobre el paquete de impermeabilización inferior. En el segundo supuesto se ha modelizado un nivel de lixiviado significativamente más alto. Este nivel se corresponde con una situación de proyecto accidental debida a un fallo en el sistema de drenaje por lo que el lixiviado queda acumulado dentro de la masa de RSU (véase Figura 7).

### 6.2.4 Modelización del efecto del biogás en la estabilidad

La biodegradación de la materia orgánica de los RSU genera gases que tienden a ascender hacia la parte superior del vertedero. Los valores de presión de biogás recopilados son variados, oscilando entre 1 y más de 220kPa. Townsend et al. (2005) determina la presión de gas existente en un vertedero en función del espesor total de residuo (H) y la potencia de masa movilizada (Z) Esta modelización, también utilizada por Shu et al. (2021), muestra que para un espesor de vertedero de 35 m y con una relación Z/H de 1, la presión de gas en la base es de unos 3 kPa. En el caso de que no exista flujo de gas (p.e. por obturación del sistema de extracción), esta presión aumenta hasta los 50 kPa.

En este trabajo, la presión de gas se modeliza como una carga distribuida a lo largo de la superficie de deslizamiento que se considere en cada situación, similar al procedimiento seguido por Liu et al. (2020). Los valores de dicha presión elegidos para la realización de los cálculos oscilan entre 0 y 150 kPa.

## 6.3 Método de análisis

Los cálculos de estabilidad se ejecutaron con el programa SLIDE 2D (Rockscience), que resuelve los problemas de estabilidad por el método del equilibrio límite. Permite determinar el factor de seguridad de la superficie por varios métodos entre los que se ha elegido el método de Morgenstern-Price (1965), dado que cumple tanto las condiciones de equilibrio de fuerzas como de momentos de la masa deslizante considerada.

Los cálculos se han realizado para las situaciones de proyecto normal y accidental. Por su parte, la superficie de deslizamiento analizada es, únicamente, la superficie pésima que se produce a través de la masa del residuo.

## 6.4 Resultados del estudio de estabilidad

### 6.4.1 Situación normal

La Figura 8 muestra el resultado obtenido en el estudio de estabilidad para la situación de proyecto normal, sin considerar la presión de gas.

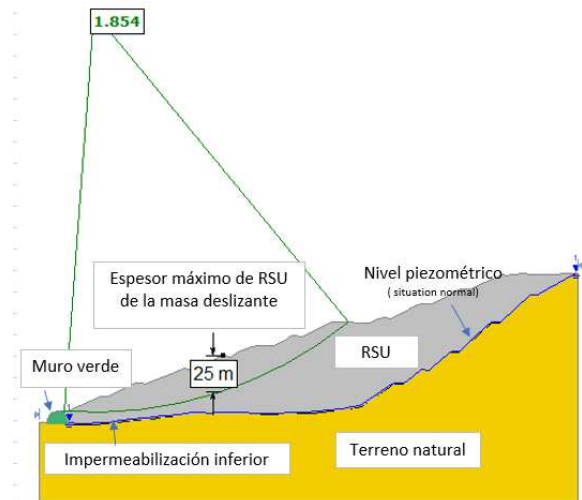


Figura 8. Resultado del cálculo de estabilidad para la situación normal.

Para la situación normal se obtiene un factor de seguridad de 1.854. La superficie más desfavorable tiene una geometría circular y el espesor máximo de residuo movilizable es de 25 m. Esta superficie es la que se ha modelizado y fijado para poder aplicar sobre su base y con sentido ascendente diferentes presiones que simulan el efecto del gas. En la Figura 9 se muestra cómo se ha modelizado la presión de gas sobre la superficie.

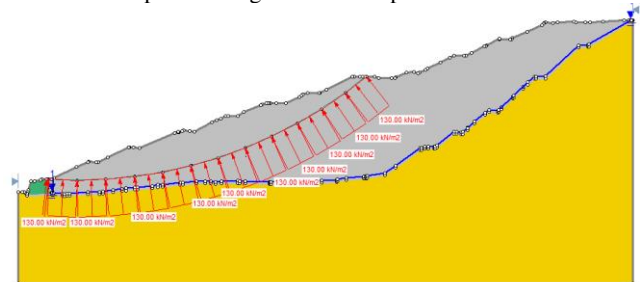


Figura 9. Modelización de la presión de gas sobre la superficie de deslizamiento (en este caso, presión de 130 kPa).

Por su parte en la Figura 10 se muestra la variación del factor de seguridad de la superficie establecida en la Figura 9 al ir aumentando la presión de gas en la base de la misma.

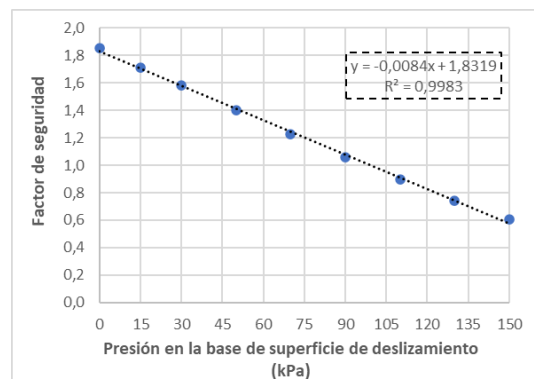


Figura 10. Relación entre el factor de seguridad y la presión de gas modelizada en la situación normal.



Como se observa, para la situación normal el aumento de la presión de gas sobre la superficie de rotura provoca una disminución lineal del factor de seguridad. Se obtendría un factor de seguridad igual al mínimo exigido de 1.5 para una presión de gas en la base de la superficie analizada de unos 40 kPa. Según Townsend et al. (2005) para un espesor de 25 m de residuo la presión en la base generada es de 1.7 kPa, significativamente inferior a la calculada para alcanzar el factor de seguridad de 1.5.

#### 6.4.2 Situación accidental

La Figura 11 muestra el resultado obtenido en el estudio de estabilidad para la situación de proyecto accidental y sin considerar la presión de gas. En esta situación la relación entre altura del lixiviado y altura de residuo es de 0.75.

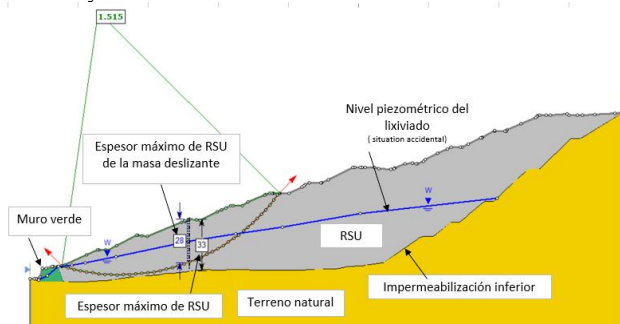


Figura 11. Resultado del cálculo de estabilidad para la situación accidental.

Para la situación accidental se obtiene un factor de seguridad de 1.515. La superficie más desfavorable tiene una geometría circular que en su parte inferior se ajusta a la geometría del paquete de impermeabilización. El espesor máximo de residuo movilizable es de 33 m. Al igual que en el caso anterior, esta superficie es la que se ha modelizado y fijado para poder aplicar sobre su base y con sentido ascendente diferentes presiones que simulan el efecto del gas. Se han realizado los cálculos de estabilidad aplicando presión sólo a la parte de la superficie de rotura que se encuentra bajo el nivel piezométrico (NP) del lixiviado (Figura 12). También se ha comprobado que el factor de seguridad obtenido es el mismo que si el gas se aplicase a toda la superficie de rotura.

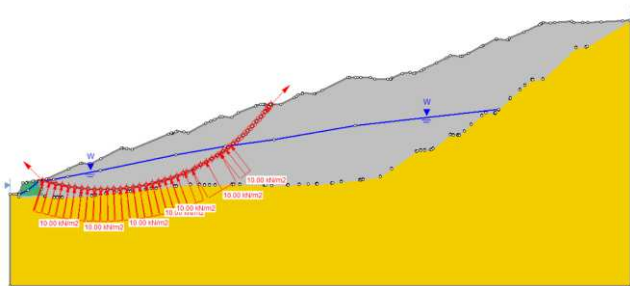


Figura 12. Modelización de la presión de gas sólo sobre la superficie de deslizamiento bajo el nivel piezométrico.

La Figura 13 muestra la variación del factor de seguridad en este contexto al aumentar la presión sobre la superficie modelizada.

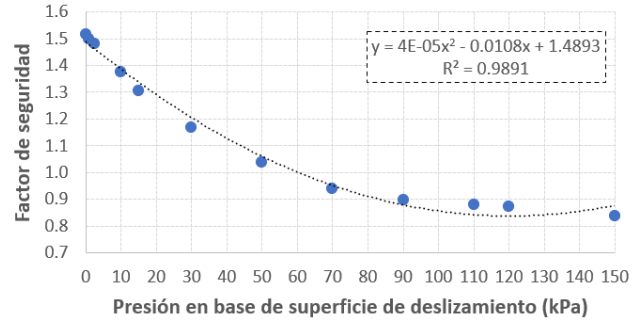


Figura 13. Relación entre el factor de seguridad y la presión de gas modelizada en la situación accidental.

Como se observa, para la situación accidental el aumento de la presión de gas sobre la superficie de rotura provoca una disminución del factor de seguridad. Sin considerar el efecto del gas el factor de seguridad es superior al límite exigido (1.4), no obstante, si se modeliza 15kPa de presión dicho factor disminuye hasta 1.3. Según Townsend et al. (2005) la presión de gas en la base de un vertedero de 33 m es de 2.7 kPa. No obstante, según la experiencia de los autores de este trabajo, es habitual que los vertederos presenten niveles de lixiviado más elevados. La modelización de la presión de gas sobre la superficie de deslizamiento disminuye los factores de seguridad obtenidos, en este caso, con una tendencia parabólica.

## 7 RESUMEN Y CONCLUSIONES

En este trabajo se incluye una recopilación de los parámetros geotécnicos más importantes de los RSU para su modelización en los cálculos de estabilidad. Además, se resumen los fenómenos de generación de lixiviados y gases en estos vertederos. Se analiza el procedimiento de cálculo que debe seguirse cuando se estudia la estabilidad de un vertedero teniendo en cuenta la presencia de gases en su interior y se aplica a un caso de estudio concreto.

La modelización se ha centrado en el estudio de la superficie de rotura a través de la masa de residuo, con diferentes niveles piezométricos de lixiviado, que simulan una situación normal y accidental. Además, se incluye el efecto del gas en el vertedero como presión ejercida sobre la superficie de deslizamiento y con sentido ascendente.

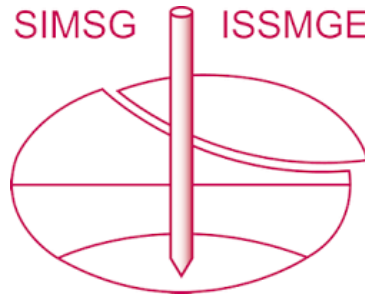
La conclusión más relevante es que la inclusión de la presión de gas en los cálculos disminuye significativamente el factor de seguridad. Así, en el caso de estudio, se produce una bajada en el FS de 0,3 para una presión de gas de 30 kPa.

## 8 REFERENCIAS

- Beaven, R.P.; Cox, S. E., and Powrie, W. . 2007. Operation and Performance of Horizontal Wells for Leachate Control in a Waste Landfill. *J. of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*.
- Bray, J.D., Zekkos, D., Kavazanjian, E., Athanasopoulos, G.A. and Riemer, M. F. 2009. Shear strength of municipal solid waste. *Journal of Geot. and Geoenv. Eng.*. ASCE 135(6),709-722
- Cañizal, J., Lapeña, P., Castro, J., Da Costa, A., y Sagaseta, C. 2011. Determination of shear strength of MSW. Field tests vs. laboratory tests. *Fourth International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills* (Santander, España).

- Cox, J.T., Yesiller, N., Hanson, J.L., 2015. Implications of variable waste placement conditions for MSW landfills. *Waste Manag.* 46, 338–351
- Daciolo, L., Correia, N., and Boscov, M.E. 2022. Extensive database of MSE shear strength parameters obtained from laboratorial direct shear tests: Proposal for data classification. *Waste Management* 140.
- Estaire, J., & Pardo De Santayana, F. 2013. Criterios de estabilidad en el diseño de un vertedero, basado en la normativa española. *Revista Digital Del Cedex*, (171).
- Feng, S., Chena, Z., Chena, H., Zhenga, Q. and Liub, R. 2018. Slope stability of landfills considering leachate recirculation using vertical wells. *Engineering Geology* 241, 76-85.
- Feng, S., Chang J., Zhang X., Shi H. and Wu S. 2021. Stability analysis and control measures of a sanitary landfill with high leachate level. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 147 (10):05021009.
- Gobierno Vasco, Dept. de Medio ambiente y política territorial. 2015. Documento guía para la realización de balances hídricos en vertederos. Instituto Nacional de Estadística (INE). 2020. Cuentas medioambientales.
- Jafari, N., Stark, T. and Thalhamer, T. 2017. Progression of Elevated Temperatures in Municipal Solid Waste Landfills. *Journal of Geotech. and Geoenvironmental Engineering*. Volume 143, Issue 8.
- Jiang, J., Yang, Y., Yang, S., Ye, B. and Zhang, C. 2010. Effects of leachate accumulation on landfill stability in humid regions of China. *Waste Management*, Vol 30, Issue 5, Pages 848-855, ISSN 0956-053X.
- Jiménez, T. 2021. Generación de lixiviados en vertederos. *TFG Ingeniería Química*. Dpto. Ingeniería Química y Ambiental Escuela Técnica Superior de Ingeniería Universidad de Sevilla
- 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*.
- Koerner, R. and Koerner, J. 2008. Results of a Worldwide Regulatory Survey on Allowable Hydraulic Head Within Landfill Sumps. GRI White Paper #13. Geosynthetic Institute.
- Koerner, R. and Soong T.Y. 2000. Stability Assessment of Ten Large Landfill Failures. *Geotechnical Special Publication* 103(103):1-38.
- Krause, J., Eades, W., Detwiler, N. Marro, D., Schwarber, A. and Tolaymat, T. 2023. Assessing moisture contributions from precipitation, waste, and leachate for active municipal solid waste landfills. *Journal of Environmental Management*, Volume 344.
- Lapeña, P. 2017. Caracterización experimental del comportamiento resistente de vertederos de residuos sólidos urbanos convencionales (R.S.U.) y sometidos a pre-tratamiento (R.S.U.-M.B.T.). *Tesis doctoral Universidad de Cantabria*.
- Lavigne, F., Wassmer, P., Gomez, C. et al. 2014. The 21 February 2005, catastrophic waste avalanche at Leuwigajah dumpsite, Bandung, Indonesia. *Geoenviron Disasters* 1, 10 (2014). <https://doi.org/10.1186/s40677-014-0010-5>
- Liu, C., Shi J., Lv, Y. and Shao, G. 2020. A modified stability analysis method of landfills dependent on gas pressure. *Waste Management & Research* 1-11.
- Lu S-F., and Feng S-J. 2022. Coupled bio-hydro-thermo-mechanical interactions of landfilled MSW based on a multi-phase, multi-component numerical model. *Computers and Geotechnics* 144 104659.
- Ma, P. Ke, H., Lan, J. et al. 2019. Field measurement of pore pressures and liquid-gas distribution using drilling and ERT in a high food waste content MSW landfill in Guangzhou. *Engin. Geology* 250: 21-33.
- 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*.
- Merry, S.M., E. Kavazanjian, and W.U. Fritz, 2005. Field Reconnaissance of the July 10, 2000. Payatas Waste Slide, Quezon City, Philippines. *J. Perform. Constr. Fac.*, v.19(2), pp. 100-107
- 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*.
- Qian, X., Koerner, R.M. and Gray, D.H. 2002 Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction. *Prentice Hall*, New Jersey.
- Reddy, K. and MunwarBasha, B. 2014. Slope stability of waste dumps and landfill: State-of-the-art and future challenges. *Proceedings of Indian Geotechnical Conference*.
- Rodrigo, ME. (2016). BIOLEACH: un modelo matemático para la evaluación conjunta de la producción de lixiviados y biogás en vertederos de RSU. <http://hdl.handle.net/10251/74687>
- Shu S, Li Y, Sun Z, Shi J. 2021. Effect of gas pressure on municipal solid waste landfill slope stability. *Waste Management & Research*. 40(3):323-330. doi:10.1177/0734242X211001414
- Shu, S. and Shi, J. 2022. Slope stability of municipal solid waste landfills under combined effects of gas pressure and temperature changes. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*. Vol. 44 N 1. January
- Stylianou, E., Pateraki, C., Ladakis, D., Fernández, M.C., Latorre-Sánchez, M., Coll, C. and Koutinas, A. 2020. Evaluation of organic fractions of municipal solid waste as renewable feedstock for succinic acid production. *Biotechnol Biofuels* 13, 72 (2020). <https://doi.org/10.1186/s13068-020-01708-w>.
- Tchobanoglous, G.; Theisen, H. Vigil, S. 1994. Gestión integral de residuos sólidos. *McGraw-Hill*, D.L. Madrid.
- Thiel, R. 1999. Design of a gas pressure relief layer below a geomembrane cover to improve stability. pp 235-252. *Proc. of Geosynthetics '99*. Boston, April 1999. Industrial Fabrics Association International (IFAI) Publishers, St Paul MN
- Townsend, T. Wise W. and Jain P. 2005. One-Dimensional Gas Flow Model for Horizontal Gas Collection Systems at Municipal Solid Waste Landfills. *J. Environ. Eng.* 131:1716-1723
- 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
- Varnero, 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.
- Wen, S., Cheng, W., Li, D. and Hu, W. 2023. Evaluating gas breakthrough pressure and gas permeability in a landfill cover layer for mitigation of hazardous gas emissions. *Journal of Environmental Management*, Volume 336, 2023, 117617, ISSN 0301-4797.
- Yang, R., Xu, Z. and Chai J. 2018. A review of characteristics of landfilled municipal solid waste in several countries: Physical composition, unit weight, and permeability coefficient. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol 27, No. 6, pp 2425-2435.
- Xu, Q., Tolaymat, T., & Townsend, T. G. 2012. Impact of Pressurized Liquids Addition on Landfill Slope Stability. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 138(4), 472–480.
- Zekkos, D., Vlachakis, V. and Athanasopoulos G. 2014. The 2010 Xerolakka landfill slope instability. *Environmental Geotechnics*. Vol. 1 Issue 1, February 2014, pp 56-65.
- Zhan, T., Xu, X., Chen, Y. Ma, X., and Lan, J. 2015. Dependence of Gas Collection Efficiency on Leachate Level at Wet Municipal Solid Waste Landfills and Its Improvement Methods in China. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. Vol. 141, Issue 4
- Zhang, Z., Wang, Y., Fang, Y., Pan, X., Zhang J. and Xu H. 2020. Global study on slope instability modes based on 62 municipal solid waste landfills. *Waste Management & Research*. doi.org/10.1177/0734242X20953486.
- Zhang, T., Shi, J., Wu, X. Lin, H. and Li, X. 2021. Simulation of gas transport in a landfill with layered new and old municipal solid waste. *Sci Rep* 11, 9436.

# INTERNATIONAL SOCIETY FOR SOIL MECHANICS AND GEOTECHNICAL ENGINEERING



*This paper was downloaded from the Online Library of the International Society for Soil Mechanics and Geotechnical Engineering (ISSMGE). The library is available here:*

<https://www.issmge.org/publications/online-library>

*This is an open-access database that archives thousands of papers published under the Auspices of the ISSMGE and maintained by the Innovation and Development Committee of ISSMGE.*

*The paper was published in the proceedings of the 17th Pan-American Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering (XVII PCSMGE) and was edited by Gonzalo Montalva, Daniel Pollak, Claudio Roman and Luis Valenzuela. The conference was held from November 12<sup>th</sup> to November 16<sup>th</sup> 2024 in Chile.*